

NOU

Norges offentlige utredninger 2013: 10

Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester



ISSN 0333-2306
ISBN 978-82-583-1181-9

07 Aurskog AS

Til Miljøverndepartementet

Den 28. oktober 2011 nedsatte regjeringen et ekspertutvalg som skulle arbeide med problemstillinger i tilknytning til verdier av økosystemtjenester. Utvalget legger med dette fram sin utredning.

Oslo, 29. august 2013

Stein Lier-Hansen
(leder)

Pål Vedeld

Kristin Magnussen

Iulie Aslaksen

Claire Armstrong

Dag Hessen

Peter Johan Schei

Kjell Arne Brekke

Signe Nybø

Kristin Sørheim

Morten Clemetsen

Karl-Göran Mäler

Anne Brendemoen
(sekretariatsleder)

Kirsten Grønvik Bråten

Finn Katerås

Bent Arne Sæther

Innhold

Sammendrag og anbefalinger	9	4.3	Drivkrefter og påvirkningsfaktorer og norske økosystemer	77
Del I Innledning og bakgrunn	23	4.3.1	Grunnleggende drivkrefter	77
		4.3.2	Viktige påvirkningsfaktorer for norske økosystemer	81
1 Mandat, sammensetning og arbeid	25	4.4	Utvalgets valg av kategorier for norske økosystemer	88
1.1 Mandat	25		Kilder for vurderingen av norske økosystemer	89
1.2 Utvalgets sammensetning og arbeid	27	4.5	Hav	97
1.3 Oppsummering av mandatet og disposisjon for utredningen	28	4.6	Kystsonen	100
		4.7	Ferskvann	102
		4.8	Skog	104
2 Økosystemtjenestetilnærmingen – utvikling og bakgrunn	29	4.9	Våtmark	106
		4.10	Fjell	108
2.1 Innledning	29	4.11	Arktiske økosystemer	110
2.2 Avveininger – bedre valg og kritiske valg	33	4.12	Kulturlandskapet	113
2.3 Miljø- og ressurstilstanden globalt	36	4.13.1	Åpent lavland	114
		4.13.2	Jordbruksområder	115
2.4 Utvikling av økosystemtjenestetilnærmingen	39	4.14	Grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer)	117
2.5 Millennium Ecosystem Assessment	42	4.15	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	121
2.6 Det internasjonale TEEB-prosjektet	44	4.15.1	Gjennomgående god tilstand i økosystemene, men flere bekymringsfulle utviklingstrekk ..	121
2.6.1 Om TEEB-prosjektet	44		Stort behov for mer kunnskap om norske økosystemer	123
2.6.2 TEEBs tilnærming og begrepsapparat	44	4.15.2	Utvalgets anbefalinger	125
2.6.3 Hovedkonklusjoner og anbefalinger fra TEEB	47	4.16		
2.7 Økosystemtjenester i mellomstatlig samarbeid	50	5	Status og utviklingstrekk for norske økosystemtjenester	127
2.8 Økosystemtjenester og arbeidet med grønn økonomi	51	5.1	Kategorisering av norske økosystemtjenester	127
2.9 Eksempler på TEEB-oppfølging og økosystemstudier i andre land	52	5.1.1	Aktuelle referanser for kategorisering	127
2.10 Utfordringer og begrensninger ved økosystemtjenestetilnærmingen ..	54	5.1.2	Aktuelle problemstillinger ved kategorisering	129
2.11 Utvalgets vurderinger og konklusjoner	63	5.1.3	Utvalgets kategorisering av norske økosystemtjenester	132
Del II Økosystemer og økosystemtjenester	67	5.2	Gjennomgang av norske økosystemtjenester	135
		5.3	Grunnleggende livsprosesser (økosystemfunksjoner/støttende tjenester)	135
3 Innledning til Del II – Økosystemer og økosystemtjenester	69	5.3.1	Fotosyntese	137
		5.3.2	Primærproduksjon	137
4 Tilstand og utvikling i norske økosystemer	70	5.3.3	Jord- og sedimentdannelse	138
4.1 Innledning	70	5.3.4	Næringsstoffkretsløp	139
4.2 Forholdet mellom biologisk mangfold og økosystemtjenester ..	70	5.3.5	Vannkretsløpet	139
		5.3.6	Evolusjonære prosesser og økologiske interaksjoner	140

5.4	Regulerende tjenester	141	Del III	Synliggjøring for bedre	
5.4.1	Klimaregulering	141		forvaltning	207
5.4.2	Luftkvalitetsregulering	146			
5.4.3	Vannstrømsregulering	146	7	Innledning til Del III –	
5.4.4	Erosjonsbeskyttelse	149		Synliggjøring for bedre	
5.4.5	Naturskaderegulering	149		forvaltning	209
5.4.6	Vannrensning og avfallsbehandling (nedbryting og avgiftning)	150	8	Synliggjøring av verdier og	
5.4.7	Sykdomsregulering	151		økonomisk verdsetting	211
5.4.8	Skadeorganismeregulering og biologisk kontroll	151	8.1	Kvalitativ og kvantitativ synlig- gjøring av verdier	211
5.4.9	Pollinering	152	8.2	Økonomisk verdsetting	212
5.4.10	Vedlikehold av jordsmonn	154	8.2.1	Momenter ved økonomisk verdsetting	212
5.5	Forsynende tjenester	155	8.2.2	Total samfunnsøkonomisk verdi ..	216
5.5.1	Mat	156	8.2.3	Metoder for økonomisk verdsetting	218
5.5.2	Ferskvann	167	8.3	Alternative metoder for synlig- gjøring og vektning av verdier	224
5.5.3	Fiber	167	8.3.1	Medvirkende prosesser	224
5.5.4	Bioenergi	172	8.3.2	Multikriterieanalyse	225
5.5.5	Genetiske ressurser	174	8.4	Kombinasjon av forskjellige verktøy og metoder	227
5.5.6	Biokjemikalier og medisin- ressurser	176	8.4.1	Medvirkende økonomisk verdsetting	229
5.5.7	Pynte- og dekorasjonsressurser ...	179	8.5	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	230
5.6	Opplevelses- og kunnskaps- tjenester (kulturelle tjenester)	180	8.6	Utvalgets anbefalinger	232
5.6.1	Rekreasjon, friluftsliv og naturbasert reiseliv	180	9	Samfunnsøkonomiske analyser	
5.6.2	Velvære og estetiske verdier	187		som beslutningsstøtte	233
5.6.3	Stedsidentitet	189	9.1	Hva er samfunnsøkonomiske analyser?	233
5.6.4	Åndelig berikelse	190	9.1.1	Tre hovedtyper av samfunns- økonomiske analyser	233
5.6.5	Religiøse verdier	191	9.1.2	Hovedelementene i samfunnsøkonomiske analyser ..	234
5.6.6	Inspirasjon og symbolske perspektiver	192	9.1.3	Økosystemtjenester i samfunns- økonomiske analyser	234
5.6.7	Kunnskap og læring	192	9.1.4	NOU 2012: 16 Samfunns- økonomiske analyser	235
5.6.8	Naturarv	193	9.2	Sentrale problemstillinger for behandlingen av miljøgoder og økosystemtjenester i samfunns- økonomiske analyser	236
5.7	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	194	9.2.1	Kalkulasjonspriser og prisutvikling over tid	236
5.8	Utvalgets anbefalinger	195	9.2.2	Neddiskontering av fremtidig nytte og kostnad	237
6	Norge og andre lands		9.2.3	Nærmere om risiko og usikkerhet	238
	økosystemer	197	9.2.4	Behandling av irreversibilitet, usikkerhet og potensielle katastrofer	239
6.1	Hvordan påvirker Norge andre lands økosystemer?	198	9.2.5	Behandling av fordelings- virkninger	240
6.1.1	Direkte og indirekte påvirkning av økosystemer	198			
6.1.2	Store økosystemverdier og svak miljøforvaltning øker risikoen for negativ påvirkning	198			
6.2	Norsk økonomisk aktivitet i utlandet	199			
6.2.1	Norske utenlandsinvesteringer	199			
6.2.2	Norsk import	200			
6.2.3	Norsk bistand	200			
6.3	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	204			
6.4	Utvalgets anbefalinger	206			

9.2.6	Ikke-prissatte virkninger i nytte-kostnadsanalyse	241	10.9	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	294
9.3	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	242	10.9.1	Tilfanget av studier og informasjon varierer mellom ulike økosystemer	294
9.3.1	Spekteret av samfunnsøkonomiske analyser	242	10.9.2	Det finnes mest kunnskap om verdien av forsynende tjenester	294
9.3.2	Kalkulasjonspriser og utvikling over tid	243	10.9.3	Markedspriser og betinget verdsetting mest brukt i økonomisk verdsetting	295
9.3.3	Neddiskontering av fremtiden	244	10.9.4	Verdsettingsstudier bidrar ofte til forskning og metodeutvikling	297
9.3.4	Usikkerhet, irreversibilitet og mulige katastrofer	246	10.9.5	Begrensede mulighetene for overføring av verdianslag	297
9.3.5	Vurdering av ikke-prissatte virkninger	246	10.9.6	Fortsatt utfordringer og behov for flere økonomiske verdsettingsstudier	299
9.4	Utvalgets anbefalinger	247	10.10	Utvalgets anbefalinger	300
10	Økonomiske anslag for verdier av økosystemtjenester i Norge	248	11	Regnskap og indikatorer for bedre forvaltning	301
10.1	Hvilke økonomiske størrelser representerer verdianslagene?	248	11.1	Nasjonalregnskap, miljøregnskap og bærekraftsindikatorer	301
10.2	Skog	250	11.1.1	Om nasjonalregnskapet	301
10.2.1	Verdianslag fra eksisterende litteratur	250	11.1.2	FNs system for miljø- og energiregnskap	304
10.2.2	Oppsummering skog	256	11.1.3	BNP som mål på velferd og bærekraft	304
10.3	Ferskvann og våtmarker	257	11.1.4	Grønt BNP	305
10.3.1	Verdianslag fra eksisterende litteratur	258	11.1.5	Indikatorer for bærekraft	306
10.3.2	Oppsummering ferskvann og våtmarker	264	11.1.6	Sammensatte indikatorer	310
10.4	Hav og kystsoner	266	11.2	SEEA Eksperimentelle økosystemregnskap	311
10.4.1	Verdianslag fra eksisterende litteratur	267	11.2.1	Grunnleggende begreper og sammenhenger	312
10.4.2	Oppsummering hav og kystsoner .	276	11.2.2	Geografiske enheter	313
10.5	Fjell	278	11.2.3	Klassifisering og avgrensning	314
10.5.1	Verdianslag fra eksisterende litteratur	278	11.2.4	Økosystemkapital målt i tjenestoomfang og tilstand målt i fysiske enheter	314
10.5.2	Oppsummering fjell	280	11.2.5	Økonomisk verdsetting og integrering med nasjonalregnskap	316
10.6	Grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer)	281	11.3	Bruk og formidling av indikatorer	318
10.6.1	Verdianslag fra eksisterende litteratur	281	11.3.1	Overordnet nasjonal politikk	318
10.6.2	Oppsummering grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer)	283	11.3.2	Miljø- og sektorpolitikk	319
10.7	Kulturlandskap (jordbruksområder og åpent lavland)	285	11.4	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	320
10.7.1	Verdianslag fra eksisterende litteratur	286	11.5	Utvalgets anbefalinger	322
10.7.2	Oppsummering kulturlandskap (jordbruksområder og åpent lavland)	288	Del IV	Synliggjøring gjennom virkemidler og rammebetingelser	325
10.8	Friluftsliv og rekreasjon	291	12	Innledning til Del IV – Synliggjøring gjennom virkemidler og rammebetingelser	327
10.8.1	Friluftsliv har stor verdi for folkehelsen	291			
10.8.2	Verdsetting av ulike friluftslivsaktiviteter	293			

13	Grunnlaget for miljø- og naturressursforvaltningen	329	15.6.4	Behov for mer helhetlig planlegging	365
13.1	Særtrekk ved norsk miljø- og naturressursforvaltning og aktuelle styringsutfordringer	329	15.6.5	Behov for bedre plan- og miljøkompetanse i kommunene	368
13.2	Noen prinsipper og kriterier for miljøpolitikk og virkemiddelbruk	331	15.6.6	Større økonomiske incentiver for kommunene	369
13.3	Noen viktige lover	334	15.6.7	Utvidet bruk av avgifter	370
13.4	Internasjonalt ressurs- og miljøsamarbeid	334	15.7	Særmerknad	373
13.5	Norges avtaler med EU	337	15.8	Utvalgets anbefalinger	373
13.6	Utvalgets anbefalinger	338			
14	Formidling av kunnskap, engasjement og legitimitet	340	16	Virkemidler mot klimaendringer, forurensning og overbeskatning	375
14.1	Kunnskap som rettighet og virkemiddel	340	16.1	Fremmede organismer	375
14.2	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	341	16.2	Miljøgifter	376
14.3	Utvalgets anbefalinger	344	16.3	Vann- og luftforurensning	377
15	Virkemidler i arealforvaltningen	346	16.4	Klimaendringer	377
15.1	Naturmangfoldloven	348	16.5	Høsting	378
15.1.1	Generelle regler om bærekraftig bruk	348	16.6	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	380
15.1.2	Områdevern	348	16.7	Utvalgets anbefalinger	380
15.1.3	Prioriterte arter og utvalgte naturtyper	350	17	Næringsstøtte	381
15.2	Plan- og bygningsloven	350	17.1	Skatteutgifter med negative miljøkonsekvenser	381
15.2.1	Planlegging etter plan- og bygningsloven	350	17.2	Budsjettmessig næringsstøtte med negative miljøkonsekvenser	383
15.2.2	Statlig styring av lokal planlegging	350	17.3	Landbruksstøtten	383
15.2.3	Regelverket om konsekvensutredninger	352	17.4	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	387
15.3	Spesielt om kommunenes rolle, ansvar og kompetansebehov	353	17.5	Særmerknad	388
15.4	Kommunenes økonomi	356	17.6	Utvalgets anbefalinger	389
15.5	Arealplanlegging til havs	357	Del V	Økonomiske og administrative konsekvenser	391
15.6	Utvalgets vurderinger og konklusjoner	357	18	Økonomiske og administrative konsekvenser	393
15.6.1	Vern og betaling for økosystemtjenester	358	18.1	Samfunnsøkonomiske gevinster ved bedre miljø- og ressursforvaltning	393
15.6.2	Økologisk kompensasjon – et mulig supplement til vern?	361	18.2	Økonomiske konsekvenser	393
15.6.3	Stereke økosystemtjenestefokus i reglene for lokal planlegging?	363	18.3	Administrative konsekvenser	394
			18.4	Andre forhold	394
			Referanser		395

Sammendrag og anbefalinger

Bakgrunn

Mennesker er avhengig av naturen

Verdens små og store økosystemer leverer tjenester som vi mennesker er helt avhengig av, men som vi ikke alltid erkjenner eller reflekterer over. Økosystemene er grunnlaget for produksjon av mat, medisiner og en rekke materialer. De renses luft og vann, binder karbon, beskytter mot flom, ras, storm og erosjon, og de gir oss mulighet for både åndelige og fysiske opplevelser. Og ikke minst: ved en bærekraftig utnyttelse og forvaltning kan de fortsette å levere disse livsviktige tjenestene i overskuelig fremtid.

At mennesker er avhengig av naturen er ingen ny erkjennelse. At vi risikerer å utarme vårt eget livsgrunnlag er heller ikke et nytt fenomen. Omfanget, intensiteten og hastigheten i påvirkningen er derimot relativt ny. Både verdens raskt voksende folketall og teknologiene vi har utviklet gjør oss i stand til å utnytte og påvirke økosystemene på en helt annen måte enn tidligere.

Økosystemtjenester på dagsorden

Begrepet *økosystemtjenester* ble for alvor satt på den politiske dagsorden da FN la fram sin globale økosystemstudie i 2005, *Millennium Ecosystem Assessment* (MA), et arbeid som involverte mer enn 1300 forskere. Studien konkluderte med at menneskelig aktivitet har en klar og økende negativ effekt på klodens biologiske mangfold og økosystemer, og at både motstandskraften og kapasiteten i økosystemene er redusert. Økosystemtjenestebegrepet ble tatt i bruk for å synliggjøre at naturen – i tillegg til å ha en egenverdi – bidrar med helt konkrete tjenester som menneskene har direkte og indirekte nytte av. Et av hovedfunnene i MA var at 15 av klodens 24 definerte økosystemtjenester var i nedgang.

Prosjektet *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) er en oppfølger av MA, blant annet inspirert av Stern-rapporten, som viser de økonomiske konsekvensene av klimaendringer og de økonomiske argumentene for klimapolitikk. TEEB-prosjektet skulle på tilsvarende måte rede-

gjøre for den økonomiske betydningen av biologisk mangfold og økosystemtjenester, og kostnadene vi pådrar oss ved å forringe økosystemene og deres evne til å levere disse tjenestene. Som MA konkluderer TEEB med at utnyttelsen av naturen nå er gått så langt at økosystemenes evne til å levere tjenester er redusert. Det er fare for at de økonomiske og sosiale kostnadene vil tilta i stadig raskere tempo hvis vi ikke reduserer vår belastning på miljøet. Befolkningen i fattige land, som ofte er direkte avhengig av naturen, rammes ofte først og mest direkte når mulighetene for livsopphold trues av svekket tilstand i økosystemene.

For billig å forbruke natur

I følge TEEB ligger mye av årsaken til vårt store forbruk av økosystemtjenester i at tjenestene framstår som gratis eller billige å utnytte. At naturkapitalen er knapp, og at det koster noe å tape natur, blir derfor ikke tatt hensyn til når det fattes beslutninger om produksjon og forbruk. Hovedbudskapet til TEEB er at betydningen av – og knappheten på – økosystemtjenester må gjøres synlig for alle som utnytter dem. En pragmatisk måte å synliggjøre en slik betydning på, er å beregne økosystemtjenestenes økonomisk verdi – der dette er mulig. Siden vi som oftest bruker og overbelaster naturen som en del av vår økonomiske virksomhet, kan det være fornuftig at også kostnadene ved tap av natur måles i penger. TEEB understreker at lover, regler, avgifter, subsidier og andre rammebetingelser som offentlige og private aktører handler under, må reflektere knappheten på og betydningen av økosystemtjenestene. Nasjonalregnskap og andre overordnede rapporteringssystemer må utvikles slik at økosystemtjenestenes verdier kommer til syne.

Utvalget for verdier av økosystemtjenester

TEEB-prosjektet er den direkte foranledningen til at ekspertutvalget for verdier av økosystemtjenester ble oppnevnt i oktober 2011. Oppsummert har utvalgets mandat vært å vurdere:

- i hvilken grad begrepene og konklusjonene fra TEEB-prosjektet er relevante for Norge
- tilstanden og utviklingen for norske økosystemer og økosystemtjenester
- metoder for å synliggjøre betydningen av økosystemene og økosystemtjenestene
- om rammebetingelsene private og offentlige beslutningstakere handler under i tilstrekkelig grad formidler betydningen av og knappheten på økosystemer og økosystemtjenester.

Økosystemtjenestetilnærmingen og relevansen for norsk miljøforvaltning

TEEBs tilnærming har møtt en del kritikk, spesielt på grunn av sitt klare fokus på hva naturen betyr *for oss*, og på grunn av den vekten som er lagt på økonomisk verdsetting. Det er også disse sidene ved TEEB som utvalget har viet mest oppmerksomhet.

Økosystemtjenestetilnærmingen bidrar til å synliggjøre betydningen av naturen

Naturgoder er ofte fellesgoder som kan utnyttes gratis. Dette gir hver og en av oss få insentiver til å begrense bruken. Ubegrenset bruk kan føre til overforbruk, og til at natur og naturgoder forringes eller ødelegges helt. Samfunnet må etablere regler som hindrer at viktige økosystemer blir forringet eller går tapt. Det som kjennetegner økosystemtjenestetilnærmingen og bidraget fra TEEB er fokuset på hva naturen betyr for vår økonomi og velferd. Natur har ikke bare en egenverdi, den bidrar også med en lang rekke tjenester som det ville være svært kostbart å miste. Utvalget mener tilnærmingen belyser en viktig side av vår avhengighet av naturen, og gir et viktig og relevant tilleggsargument for å ta vare på natur. En større bevissthet om hva naturen faktisk bidrar med av fundamentale og uerstattelige goder kan gi en bedre miljøforvaltning og større forståelse for behovet for slik forvaltning. Natur-

Begreper og klassifiseringer

De økologiske og økonomiske begrepene som benyttes i utredningen kan gis flere forskjellige definisjoner, og økosystemer og økosystemtjenester kan klassifiseres og grupperes på ulike måter. Utvalgets forståelse av de viktigste begrepene er som følger¹:

Biologisk mangfold: Alle variasjonene av livsformer som finnes på jorda, bl.a. terrestriske, marine eller andre akvatiske økosystemer og de økologiske komplekser som de er en del av. Dette omfatter mangfold innenfor artene (genetisk mangfold), på artsnivå og på økosystemnivå.

Økosystem: Et dynamisk kompleks av planter, dyr og mikroorganismer og det ikke-levende miljøet rundt dem, som gjennom et samspill utgjør en funksjonell enhet. I utredningen omtaler vi økosystemene hav, kystsoner, ferskvann, skog, våtmark, fjell, arktiske økosystemer og kulturlandskap, som er en samlebetegnelse for åpent lavland og jordbruksområder, samt grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer).

Økosystemtjenester: Økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd. Begrepet omfatter både fysiske goder og ikke-fysiske tjenester vi får fra naturen. Begrepet

naturgoder benyttes noen ganger synonymt. I utredningen opererer vi med de fire hovedkategoriene grunnleggende livsprosesser (også betegnet som støttende tjenester eller økosystemfunksjoner), regulerende tjenester, forsynende tjenester og opplevelses- og kunnskapstjenester (også kalt kulturelle tjenester).

Naturkapital: Beholdningen av naturressurser og økosystemer. Naturkapitalen kan levere strømmer av økosystemtjenester i all framtid, hvis den forvaltes godt.

Eksterne effekter: Gevinster eller kostnader ved produksjon eller forbruk som ikke blir godskrevet eller belastet den som forårsaker dem, og som vedkommende derfor ikke nødvendigvis tar hensyn til.

Fellesgoder (kollektive goder): Goder som er ikke-rivaliserende og ikke-ekskluderende, det vil si at én person sitt bruk av godet ikke går på bekostning av andres muligheter for bruk, og at man ikke kan hindre noen i å bruke det. Mange av godene fra naturen er ikke-rivaliserende så lenge samlet bruk er liten, men blir rivaliserende etter hvert som bruken øker. Ren luft og en vakker utsikt er i utgangspunktet eksempler på fellesgoder.

¹ Både «økosystem» og «biologisk mangfold» er definert som i Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD), mens «økosystemtjenester» og «naturkapital» er definert som i TEEB-prosjektet.

verdiene må synes, men ikke nødvendigvis måles i kroner

Økosystemtjenestetilnærmingen har fokus på at betydningen av økosystemtjenestene må være synlig for alle som tar beslutninger som kan påvirke naturen. Både innen forskning og forvaltning er det enighet om at det er viktig å synliggjøre denne betydningen, men det er ulike syn på i hvilken grad og hvordan økonomisk verdsetting bør benyttes. Vi oppfatter at TEEB har et nyansert og pragmatisk syn på økonomisk verdsetting, som går ut på at en del økosystemtjenester kan og bør verdsettes økonomisk, mens andre i beste fall kan synliggjøres kvantitativt. Mange økosystemtjenester vil man best kunne beskrive kvalitativt. Denne vurderingen av verdsetting og synliggjøring er også i tråd med utvalgets vurderinger. Naturindeks for Norge kan være et utgangspunkt for kvantitativ beskrivelse av det biologiske mangfoldet som grunnlag for økosystemtjenestene.

Naturverdiene må formidles gjennom virkemidler og rammebetingelser

TEEBs budskap om at betydningen av økosystemtjenestene må formidles til private og offentlige beslutningstakere gjennom lover, regler, skatter, avgifter og andre virkemidler for å bli tatt hensyn til, er viktig. Vi oppfatter at TEEB har et bredt perspektiv på hvordan ulike virkemidler kan bidra til dette, og på at ulike land vil trenge ulike løsninger. Imidlertid er TEEBs fokus på naturens leveranser av økosystemtjenester og på økonomisk verdsetting blitt tolket av enkelte kritikere som argument for å bruke markedsbaserte virkemidler snarere enn juridiske, og enkelte advarer mot at en slik tilnærming vil gjøre natur til en handelsvare i større grad enn i dag. Utvalget mener imidlertid at bekymringen for at naturen skal bli en handelsvare trolig er overdrevet, i alle fall for norsk miljøforvaltning. Dagens norske naturforvaltning er dominert av juridiske virkemidler. Som vi kommer tilbake til nedenfor kan det være aktuelt å *supplere* dagens juridiske virkemidler med flere økonomiske, men det er uavhengig av om økosystemtjenestene tilordnes en økonomisk verdi, eller om de synliggjøres på annen måte.

Økosystemtjenestetilnærmingen – et nyttig supplement

Oppsummert er det vår vurdering at økosystemtjenestetilnærmingen kan være et nyttig supplement i norsk miljø- og ressursforvaltning, som kan få klarere fram hvorfor det er viktig for vår

egen velferd å ta vare på natur. TEEBs budskap om at betydningen av godene vi får fra naturen bør være synlige for beslutningstakere på alle plan, og om at rammebetingelsene bør utformes slik at knappheten og verdien av tjenestene blir tatt hensyn til, er opplagte og relevante for Norge. Norge har allerede et relativt omfattende regelverk knyttet til påvirkning av økosystemer og bruk av økosystemtjenester, og spørsmålet vi diskuterer i denne rapporten er derfor snarere om regelverket er godt nok, og spesielt om når og hvordan økosystemtjenestetilnærmingen vil kunne bidra til bedre forvaltning.

Utfordringer og begrensninger ved økosystemtjenestetilnærmingen

Økosystemtjenestetilnærmingen kan betraktes som supplement til økologiske, etiske og samfunnsvitenskaplige argumenter. Naturmangfoldloven bygger på at naturen tillegges grunnleggende verdier som nytte- eller bruksverdi, opplevelsesverdi, verdi knyttet til identitetsfølelse og tilhørighet, økologisk verdi og egenverdi. I enkelte situasjoner kan naturverdiene styrkes ved å synliggjøre nytteverdier parallelt med naturens egenverdi, mens det i andre situasjoner vil være mest hensiktsmessig å anvende de to verditypene hver for seg. Som for annen miljø- og naturressursforvaltning, er det utfordringer knyttet til økosystemtjenestetilnærmingen. Dette gjelder spesielt økologisk kompleksitet, etiske vurderinger, interessemotsetninger og kortsiktighet. Det går et skille mellom økonomisk verdsetting for å synliggjøre natur og tilrettelegging av nye markeder for økosystemtjenester på bekostning av juridiske virkemidler.

Økosystemtjenestetilnærmingen må videregjøres inn i en bredere samfunns- og styringsmessig sammenheng som tar hensyn til norske forvaltningstradisjoner og miljøpolitiske virkemidler, og som styrker grunnlaget for bedre samarbeid mellom sektorer og mer helhetlig (økosystembasert) forvaltning.

Tilstand og utvikling for norske økosystemer

En nødvendig betingelse for god naturforvaltning er tilstrekkelig kunnskap om tilstanden i økosystemene og deres evne til å levere tjenester, og om hvordan menneskelig aktivitet påvirker denne. En viktig del av utvalgets mandat har derfor vært å framskaffe en slik oversikt. Utgangspunktet for gjennomgangen har vært eksisterende kunnskap og statistikk, det er altså ikke gjennomført noen

ny undersøkelse av norske økosystemer eller økosystemtjenester. Nedenfor følger en kort oppsummering av vår vurdering av tilstanden i, og utviklingen for, de norske økosystemene. Vi beskriver også de viktigste påvirkningsfaktorene. Gjennomgangen er bl.a. basert på naturindeksen og rødlisteter for truede arter og naturtyper. Tilstanden i økosystemene vil bestemme hvilke økosystemtjenester de kan levere og kvaliteten på disse tjenestene, og vi gir noen eksempler på viktige tjenester.

Hav og kystsonen – viktig for blant annet fisk og annen sjømat, biokjemikalier og genetiske ressurser for nye næringer, og for naturopplevelser og rekreasjon

Tilstanden i Barentshavet og Norskehavet vurderes som generelt god, med unntak for enkelte sjøfugl- og fiskebestander, mens tilstanden i Nordsjøen og Skagerrak er klart negativt påvirket av menneskelig aktivitet. Tilstanden i kystsonen er sterkt varierende, med bl.a. reduserte tareskoger og lave bestander av kysttorsk. Påvirkningene på de marine økosystemene kommer fra økonomiske aktiviteter i havområdene, som fiskeri, skipsfart og petroleumsvirksomhet, og påvirkninger utenfra, som forurenset elvevann, langtransportert forurensning og utslipp av klimagasser.

Klimagassene medfører blant annet stigende havtemperatur, økt ismelting, havforsuring, artsendringer og en lang rekke andre økosystemendringer. Klimaendringer har allerede effekter på enkelte nøkkelarter og på livet i havet, særlig i de nordlige områdene og rundt Svalbard.

Høsting har størst direkte påvirkning på fisk og sjøpattedyr, og det er viktig at fiske skjer innenfor biologisk forsvarlige grenser. Det er også viktig at høsting gjøres på en skånsom måte slik at ikke økosystemer skades unødig. Bl.a. er det viktig å unngå skader på korallrev og andre sårbare bunnområder som følge av bunntråling.

Endringer i arealbruk er den viktigste trusselfaktoren i kystsonen. Slike endringer skjer bl.a. i form av nedbygging, utfylling og omdisponering av naturområder til andre formål. Dette påvirker kystøkosystemene på ulike vis, ikke minst viktige gyte- og oppvekstområder for kystbestander av fisk, og kystlandskapet som er viktig for rekreasjon og naturopplevelser.

Akvakultur i kystområdene gir negative miljøkonsekvenser i form av forurensning, smitte av villfisk med lakselus og andre sykdommer, og innblanding av rømt oppdrettslaks i villaksbestander. Forurensning påvirker de marine økosystemene gjennom bl.a. overgjødning i kystsonen og tilførsel av miljøgifter og forsøpling, og det er viktig

med fortsatt innsats nasjonalt og internasjonalt for å redusere utslippene.

De ulike påvirkningsfaktorene virker ofte sammen, og f.eks. blir tareskogen langs norskekysten negativt påvirket både av økt sjøtemperatur og av overgjødning og tilslamming. Introduksjon og spredning av fremmede organismer har økt betydelig de siste tiårene, og det er viktig med fortsatt oppfølging.

Ferskvann – viktig for blant annet drikkevann, flomdemping og rekreasjon

De viktigste truslene mot økosystemene i elver og innsjøer er avrenning fra landbruket, fiskeoppdrett, kommunalt avløp og industri, fysiske inngrep og endringer i arealbruk eller vannføring, samt introduksjon og spredning av fremmede organismer. Om lag 1/3 av innsjøarealet er påvirket av vannkraftutbygging. Etablering av ny vannkraft, spesielt små vannkraftverk, har økt betraktelig de siste årene. Den samlede utbyggingen kan gi stor påvirkning på det biologiske mangfoldet og på landskapet, og dette gir konsekvenser for bl.a. fisk, friluftsliv og naturopplevelse. Inngrep i form av veier, drenering og gjenfylling er en særskilt trussel mot mindre vannforekomster.

Nivået for forsuring av ferskvann er fremdeles over tålegrensene i 10 pst. av Norges landareal, selv om forsuringssituasjonen har blitt bedre de 10–15 siste årene. Forurensning som følge av tilførsel av næringssalt (overgjødning) er fremdeles betydelig, særlig i områder med tett bosetting og i landbruksintensive områder. Dette gir algeoppblomstring med negative konsekvenser blant annet for drikkevann, badevann og folks trivsel.

Våtmark – viktig for blant annet flomdemping, karbonlagring og naturopplevelser

Endret arealbruk har påvirket norske våtmarker betydelig. Minst en tredjedel av det opprinnelige arealet av myr under skoggrensen er i dag brukt til landbruks- og utbyggingsformål. Helt siden midten av 1700-tallet og fram mot år 2000 har det vært drevet med grøfting av myr for å øke arealet av dyrket mark og skogproduksjonen. Dette har styrket produksjonen av mat og tømmer i samsvar med norsk politikk, men har også redusert det biologiske mangfoldet.

Våtmarksarealene er dessuten redusert gjennom nedbygging til veier, idrettsanlegg, tomtegrunn og kraftutbygging. Som følge av endret klima og mindre beiting preges også våtmarkene av gjengroing. Mange drenerte myrer holder ikke

på vannet slik de kunne ha gjort i naturlig tilstand. Vannet renner dermed raskere ut i elvene, som stiger raskere og mer enn de ellers ville gjort, og flomfaren øker. Nedbygging av våtmark reduserer i tillegg karbonlagringen og medfører tap av leveområder for trekkfugler og vadefugler.

Skog – viktig for blant annet tømmer, bioenergi, biokjemikalier, karbonlagring, vannrensing og friluftsliv

Det er bestandsskogbruket, med hogstflater, plantefelt og skogsveier, som i høy grad former dagens norske skoglandskap. Noen høyereliggende skogstrøk har store areal med hytter og alpinanlegg, mens sporene fra tidligere seterdrift i overgangen mellom skog og fjell mange steder er visket ut. I lavlandet rundt byer og tettsteder har skogen i mange tilfeller blitt erstattet med ny bosetting og næringsvirksomhet.

Skogbruket påvirker det biologiske mangfoldet og skoglandskapet på ulike vis, og det er viktig å fortsette arbeidet med å finne ut hvordan negativ påvirkning kan reduseres, og hvordan flere økosystemtjenester og brukerinteresser kan ivaretas. Spesielt er det grunn til å se kritisk på bruken av fremmede treslag i skogbruket, blant annet fordi dette kan påvirke det biologiske mangfoldet, økologiske funksjoner og skogøkosystemets produksjonsevne over tid. Arealinngrep gjennom bygging av skogsveier splitter opp skogen og kan være problematiske for bl.a. biologisk mangfold og villmarksfølelse, men vil være positivt for skogsdrift og for noen av de som bruker skogen til rekreasjon.

Klimaendringer i form av økt temperatur og mer nedbør vil påvirke sammensetningen av arter i skoglandskapet, og kan også påvirke skogens produksjonsevne direkte og gjennom sykdomsorganismer på trær og andre organismer. Klimaendringer kan f.eks. føre til endringer i frekvens og lokalisering av insektangrep, med potensielt store konsekvenser for trær og andre arter.

Fjell – viktig for blant annet naturopplevelser, friluftsliv og beite

Gjennom de siste tiårene har fjellområdene vært utsatt for flere typer fysiske inngrep og økt aktivitet, slik som utbygging av vannkraft, vindkraft, kraftledninger, veier og hytter. Dette påvirker både det biologiske mangfoldet og landskapet på fjellet, og dermed fjellenes betydning for friluftsliv og naturopplevelse. Økende motorferdsel er også i ferd med å endre kvaliteten på mange fjellområ-

der som tur- og turistmål, og har også effekter på dyre- og plantelivet.

Klimaendringer gir mildere klima og lengre vekstsesong. Dette vil føre til høyere tregrense, som kan ha store konsekvenser for arter som er tilpasset fjellmiljøet, og kan føre til endringer i næringsnett. Klimaendringene forsterker også prosessen med gjengroing.

I fjellområdene med reisetid inntil 3–4 timer fra de større byene har tallet på fritidsboliger økt kraftig de siste årene, og flere steder er det konflikt og vanskelige avveininger mellom natur- og friluftsinnteresser og utbyggingsinteresser samt motorferdsel i utmark.

Arktiske økosystemer – viktig for blant annet fisk og sjømat, biokjemikalier, genetiske ressurser og naturbasert reiseliv

Den største trusselen mot det biologiske mangfoldet og mange økosystemtjenester i polare hav- og kystområder er klimaendringer og havforsuring. Våtmarkene på Svalbard er også sårbare for klimaendringer. Langtransporterte miljøgifter er fortsatt en betydelig utfordring for artene på toppen av de marine næringskjedene i nordområdene.

Påvirkning fra fiskerier kan øke etter hvert som kommersielle fiskeslag kan bevege seg nordover og bl.a. inn i Svalbards kystfarvann. Svalbards kystområder blir stadig lettere tilgjengelige på grunn av mindre havis, og cruisevirksomheten er økende.

Mindre havis fører også til økt aktivitet og til økte muligheter for utbygging og utnyttelse i nordområdene, ikke minst innen petroleumsvirksomhet, skipsfart, fiskeri og gruvedrift. Dette kan påvirke det biologiske mangfoldet, økologiske funksjoner og biologiske ressurser på mange vis, spesielt gjennom forurensning (herunder akutte utslipp) og inngrep både til lands og til vanns.

Åpent lavland og jordbruksområder (kulturlandskap) – viktig for blant annet mat, beite, jordsmonn, naturarv og stedsidentitet

Jordbrukslandskapet har gått gjennom store endringer som følge av fraflytting, bruksnedleggelse, økte krav til inntjening, nye driftsmetoder og opphør av tradisjonell skjøtsel, og dette påvirker både landskapet og det biologiske mangfoldet. Det tidligere allsidige, arealkrevende og utmarksbaserte jordbruket er erstattet med mer ensidig og intensiv drift på mindre areal, og tidligere jordbruksområder er i ferd med å gro igjen ettersom driften har opphørt. Omfattende gjengroing er med på å

endre landskapet. Fremmede skadelige organismer og forurensning påvirker også jordbruksarealet, og kan true både det biologiske mangfoldet og produksjonen i landbruket. Ulike driftsformer kan bidra til å opprettholde biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap.

Nedbygging av jordbruksareal, som følge av at byer og transportnettverk trenger mer plass, er en viktig faktor for påvirkning av jordbrukslandskapet.

Grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer) – viktig for blant annet flomdemping, rekreasjon og velvære

En stadig større del av verdens, og Norges, befolkning bor i byer og tettsteder. Dette skaper et stort press på bynære grøntområder. Med økt urbanisering og sentralisering er det svært viktig å sikre høy miljøkvalitet i byrom og uteareal, blant annet ved å ta vare på grønnstruktur, nærfriområder til boligfelt, elve- og bekkedrag og andre naturområder i og rundt byer og tettsteder. Både mengden, sammensetningen og kvaliteten på grøntarealer er viktig for rekreasjon og for fysisk og psykisk folkehelse og livskvalitet. Mange områder inneholder også biologisk mangfold og ulike miljø- og kulturkvaliteter.

Mange norske byer og tettsteder ligger ved kysten eller i nærheten av vassdrag, og er dermed sårbare for klimaendringene med tanke på bl.a. flom, overvann og ras. Dette innebærer risiko for liv og verdier, og det er viktig å se mer på om og hvordan naturlige og tilpassede økosystemer kan brukes i klimatilpasningen. Dette kan omfatte mer aktiv bruk av naturlige vassdrag og grønnstruktur i byer og tettsteder.

Relativt god tilstand – stort forskningsbehov

Oppsummert mener utvalget at tilstanden i norske økosystemer er relativt god, men også Norges biologiske mangfold og norske økosystemer utsettes for press fra mange kanter. Arealendringer og arealbruksendringer som følge av nedbygging, omdisponering og oppsplitting av områder er trolig det som gir størst negativ påvirkning. Omfanget av inngrepsfrie naturområder (INON) reduseres stadig: over 1000 kvadratkilometer inngrepsfri natur gikk tapt i perioden 2003–2008¹. Klimaendringer og havforsuring, forurensning, miljøgifter og fremmede arter er også påvirkningsfaktorer, samt mangel på skjøtsel av kultur-

landskapet. Dette setter også økosystemenes evne til å levere økosystemtjenester under press.

Gjennomgangen har også påvist store kunnskapshull og et stort behov for forskning og kunnskapsutvikling.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 4 Tilstand og utvikling i norske økosystemer

- Overvåkingen av norske økosystemer, bestander og arter bør styrkes for å kunne identifisere endringer i økosystemene og for å kunne sikre et bedre faglig grunnlag for å vurdere utviklingen og mulige tiltak. Det er særlig viktig at det etableres overvåking av økosystemer som i dag ikke blir overvåket. Utvalget vil spesielt peke på følgende overvåkingsbehov:
 - Gode tidsserier er viktige, og overvåkingsopplegg som kan gi slike tidsserier bør sikres og videreføres der det er aktuelt.
 - Økosystemene kystsone, åpent lavland og våtmarker anses for å ha de mest mangelfulle overvåkingssystemene. Videre er overvåkingen av biologisk mangfold i havmiljøet for liten i forhold til havområdenes volum og areal.
 - Generelt er overvåkingen av grunnleggende livsprosesser og arter som ikke høstes i dag mangelfull og bør styrkes.
 - Det er viktig å overvåke økologisk infrastruktur dvs. forbindelsene mellom (verdifulle) habitater i ulike økosystemer.
 - Nasjonal overvåking av arealbruksendringer og arealendringer er for dårlig utbygd. I Norge er dette den viktigste påvirkningsfaktoren på landøkosystemer, og det er her utfordringene knyttet til å gjøre avveininger mellom ulike økosystemtjenester er størst.
- Vår kunnskap om norske økosystemer bør styrkes. Vi ser spesielt behov for økt kunnskap om følgende forhold:
 - Marine økosystemer, særlig om økosystemsammenhenger (inkludert lavere trofiske nivå).
 - Jord, og betydningen av biologiske prosesser i jord som grunnleggende livsprosess.
 - Arktiske økosystemer, hvor effekter av klimaendringer, havforsuring og miljøgifter vil være særlig sentralt.

¹ Områder mer enn 1 km fra nærmeste tyngre tekniske inngrep, se www.miljødirektoratet.no/inon/. Statusen for INON kartlegges på nytt i 2013.

- Økosystemer i åpent lavland, og betydningen av skjøtsel for å opprettholde biologisk mangfold som grunnlag for økosystemtjenester.
- Samlet belastning fra arealendringer, arealbruksendringer, klimaendringer, fremmede organismer, forurensing, overbeskating og annen menneskelig aktivitet på arter, bestander og økosystemer.
- Overlevelse og dynamikk hos små fragmenterte (og isolerte) populasjoner, og behovet for økologisk infrastruktur.
- Betydning av biologisk mangfold for å opprettholde økosystemfunksjonene over tid.
- Hvordan klimaendringene vil endre forutsetninger for naturmangfold og økosystemtjenester, og økosystemenes betydning for klimatilpasning.
- Virkninger av aktuelle klimatiltak på økosystemene, herunder bioenergi og skogbrukstiltak og ulike former for *geo-engineering*.²
- Kunnskapen om betydningen av sentrale drivkrefter, påvirkningsfaktorer (spesielt arealendringer og arealbruksendringer) og utviklingen i ulike sektorer bør bedres. Påvirkningen på økosystemene fra transportsektoren, energisektoren og befolkningsvekst og utviklingspress i og rundt de store byene er aktuelle temaer.
- Samfunnsfaglige analyser av de grunnleggende drivkreftene bak sentrale påvirkningsfaktorer mot norske økosystemer er viktige, bl.a. for å gi en styrket forståelse av mer underliggende forhold. Dette inkluderer også bedret forståelse av forhold mellom mål, tiltak og virkemidler og hvordan ulike aktører reagerer på virkemidler av ulike slag.
- Det er behov for økt innsikt i erfaringsbasert kunnskap om økosystemene.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 5 Status og utviklingstrekk for norske økosystemtjenester

- Kunnskapen om biologisk mangfold og økosystemtjenester i Norge må styrkes, og det bør opprettes et eget forskningsprogram som ser på biologisk mangfold, økosystemfunksjoner og økosystemtjenester og sammenhenger mellom disse. Videre bør en del av forskningen gjøres tverrfaglig, slik at man kan arbeide for å

integrere hensynet til biologisk mangfold og økosystemtjenester på en bedre måte i beslutningsprosesser. Vi ser spesielt behov for økt kunnskap om følgende forhold:

- Det kvantitative omfanget av primærproduksjon og hvilke naturlige og menneskeskaptede faktorer som påvirker dette.
- Betydningen av økosystemenes tilstand og biologisk mangfold for å opprettholde økosystemfunksjonene (grunnleggende livsprosesser), og betydningen av dette for produksjon av økosystemtjenester.
- Økosystemtjenester som er særlig viktige for velferd og økonomisk utvikling, bl.a. for økologisk bærekraftig matproduksjon, råmaterialer og fiber, og genetiske ressurser og ulike regulerende tjenester.
- Økosystemtjenester som er særlig viktige for velferd og folkehelse, bl.a. rekreasjon, friluftsliv, naturbasert reiseliv, naturopplevelse, stedsidentitet og naturarv, og fordelingsvirkninger knyttet til dette (bl.a. tilgjengelighet).
- Økosystemtjenester som er særlig viktige for klimaregulering, bl.a. betydningen for albedoeffekt, opptak og lagring av karbon i natursystemene på land og i vann, og boreale skoger og andre naturlige og seminaturlige økosystemers funksjon i opptak eller utslipp av klimagasser.
- Økosystemtjenester som er særlig viktige for klimatilpasning og folks sikkerhet, bl.a. ulike økosystemers betydning i et helhetsperspektiv når klimaet endrer seg. Dette omfatter bl.a. økosystemtjenestene vannstrømsregulering (med flomdemping og overvannshåndtering), erosjonsbeskyttelse, naturskadebeskyttelse, skadedyrregulering og biologisk kontroll.
- Arealtypers og økosystemers robusthet og fleksibilitet for endringer og påvirkninger, og hvordan de ulike elementene i økosystemene virker sammen.
- Muligheter og begrensinger for miljøpolitisk styring på dette feltet.
- Det er behov for økt innsikt i lokal erfaringsbasert kunnskap om økosystemtjenestene.
- Kartlegging av økosystemtjenester i Norge må styrkes for å etablere et bedre grunnlag for kunnskapsbasert forvaltning, herunder avveining mellom bruk av økosystemtjenester. Dette vil kreve systematisk overvåking av utviklingen for sentrale økosystemtjenester.
- Større norske studier om økosystemer, økosystemtjenester og betydningen av disse, etter

² Teknologier for å manipulere jordas klimasystem, ofte ved å fjerne klimagasser fra atmosfæren eller ved å hindre jorda fra å absorbere solstråling.

modell av den britiske økosystemstudien (UK NEA³), bør gjennomføres, fortrinnsvis for hele landet, eventuelt for utvalgte regioner og/eller for utvalgte økosystemer. Slike studier bør inneholde analyser av utvalgte drivkrefter, påvirkningsfaktorer og sammenhenger som påvirker økosystemtjenestene og befolkningens velferd. Eksempler på temaområder er økologisk bærekraftig mat (både fra havet og landbruket), klimatilpasning, vannrelaterte tjenester, naturbasert reiseliv og helsemessige aspekter ved friluftsliv og rekreasjon.

- Det er behov for å bygge opp kapasitet og utvikle institusjoner som er rustet til å utvide forståelsen av samspillet mellom mennesker, natur og samfunn, og grunnleggende kunnskap om sammenhengen mellom biologisk mangfold, økosystemfunksjoner (grunnleggende livsprosesser) og viktige økosystemtjenester. For å oppnå dette bør det etableres et tverrfaglig forskningsmiljø der temaene nevnt over inngår sammen med økonomi og samfunnsfag. Stockholm Resilience Centre⁴ i Sverige er et eksempel på et slikt tverrfaglig forskningssenter.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 6 Norge og andre lands økosystemer

- Det er viktig at vi forstår og har relevant kunnskap om effektene av vår deltakelse i en globalisert verden. Men effektene av Norges samhandling med utlandet kan være diffuse og vanskelige å spore, og kunnskapen er mangelfull. Vi anbefaler at effektene av norsk økonomisk aktivitet på økosystemer i andre land utredes.
- Norsk bistand kan i større utstrekning brukes til å bedre miljøforvaltningskompetanse og kapasitet innen økosystemforvaltning i utviklingsland.

Synliggjøring av verdier for bedre forvaltning

Synliggjøring gjennom økonomisk verdsetting

Ovenfor konkluderte vi med at tilstanden i norske økosystemer er relativt god. Men også norske økosystemer er under kontinuerlig press, og påvirkningsfaktorene er direkte og indirekte effekter av produksjon, forbruk og annen økonomisk aktivitet. TEEB forklarer forringelsen av verdens økosystemer med at bidraget de gir til vår

velferd og økonomi blir oversett i et system der beslutninger i hovedsak er basert på prissignaler. Å forringe natur er gratis for den enkelte, men har en kostnad som belastes fellesskapet og/eller fremtidige generasjoner. Å vise naturgodenes økonomiske verdi vil kunne åpne øynene våre for hvilket bidrag naturen faktisk yter, og gjøre betydningen av velfungerende økosystemer synlig. Vi vil også i prinsippet kunne foreta mer informerte avveininger mellom ulike økosystemtjenester, og mellom økosystemtjenester og andre goder, hvis mer ble målt i kroner.

Fordelene ved økonomisk verdsetting trekkes spesielt fram i forbindelse med samfunnsøkonomiske analyser, og for å synliggjøre et lands reelle naturkapital og hvordan den brukes og eventuelt endres.

I henhold til Utredningsinstruksen skal samfunnsøkonomiske analyser gjennomføres for alle større offentlige prosjekter, f.eks. en vei, et energiprojekt, et sykehus osv. Hensikten med analysen er å fremskaffe en oversikt over alle effekter av prosjektet. Kan alle effekter måles med samme måleenhet – f.eks. kroner – kan de positive effektene i prinsippet summeres og sammenliknes med de negative. En slik beregning kan gi støtte for en beslutning om prosjektet bør gjennomføres eller ikke, eventuelt hvilken variant av prosjektet som bør velges (f.eks. hvilken veitrasé). Et hovedargument for økonomisk verdsetting av effekter på natur og miljø til bruk i samfunnsøkonomiske analyser er at effektene ellers kan bli mindre synlige, all den stund andre nytte- og kostnadskomponenter verdsettes i kroner.

Tilsvarende argument kan føres for å utvikle nasjonalregnskapet. Dersom naturkapitalen, og strømmen av tjenester vi får derfra (altså økosystemtjenestene), hadde vært innarbeidet i nasjonalregnskapet, ville de ofte tette sammenhengene mellom økonomi og natur kommet til syne. Vi ville ha fått en oversikt over hvilke sektorer og aktiviteter som er avhengige av hvilke økosystemtjenester, og hvordan bruken av økosystemtjenester påvirker beholdningen og verdien av naturkapitalen. Det ville blitt synlig hvordan politiske beslutninger påvirker naturen direkte, og indirekte gjennom å påvirke produksjon, forbruk, investeringer og andre aktiviteter. Med dagens nasjonalregnskapssystem, som bare inkluderer naturkapital som omsettes i faktiske markeder (skog, petroleum, vannkraft, etc.), risikerer man å tære på og forringe resten av naturkapitalen uten at det kommer til syne i noe regnskap.

³ Omtale av og lenke til studien finnes her: <http://uknea.unep-wcmc.org/>

⁴ <http://www.stockholmresilience.org/>

Utfordringer ved økonomisk verdsetting

De praktiske, metodiske og også teoretiske utfordringene knyttet til økonomisk verdsetting er imidlertid betydelige. Gjennomgangen vi har gjort viser at det er gjennomført relativt få studier som har verdsatt økosystemtjenester i Norge økonomisk. Tilfanget av studier og kunnskapen om økonomiske verdier varierer mellom de ulike økosystemene, men for de fleste økonomiske verdsettingsmetodene som er anvendt og kjent finnes det få eksempler på bruk. Flere av studiene har også bidratt til forskning og metodeutvikling. Nye studier bør etter vår vurdering ha fokus på hvordan økonomiske verdianslag kan bidra til bedre forvaltning av økosystemene.

For di de fleste økonomiske verdsettingsstudiene er gjennomført som case-studier innenfor avgrensede områder, er det vanskelig å trekke konklusjoner om hva økosystemene og økosystemtjenestene faktisk betyr økonomisk i en nasjonal sammenheng. Utvalget har derfor heller ikke gjort forsøk på å lage slike anslag.

Grunnleggende livsprosesser – kvantitativ og kvalitativ synliggjøring viktigst

Det er mange prinsipielle vurderinger knyttet til økonomisk verdsetting av naturgoder og til bruken av slike anslag. Vi diskuterer disse utfordringene relativt grundig i utredningen, og her vil vi nøye oss med å peke på at en del prosesser i naturen er så grunnleggende for livet på jorda at det i de fleste forvaltningssammenhenger gir liten mening å anslå verdien av dem økonomisk. Vi mener at økonomisk verdsetting må brukes når det kan bidra til bedre og mer informerte beslutninger, og i mange sammenhenger gir kvalitative og/eller kvantitative beskrivelser beslutningstakere bedre og mer relevant informasjon.

Uavhengig av bruksområde mener vi betydningen av økosystemene og økosystemtjenestene, og endringene i dem, alltid bør starte med en kvalitativ og helst kvantitativ beskrivelse.

Økonomisk verdsetting et supplement til kvantitativ og kvalitativ synliggjøring

Når dette er sagt, vil vi understreke at en del tjenester *også* egnert seg godt for økonomisk verdsetting, og vi mener det bør fremskaffes flere anslag for de økonomiske verdiene av økosystemer og økosystemtjenester enn vi har i dag. Spesielt vil vi peke på tjenester som har en direkte effekt på velferd og økonomi, f.eks. vannrensning og flom-

rensning. Opplevelses- og kunnskapstjenester, som friluftsliv og rekreasjon, er et annet eksempel. Fjell, skog, kyst, kulturlandskap, parker og grøntområder i og rundt byene er under et kontinuerlig utbyggingspress. Økonomisk verdsetting av betydningen av slike økosystemer for helse og velferd kan gi et viktig tilleggsargument for å ivareta økosystemene, selv om verdsetting av slike verdier er spesielt utfordrende.

Økonomisk verdsetting mest relevant i samfunnsøkonomiske analyser

Økonomisk verdsetting som et supplement til kvantitative og kvalitative vurderinger er etter vårt syn mest relevant i samfunnsøkonomiske analyser og liknende anvendelser. En samfunnsøkonomisk analyse dreier seg stort sett om ett prosjekt med moderate effekter, sjelden om prosjekter som kan forårsake, eller hindre, sammenbrudd i økosystemene. Det er heller ikke slik at det er rett fram å beregne kroneverdier for alle andre effekter som verdsettes i samfunnsøkonomiske analyser. F.eks. må anslag for den økonomiske verdien av effekter på liv og helse etc. nødvendigvis baseres på en rekke forutsetninger og antakelser, på samme måte som økonomisk verdsetting av natur og miljø. Økonomisk verdsetting av økosystemtjenester er derfor en metode som sikrer at naturverdier behandles på samme måte som andre effekter i samfunnsøkonomiske analyser. På samme måte som for andre effekter er det imidlertid viktig at forutsetninger som ligger til grunn for beregningene kommer fram, og at det synliggjøres hvordan endringer i disse forutsetningene kan påvirke resultatet.

Behov for bedre kvantitative og kvalitative vurderinger

Det er også et stort forbedringspotensial når det gjelder kvalitative og kvantitative beskrivelser og vurderinger av betydningen av økosystemtjenestene, og vi påpeker en rekke slike punkter i utredningen. Blant annet mener vi Norge bør knytte seg tettere opp mot arbeidet som pågår i FN med å utvikle et økosystemtjenesteregnskap i fysiske enheter som er konsistent med nasjonalregnskapet. Vi mener videre det bør utvikles flere indikatorer for tilstanden i økosystemene og for økosystemtjenestene, at det bør settes tydelige mål for indikatorene og at de bør inngå i Norges bærekraftsrapportering i Nasjonalbudsjettet. Utvikling av nye og bedre indikatorer kan bl.a. være aktuelt for økosystemtjenester knyttet til klimatilpassning, rekreasjon og folkehelse. Vi mener også at beskri-

velsen av effektene på økosystemer og økosystemtjenester i samfunnsøkonomiske analyser må bli bedre og mer utfyllende, og at betydningen av tjenestene for velferd og økonomi må komme tydelig fram. Økosystemtjenestetilnærmingen og dens klassifisering av tjenester kan bidra til å systematisere slike oversikter på en god måte.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 8 Synliggjøring av verdier og økonomisk verdsetting

- Økosystemfunksjoner er helt grunnleggende for alt liv på jorda, gjennom prosesser som primærproduksjon, nedbryting og omsetting av næringsstoffer. Stilt overfor slike grunnleggende livsprosesser anbefaler vi at normen bør være å synliggjøre verdiene kvalitativt og/eller kvantitativt på måter som får fram prosessenes unike karakter.
- Konsekvensene på økosystemtjenestene av politiske vedtak må være synlige for beslutningstakere i alle ledd. Vi anbefaler at dette i første omgang gjøres ved hjelp av kvalitative beskrivelser og eventuelt kvantitative anslag og vurderinger der det er passende. Vi mener videre at det i større grad enn i dag må fokuseres på økosystemtjenesters bidrag til menneskers velferd når effekter av politikk eller tiltak skal beskrives, og at effektene må inngå systematisk i analyser og beslutningsprosesser.
- Det bør beregnes økonomiske verdianslag for flere økosystemtjenester enn i dag, slik at verdien av disse tjenestene skal kunne inkluderes og tas med i vurderinger på lik linje med andre økonomiske verdier. I forbindelse med kommunikasjon, opplæring og informasjon om naturfaglige spørsmål bør det brukes økonomiske verdianslag *i tillegg* til kvalitativ og kvantitativ informasjon, fordi det kan være virkningsfullt å vise til kroneverdier for å illustrere betydningen av naturlig produserte tjenester.
- Man bør se næyere på nye metoder for verdsetting som involverer mer bruk av kollektiv refleksjon rundt verdsetting av fellesgoder, og der medvirkende prosesser og multikriterieanalyser kan være nyttige tilnærminger.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 9

Samfunnsøkonomiske analyser som beslutningsstøtte

- Beslutninger med langsiktige og potensielt alvorlige miljøkonsekvenser bør tas med utgangspunkt i sikre minimumsstandarder, tålegrenser og føre var-prinsippet. Samfunnsøkonomiske analyser som nyttekostnadsana-

lyser, kostnadseffektivitetsanalyser eller kostnad-virkningsanalyser gir viktig informasjon ved å belyse flere relevante forhold i vurderingene, og er nyttige i utformingen av konkret politikk.

- For beslutninger med moderate effekter på økosystemer og/eller økosystemtjenester kan samfunnsøkonomiske analyser være viktige for å belyse og sammenstille positive og negative påvirkninger. Ambisjonsnivået bør være å anslå verdier av miljøeffektene økonomisk, slik at de kan vektes mot andre prissatte effekter på vanlig måte. Effekter det ikke er mulig å anslå verdien av økonomisk, må fremdeles synliggjøres og vurderes som ikke-prissatte effekter.
- Det er viktig at samfunnsøkonomiske analyser viser fram usikkerhet og mulige irreversible virkninger, og at det klargjøres for beslutningstakere hvilke fordeler som potensielt kan oppnås ved at et naturinngrep blir utsatt.
- Uansett om et miljøgode eller en økosystemtjeneste i utgangspunktet har en kalkulasjonspris eller ikke, bør en samfunnsøkonomisk analyse belyse faktorer som vil påvirke den framtidige verdien. Det finnes gode argumenter for å anta at mange miljøgoder vil bli knappere og mer verdifulle over tid.
- Der hvor det eksisterer kalkulasjonspriser basert på betalingsvillighetsundersøkelser, bør det som hovedregel foretas en prisjustering av disse basert på forventet utvikling i BNP per innbygger. Sensitivitetsberegninger kan brukes i tillegg, for å markere usikkerheten og illustrere dens betydning.
- Det bør utvikles bedre metoder både for å vurdere og å sammenstille ulike ikke-prissatte virkninger, og for å veie sammen prissatte og ikke-prissatte virkninger i samfunnsøkonomiske analyser.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 10 Økonomiske anslag for verdier av økosystemtjenester i Norge

- Kartlegging av økosystemtjenester, synliggjøring av verdier og eventuell beregning av økonomiske verdianslag, slik det er gjort for norske havområder, bør vurderes også for andre økosystemer. Slik kartlegging kan gjøres f.eks. for økosystemtjenester fra skog, åpent lavland, jordbruksområder og grøntområder rundt og i de store byene, hvor det i dag er et betydelig utbyggingspress. Kartlegging må sees i sammenheng med eventuelle større norske studier om økosystemer og økosystemtjenester (jf. utvalgets anbefaling til kapittel 5).

- Det er behov både for uttesting og utvikling av metoder for å synliggjøre betydningen av økosystemtjenestene, og for å skaffe forvaltningen praktisk erfaring med å anvende resultatene. Utvalget vil spesielt peke på følgende:
 - Økonomiske verdsettelsesmetoder, andre tilnærminger og kombinasjoner av metoder og tilnærminger må fortsatt utvikles og testes ut.
 - Det bør testes ut om bruk av økonomiske verdianslag kan bidra til bedre økosystembasert forvaltning og større forståelse for behovet for bevaring av naturlige økosystemer i praktisk forvaltning, f.eks. på kommunenivå.
 - Det er behov for gjennomføring av flere primære verdsettelsesstudier av ulike økosystemtjenester i Norge.
- Det bør arbeides videre med metoder og systemer som kan avklare *naturens bidrag* i økosystemtjenester som er avhengig av menneskeskapte innsatsfaktorer. Eksempler på områder hvor dette er aktuelt er jordbruk, akvakultur og skogbruk.
- Naturindeksen bør vurderes som en fysisk indikator for økosystemenes kapasitet til å levere økosystemtjenester for de tjenestene der biologisk mangfold er sentralt. Supplering med komplementære data som belyser viktige økosystemtjenester er nødvendig, og hvordan datasettene skal settes sammen til selvstendige informative indikatorer for økosystemtjenester må gjennomgås.
- For bedre integrering av indikatorer og politikktutforming bør det settes konkrete, kvantifiserte forvaltningsmål både for indikatorene som inngår i settet med bærekraftsindikatorer og indikatorene som inngår i settet med økosystemtjenesteindikatorer. Dette er nødvendig for å kunne måle om igangsatte tiltak er tilstrekkelige. Kvantifiserte mål vil også kunne bidra til større oppmerksomhet om det som måles.
- Norge bør delta mer aktivt i arbeidet i FN med å utvikle økosystemtjenesteregnskap i tilknytning til nasjonalregnskapet, og utarbeide pilot- og satellittregnskap i fysiske størrelser for noen økosystemtjenester, med sikte på å utvikle et mer fullstendig satellittregnskap for økosystemtjenester og økosystemtilstand.
- Det bør arbeides for bedre integrering mellom fagdisipliner ved utarbeidelse av indikatorer, både fysiske og økonomiske, slik at økosystemtjenestetilnærmingen kan bidra til å «bygge bro» mellom fagdisipliner.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 11 Regnskap og indikatorer for bedre forvaltning

- Det må utvikles én, eller et fåtall, *overordnede* indikatorer for forhold i naturen som er viktige for Norge. Indikatorene må utarbeides og presenteres i sammenheng med utformingen og presentasjonen av den overordnede politikken, for å synliggjøre koblinger mellom natur, økonomi og politikk.
- Dagens tilnærming med et bredt sett av indikatorer bør videreføres. Indikatorene kan måles i kroner eller fysiske størrelser, avhengig av hva som er mest relevant i ulike sammenhenger. Det omfattende datasettet som ligger til grunn for naturindeksen kan være et utgangspunkt for å videreutvikle indikatorer knyttet til økosystemtjenester.
- Bærekraftsindikatorerne på miljøområdet bør vurderes på nytt, og som et minimum suppleres med indikatorer knyttet til arealbruksendringer og fragmentering. Bybefolkningens tilgang til grøntområder, og arealbruksendringer langs kysten, er også gode kandidater. Indikatorene bør videre koples til hvilken effekt disse har på tilstanden i økosystemene og kapasiteten til å levere økosystemtjenester.

Synliggjøring gjennom rammebetingelser og virkemidler

Rammebetingelsene må gi riktige insentiver

I tillegg til at betydningen av økosystemtjenestene må beskrives, kvantifiseres og eventuelt vedsettes i kroner, må forbrukere, produsenter, utbyggere, myndigheter og andre økonomiske aktører faktisk ta hensyn til disse verdiene når de treffer beslutninger om hva som skal produseres, forbrukes, bygges etc. og hvordan dette skal foregå. Beslutningenes virkninger på økosystemene er ofte utilsiktet og er nesten alltid «eksterne effekter» – dvs. at kostnadene bæres av noen andre enn beslutningstakeren. Som oftest kreves det derfor at myndighetene justerer rammebetingelsene for å sikre at naturverdiene blir tatt tilstrekkelig hensyn til. Gjennom informasjon, regelverk, skatter, avgifter og andre virkemidler må de økonomiske aktørene ledes til å ta hensyn til at deres bruk av naturgoder har en kostnad.

Økosystemtjenestetilnærmingens plass i et allerede omfattende virkemiddelapparat

Norske økonomiske aktører forholder seg allerede til en lang rekke administrative, økonomiske og juridiske rammebetingelser som er innført for å beskytte biologisk mangfold, økosystemene og deres evne til å levere tjenester. Disse rammebetingelsene er en viktig grunn til at vi tidligere kunne konkludere med at tilstanden i norske økosystemer er relativt god. Spørsmålet er derfor om et klarere fokus på økosystemtjenestene i virkemiddelbruken vil kunne gi bedre resultater – i den forstand at målene man har for miljøpolitikken vil kunne oppnås raskere, sikrere og/eller til lavere kostnader. Utvalget har ikke diskutert dette i detalj, det krever blant annet en grundig gjennomgang av dagens svært omfattende rammebetingelser, men vi peker likevel på enkelte områder hvor en økosystemtjenestetilnærming kan synes hensiktsmessig.

Her vil vi spesielt nevne ordninger med betaling for økosystemtjenester, som i korthet går ut på at noen (ofte lokale eller sentrale myndigheter) betaler andre (ofte grunneiere) for å levere en eller flere bestemte økosystemtjenester framfor å benytte økosystemene (arealene) til andre formål. Ordningen benyttes en del internasjonalt, bl.a. for bevaring av skog for karbonlagring, og minner om dagens norske ordning med frivillig skogvern. Ordninger med betaling for økosystemtjenester burde etter vår vurdering utvikles og utnyttes mer og for flere økosystemer og tjenester. Utnyttelse av våtmarker til å dempe flom, og av skog og jord til å lagre karbon, kan være eksempler på dette. I kulturlandskapet åpent lavland kan skjøtsel og redusert gjengroing enkelte steder sikre et svært rikt biologisk mangfold, som er viktig for jordbruken, og gi åpnere landskap folk trives i og liker. En sterkere økosystemtjenestetilnærming i utformingen av landbruksnæringens mange virkemidler vil kunne sikre slike tjenester.

Tidligere identifiserte vi arealendringer og arealbruksendringer som de viktigste kildene til negativ påvirkning av norske økosystemer. Regelverket for arealbruk er omfattende og forvaltes av kommunene. Et økosystemtjenesteperspektiv på arealplanlegging tilsier at større arealer sees i sammenheng, siden verken økosystemene eller de tjenestene de yter følger kommunegrensene. Det er svært viktig at kommunesektoren sikres ressurser og kompetanse til å ivareta de store og viktige oppgavene de har i å forvalte arealer og

dermed økosystemer. Vi mener også at praksisen for grunnrentebeskatning bør gjennomgås, og at en ordning med en – eventuelt øremerket – naturavgift bør vurderes.

Klimaendringene utgjør en alvorlig trussel mot flere av økosystemene, og det er viktig at Norge bidrar til å redusere de globale utslippene av klimagasser. Men ønsket om å redusere norske utslipp, f. eks. gjennom planting av klimaskog og produksjon av fornybar energi, må ikke gå på bekostning av behovet for å ta vare på biologisk mangfold, økosystemer og økosystemenes evne til å levere tjenester.

Økosystemtjenestetilnærmingen favoriserer ikke økonomiske virkemidler

Avslutningsvis vil vi understreke at en økosystemtjenestetilnærming ikke i utgangspunktet favoriserer en spesiell type virkemidler. At naturen leverer tjenester menneskene har nytte av, er i seg selv ikke et argument verken for eller mot bruk av økonomiske virkemidler, eller for eller mot bruk av lover og reguleringer. Hvis en tjeneste er verdsett økonomisk betyr ikke det at økonomiske virkemidler bør benyttes framfor juridiske. Har man funnet ut at et økosystem leverer tjenester av spesielt høy samfunnsøkonomisk verdi kan det tvert imot være et argument for sterk juridisk beskyttelse. Det er også fullt mulig å innføre betaling for en økosystemtjeneste uten å ha et verdianslag i forveien. Uansett tilnærming må valget av virkemidler være en avveining mellom kostnadseffektivitet, styringseffektivitet, legitimitet og rene praktiske hensyn, slik tilfellet er for virkemiddelbruken allerede. Det er behov for å se nærmere på om dagens organisering av virkemiddelapparatet i miljø- og ressursforvaltningen er hensiktsmessig, gitt et mål om en mer økosystemtjenestebasert forvaltning.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 13 Grunnlaget for miljø- og naturressursforvaltningen

- For å sikre en bærekraftig forvaltning av økosystemer og økosystemtjenester bør en gjennomgå kompetansen hos, og fordelingen av ansvar og virkemidler mellom, ulike institusjonelle nivåer og mellom ulike myndigheter i miljø- og ressursforvaltningen.
- Førre var -prinsippet må følges, slik det bl.a. er nedfelt i naturmangfoldloven.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 14 Formidling av kunnskap, engasjement og legitimitet

- Myndighetene må sørge for at befolkningen generelt får bedre kunnskap om hva naturen betyr for vår velferd og økonomi. Det bør utvikles og gjennomføres kommunikasjonsstrategier for å få til dette. Strategiene bør fokusere på alle godene vi får fra naturen snarere enn på trusler og ødeleggelse. Økosystemtjenestetilnærmingen legger godt til rette for en slik positiv tilnærming. Elementer i en slik strategi kan bl.a. være å:
 - utnytte engasjementet og kunnskapen i frivillige organisasjoner,
 - vektlegge lokale møter der naturgodene diskuteres og der man vurderer avveininger mellom ulik bruk av økosystemer,
 - integrere og utnytte lokal, erfaringsbasert kunnskap gjennom dialog, samarbeid og aktiv involvering,
 - prioritere forskningsformidling i langt større grad enn i dag.
- For å øke kunnskapen om naturens verdi for menneskenes helse og velferd, bør miljø- og utdanningsmyndighetene sørge for å utarbeide opplæringsmateriell som kan benyttes i grunnskole og videregående skole. Lærerkompetansen bør styrkes.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 15 Virkemidler i arealforvaltningen

- Nye ordninger med betaling for økosystemtjenester bør prøves ut, for å øke skogvernet til det omfanget som anbefales fra naturfaglig hold. Et opplegg der avtalene om skogvern blir auksjonert bort bør prøves ut for å se om en slik modell kan gi mer vern, eller vern av mer verdifull skog, per krone som benyttes.
- Det bør vurderes om flere økosystemer kan sikres gjennom opplegg med betaling for økosystemtjenester. Våtmarker er en god kandidat. Våtmark yter viktige økosystemtjenester i klimasammenheng og er en del av den naturlige infrastrukturen som en buffer mot virkninger av flom og annet ekstremvær. Ordningen kan også være relevant for kulturlandskap.
- Før det tillates inngrep i naturområder som er vernet etter naturmangfoldloven, må det vurderes om det er mulig å legge til rette for økologisk kompensasjon, altså at utbygger/tiltaks-haver etablerer erstatningsområder for viktige naturområder som går tapt eller mister sin funksjon som følge av et tiltak. Utvalget forut-

setter at det utvikles klare kriterier for hvordan et tiltak skal utformes for å kunne aksepteres som økologisk kompensasjon.

- Plansystemet bør gjennomgås med tanke på å synliggjøre verdier av økosystemtjenester bedre. Dette gjelder spesielt de nasjonale forventningene til regional og kommunal planlegging og forskrift om konsekvensvurderinger. Det bør også vurderes om temaet er egnet for en statlig planretningslinje.
- Det må utvikles metoder for å vurdere tiltakenes samlede belastning, slik naturmangfoldloven og forskrift om konsekvensvurderinger krever.
- På noen områder må planleggingen bli mer helhetlig og tverrsektoriell, f.eks. gjennom at landskapsperspektivet og den økologiske infrastrukturen får økt oppmerksomhet. Både interkommunale planer, regionale planer utarbeidet av fylkeskommunene, og mer strategiske konsekvensutredninger utarbeidet av staten, er aktuelle modeller. Planene kan være både økosystembaserte (jf. forvaltningsplanene for havområdene) og mer tematiske (jf. konsekvensutredningen for havvind). Spesielt bør det vurderes å utarbeide statlige konsekvensutredninger for energiprojekter, akvakultur og mineralutvinning.
- Det bør settes i gang arbeid for å utvikle og utprøve metoder for å stedfeste og synliggjøre økosystembaserte verdier og tjenester til bruk i kommunal arealplanlegging og arealforvaltning. Dette bør vurderes i sammenheng med eksisterende metoder for vurdering av landskap i kommuneplanleggingen.
- Kompetansen i kommunal planlegging og miljøarbeid må styrkes. Kommunenes oppmerksomhet og kunnskap om hvilke økosystemtjenester de forvalter må styrkes. Kommunenes oppmerksomhet og kunnskap om hvordan tjenestene kan utnyttes, f.eks. som del av klimatilpasningen, må styrkes. Det bør stimuleres til interkommunalt samarbeid.
- Et system som gir kommunene økonomiske insentiver til å ivareta biologisk mangfold og tilhørende økosystemtjenester bør utredes. En modell der kommunenes miljøinnsats og miljøresultater er kriterier i rammetilskuddet bør vurderes på nytt.
- For å sikre at skatte- og avgiftssystemet gir riktige signaler om verdien av biologisk mangfold og økosystemtjenester, bør en ordning med nasjonal naturavgift utredes. Utredningen må inkludere en vurdering av om inntektene fra avgiften bør øremerkes et eget nasjonalt fond,

samt fondets organisering og formål. Et fond som forvaltes av det nye Miljødirektoratet, med formål å bidra til bedre og mer presis kunnskap om hvordan vi i Norge best kan forvalte våre økosystemer for å hindre tap av økosystemtjenester på kort og lang sikt, bør vurderes spesielt.

- Praksisen for grunnrentebeskatning i Norge bør gjennomgås.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 16 Virkemidler mot klimaendringer, forurensning og overhøsting

- Tiltak for å motvirke klimaendringene må vurderes opp mot effekter for biologisk mangfold og andre miljøverdier.
- Nasjonal politikk må innrettes slik at vi når internasjonale forpliktelser til utslippskutt, f.eks. avtalene for SO₂ og NO_x under Gøteborg-protokollen.
- Virkninger av naturmangfoldlovens reguleringer bør evalueres når det foreligger mer erfaring med regelverket for innførsel og utsetting av fremmede organismer.
- Prinsippet om bærekraftig utnyttelse må fortsatt legges til grunn for høsting av biologiske ressurser.
- Det er viktig at Norge fortsetter med kartlegging av havbunnmiljø i norske farvann, identifiserer sammenhengene mellom miljøskadelig fiskeaktivitet og ulike økosystemtjenester, og iverksetter tiltak for å motvirke eventuelle negative konsekvenser.

Utvalgets anbefalinger fra kapittel 17 Næringsstøtte

- Det må være et mål at økonomiske virkemidler i alle sektorer utformes slik at de fremmer miljøvennlig produksjon/virksomhet, inkludert forsyning av økosystemtjenester, og hindrer

negative miljøkonsekvenser som ødeleggelse av økosystemer og økosystemtjenester.

- Næringsstøtten bør gjennomgås, og konsekvensene av viktige tiltak og virkemidler som påvirker økosystemer og økosystemtjenester bør identifiseres. Det må gjøres en grundig vurdering og sammenlikning mellom eventuelle negative konsekvenser for økosystemer og økosystemtjenester, og de antatte positive effektene. Støtte som ikke gir vesentlig større positive effekter enn den gir negative konsekvenser, må avvikles. Gjennomgangen bør gjelde både direkte støtte og støtte gjennom skatteutgifter.
- Landbruksstøtten bør gjennomgås spesielt. Landbruksstøtten bør bidra bedre til å bevare økosystemene som grunnlag for produksjon av fremtidige økosystemtjenester. Det må være et mål at offentlige tilskudd til jordbruket skal utformes slik at de fremmer miljøvennlig produksjon og hindrer negative miljøkonsekvenser.
 - Ordningen med tilskudd til hogst i bratt og ulendt terreng må avvikles.
 - Mer av landbruksstøtten bør innrettes som betaling for økosystemtjenester. Betaling for vern og restaurering av bl.a. våtmarker og gårdsdammer, samt skjøtsel av kulturlandskap er eksempler.
 - En større del av jordbrukets virkemidler bør stimulere til skjøtsel av prioriterte naturtyper i kulturlandskapet og til utvalgte kulturlandskap.
- Ordningen med grønne sertifikater må evalueres. Konsekvensene av ordningen for økosystemer og økosystemtjenester må identifiseres. Effektene av økt norsk fornybarproduksjon på europeisk kraftforbruk og klimagassutslipp må kartlegges.

Del I
Innledning og bakgrunn

Kapittel 1

Mandat, sammensetning og arbeid

1.1 Mandat

Med økosystemtjenester menes økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskenes eksistens og velferd. Den 28. oktober 2011 nedsatte regjeringen et ekspertutvalg som skulle arbeide med verdier av økosystemtjenester, beskrive konsekvenser for samfunnet av at disse tjenestene forringes, peke på hvordan relevant kunnskap best kan formidles til beslutningstakere og gi anbefalinger om hvordan hensynet til økosystemtjenester kan bli bedre ivaretatt i private og offentlige beslutninger. Utvalget har hatt følgende mandat:

Mandat

«Gjennom prosjektet «The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity» (TEEB) er kunnskapen om, og erkjennelsen av verdier fra økosystemtjenestene styrket. Dette er godt reflektert i vedtak fra partsmøte til Konvensjonen om biologisk mangfold, høsten 2010.

Nasjonalt er det behov for en bedre oversikt over økosystemtjenester og hvilken betydning disse kan ha for økonomisk utvikling og vår langsiktige velferd, samt hva slags konsekvenser tap og forringelse av økosystemer kan gi.

Norsk oppfølging av TEEB vil bidra til å følge opp norske forpliktelser under FN-konvensjonen om biologisk mangfold (CBD). CBDs strategiske plan for 2011–2020 har et mål som sier at «Senest innen 2020 er verdier fra biologisk mangfold integrert i nasjonale og lokale utviklings- og fattigdomsreduksjonsstrategier og planprosesser, og om mulig innarbeidet i nasjonalregnskaper og rapporteringssystemer».

Utvalget skal særlig vurdere

Tilnærming og begrepsbruk

Utvalget skal ta utgangspunkt i konklusjonene/anbefalingene fra prosjektet «The Economics of Ecosystems and Biodiversity» (TEEB) og vurdere

hvilke elementer og anbefalinger som er særlig relevante for Norge.

Utvalget skal vurdere TEEBs tilnærming og begrepsapparat, og blant annet drøfte forholdet mellom begrepet «økosystemtjenester» og andre begreper som beskriver naturgrunnet («biologisk mangfold», naturkapital», økologisk infrastruktur m.v.)

Beskrivelse av de verdier naturmangfold og økosystemtjenester representerer

Utvalget skal beskrive status og utviklingstendenser for norsk naturmangfold og økosystemtjenester og peke på økosystemer som er under press eller i nedgang og hovedårsakene til dette. På den bakgrunn skal utvalget beskrive hvilke økosystemtjenester som kan forringes og foreta beregninger av hvilke tap av nytte dette innebærer på kort og lang sikt. Utvalget skal vurdere om det vil være mulig å rette opp disse skadene, og anslå kostnader knyttet til dette. Det skal legges særlig vekt på økosystemtjenester som er viktige for å møte klimaendringer og forventede arealbruksendringer (jf. økologisk infrastruktur). Utvalget skal gjennomgå og vurdere eksisterende utredninger av naturmangfold og økosystemtjenesters ulike verdier i Norge, samt utredninger fra nærliggende områder og/eller lignende natur.

Utvalget skal utrede ulike former for måling og synliggjøring av økosystemtjenester, og vurdere fordeler og ulemper ved og potensialet for monetær verdsetting.

Bedre beslutningsunderlag og -prosesser og mer effektiv virkemiddelbruk

Det vises til at TEEB-prosjektet legger stor vekt både på hvordan kunnskapen om økosystemtjenestenes betydning og verdi kan bedres og på hvordan denne kunnskapen bedre kan integreres i alle relevante beslutningsprosesser. Utvalget skal peke på behov for bedre statistikk og indikatorer knyttet til økosystemtjenester. Videre skal

utvalget peke på hvordan relevant kunnskap best kan formidles til dem som tar beslutninger – nasjonalt, i lokalsamfunn og i bedrifter. Erfaringer fra Verdensbankens prosjekt «Wealth Accounting and Valuation of Ecosystem Services (WAVES) Partnership» er særlig relevant. Videre gis det i TEEB-prosjektet anbefalinger om hvordan en bedre kan reflektere naturens og økosystemtjenestenes betydning for utviklingen av menneskelig velferd.

Utvalget skal gjennomgå og vurdere ulike verdsettelsesmetoder og måleverktøy, og komme med anbefalinger knyttet til bruk av slike metoder i Norge.

Utvalget skal gjennomgå og vurdere hvordan en bedre kan reflektere betydningen av naturmangfold og økosystemtjenestenes for utviklingen av menneskelig velferd, sett i lys av eksisterende beskrivelser, statistikk og indikatorer. Utvalget skal ikke legge føringer på hvordan Nasjonalregnskapet skal utformes.

Utvalget skal identifisere eventuelle barrierer og hindringer for ivaretagelse av viktige økosystemverdier i dagens forvaltningssystem, og komme med anbefalinger for hvordan hensynet til økosystemtjenester kan bli bedre ivare tatt i private og offentlige beslutninger. Utvalget skal også vurdere om insentivene beslutningstakerne står overfor gir tilstrekkelige motiver til å ta hensyn til samfunnsøkonomiske kostnader ved bruk av økosystemtjenester, og eventuelt foreslå tiltak for å bøte på dette.

Andre føringer

I sine vurderinger skal utvalget se på relevante forslag fra NOU 2009: 16 Globale miljøutfordringer – norsk politikk.

Utvalget skal vurdere behov for ny relevant kunnskapsoppbygging om naturmangfold i Norge. I vurderingen av eksisterende og eventuelt ny kunnskap, skal utvalget også vurdere relevante forslag fra NOU 2010: 10 Tilpassing til eit klima i endring (spesielt kap 1.2 og 7), som inneholder en rekke anbefalinger om bedre kunnskap om økosystemenes funksjon.

Utvalget skal også bygge på det faglige arbeidet som er gjort i Finansdepartementets veileder i samfunnsøkonomiske analyser, jf. kap 6 «verdsettning av goder som ikke omsettes i markeder».

Utvalget bør ha kontakt med Finansdepartementets ekspertutvalg som skal gjennomgå rammeverk for samfunnsøkonomiske analyser, for å identifisere mulige felles problemstillinger.

Utvalget skal vurdere økonomiske og administrative konsekvenser og andre vesentlige konsekvenser av eventuelle forslag, jf. Utredningsinstruksen. Minst ett forslag må kunne gjennomføres innenfor gjeldende økonomiske rammer.

Organisering av arbeidet

Arbeidet med økosystemtjenester og økonomiske aspekter knyttet til dette forutsetter erfaring og kompetanse i økologi og økonomi, samt kunnskap om offentlige beslutningsprosesser og om ulike sektors bruk og avhengighet av økosystemtjenester. Det foreslås derfor å opprette et bredt sammensatt offentlig ekspertutvalg med 12 medlemmer. Medlemmene er valgt ut fra sin faglige ekspertise og brede erfaring fra og kontakter med forskning, forvaltning og næringsliv, og ikke som representanter for sektorer, interesseorganisasjoner eller myndigheter. I tillegg opprettes det en referansegruppe for utvalget der departementene er representert, som vil bli holdt orientert om utvalgets arbeid og som kan bidra med sentrale sektorvise perspektiver. Utvalgets sekretariat legges til Miljøverndepartementet.

Utvalget skal gjennom sitt arbeid ha kontakt med interessenter fra berørte sektorer og organisasjoner, for eksempel gjennom offentlige høringer. Utvalget kan ved behov trekke veksler på relevante fagmiljøer.

Resultater og vurderinger fra utvalgets arbeid kan også utnyttes i Norges forberedelser til Verdenstoppmøtet om bærekraftig utvikling (Rio + 20) som bl.a. skal behandle grønn økonomi. Utvalget skal være i dialog med Miljøverndepartementet og Utenriksdepartementet i disse forberedelsene slik at utvalgets kompetanse kan benyttes i posisjonsutforming til Verdenstoppmøtet om bærekraftig utvikling i juni 2012.

Arbeidet vil videre utgjøre et sentralt element i nasjonal oppfølging av strategisk plan for perioden 2011–2020 for FN-konvensjonen om biologisk mangfold. Den strategiske planen legger stor vekt på integrering av naturmangfold og økosystemtjenester i ulike sektors forvaltning og på å synliggjøre hvilke verdier naturmangfold og økosystemtjenester representerer for utvikling og fattigdomsbekjempelse. Landene er oppfordret til å utvikle nasjonale mål i tråd med de globale målene, og Norge skal rapportere om dette til partsmøtet under FN-konvensjonen om biologisk mangfold i India, oktober 2012. Utvalget bes derfor om å avlevere en vurdering knyttet til delmål 2, 3, 14 og deler av mål 19 under den strategiske pla-

nen for Konvensjonen om biologisk mangfold innen 1. august 2012.

Utvalgets arbeid skal munne ut i NOU. Frist for arbeidet er 31. august 2013. »

Etter avtale med Miljøverndepartementet leverte utvalget allikevel ikke en vurdering av delmålene under den strategiske planen for konvensjonen om biologisk mangfold.

1.2 Utvalgets sammensetning og arbeid

Utvalget har hatt følgende medlemmer:

- Administrerende direktør Stein Lier-Hansen, Drammen (leder)
- Professor Pål Vedeld, Ås
- Miljøøkonom Kristin Magnussen, Fredrikstad
- Seniorforsker Iulie Aslaksen, Oslo
- Professor Claire Armstrong, Tromsø
- Professor Dag Hessen, Oslo
- Forsker Peter Johan Schei, Trondheim
- Professor Kjell Arne Brekke, Oslo
- Assisterende forskningssjef Signe Nybø, Trondheim
- Direktør Kristin Sørheim, Tingvoll
- Førsteamanuensis Morten Clemetsen, Aurland
- Professor emeritus Karl-Göran Mäler, Stockholm

Sekretariatet har bestått av følgende personer:

- Anne Brendemoen, Miljøverndepartementet (leder)
- Kirsten Grønvik Bråten, Miljøverndepartementet
- Finn Katerås, Miljøverndepartementet

I tillegg har Bent Arne Sæther fra Miljøverndepartementet bidratt i sekretariatsarbeidet.

Utvalget har hatt i alt 13 møter.

En rekke norske og utenlandske fagfolk har holdt presentasjoner for utvalget og har gitt viktige faglige bidrag til arbeidet. Utvalget har også mottatt utredninger om *Verdier av urbane økosystemtjenester i Norge* (Vista analyse), *Verdier av økosystemtjenester i skog i Norge* (Norsk institutt for naturforskning), *Verdi av plantegenetiske ressurser fra vill flora som økosystemtjeneste* (Norsk Genressurscenter), *En gjennomgang av virkemidler under Landbruks- og matdepartementet med betydning for økosystemtjenester* (Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning), *Kasusstudie: villaks og oppdrettslaks i et økosystemtjenesteperspektiv* (Havforskningsinstituttet) og *Norsk økonomi og*

økosystemer i utlandet: Kartlegging og virkninger (Vista analyse). Utredningene har vært tilgjengelige på utvalgets hjemmeside¹. Utvalget har også fått skriftlige bidrag fra Miljøverndepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet, Direktoratet for naturforvaltning, Norsk polarinstitutt, Norsk institutt for naturforskning, Havforskningsinstituttet, Statistisk sentralbyrå, Vista analyse og Asplan Viak.

Utvalget har vært opptatt av at arbeidet skal være relevant for flest mulige grupper i samfunnet. Det gjelder blant annet myndigheter på alle nivå, kunnskapsmiljøer, næringsliv, grunneiere, politiske organisasjoner, miljøorganisasjoner og andre organisasjoner. Utvalget har sett på innspill fra organisasjoner og andre som har interesser i norske økosystemer som en viktig kilde til kunnskap og rettesnor for arbeidet, og en mulighet til å skape dialog om hvordan kunnskapsgrunnlaget for politikk og forvaltning kan styrkes. Utvalget inviterte derfor til et åpent innspillmøte 9. mai 2012 der alle som ønsket fikk anledning til å holde innlegg. Det ble også invitert til å gi skriftlige innspill.

Følgende organisasjoner holdt innlegg på innspillmøtet: Norsk Industri, Norges bondelag, Det norske hageselskapet, Samarbeidsrådet for biologisk mangfold (SABIMA), Næringslivets hovedorganisasjon (NHO), Naturvernforbundet, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Hovedorganisasjonen VIRKE, Faglig utviklingscenter for grøntanleggssektoren (FAGUS), Verdens naturfond Norge (WWF), Norsk Genressurscenter, Havforskningsinstituttet, Norsk senter for bygdeforskning, ARENA Innovative Opplevelser, Den norske turistforening (DNT), Energi Norge, GRID Arendal, Friluftsrådernes Landsforbund, Norsk entomologisk forening, Regnskogfondet, Utmæringskommunenenes sammenslutning og Oslo kommune.

Flere av deltakerne representerte selv næringer og virksomheter der økosystemtjenestene gir særdeles viktige, men ofte oversette, bidrag til nytte og verdiskaping. Behovet for å synliggjøre bidragene fra naturen til økonomi og velferd ble påpekt av mange. Mange mente at økonomisk verdsetting av økosystemtjenester kunne være en riktig og nødvendig vei å gå, men at dette også er krevende og at det er behov for videreutvikling av metoder.

Betydningen av tilgjengelig «hverdagsnatur» for friluftsliv og helse ble trukket fram av flere. Mange var også opptatt av behovet for bedre

¹ www.regjeringen.no/okosystemtjenester

kunnskap om økologiske sammenhenger, og om sammenhengene mellom økologi, økonomi og forvaltning. Metoder for å ivareta verdier fra økosystemtjenester i konkrete beslutningsprosesser ble etterlyst.

Utvalget har lagt vekt på innspillene fra møtet både i innretningen av rapporten og i de vurderingene som er gjort. De fleste temaer som kom opp på møtet er blitt drøftet.

1.3 Oppsummering av mandatet og disposisjon for utredningen

Utvalget har gruppert mandatets problemstillinger under fire hovedoverskrifter, og disponert rapporten etter disse:

Del I Innledning og bakgrunn går gjennom økosystemtjenestebegrepet, TEEB-prosjektet og forløpere for dette. Vi diskuterer om og hvordan økosystemtjenestetilnærmingen er fornuftig og relevant for Norge.

Del II Økosystemer og økosystemtjenester presenterer tilstanden og utviklingen for norske øko-

systemer og økosystemtjenester, og kunnskapsbehovet knyttet til dette. Vi ser også på hvordan Norges økonomiske samkvem med utlandet kan tenkes å påvirke økosystemene der.

Del III Synliggjøring av verdier for bedre forvaltning presenterer og vurderer ulike verdibegreper og metoder for å synliggjøre betydningen av økosystemer og økosystemtjenester. Vi diskuterer også hvordan betydning av økosystemtjenestene kan synliggjøres i henholdsvis nytte-kostnadsanalyser og i nasjonalregnskapet. Delen inkluderer også en gjennomgang av gjennomførte studier og analyser av verdier av økosystemtjenester, med hovedvekt på økonomiske verdier av norske økosystemtjenester.

Del IV Synliggjøring av verdier gjennom virkemidler og rammebetingelser dreier seg om i hvilken grad rammebetingelsene som offentlige og private beslutningstakere handler under formidler verdiene av økosystemer og -tjenester, og om hva som bør gjøres for at verdiene skal komme bedre til syne for private og offentlige beslutningstakere.

Del V Økonomiske og administrative konsekvenser avslutter rapporten.

Kapittel 2

Økosystemtjenestetilnærmingen – utvikling og bakgrunn

2.1 Innledning

Vi mennesker er grunnleggende avhengige av verdens små og store økosystemer på mange måter, og flere av godene vi får fra naturen kan ikke erstattes. Økosystemene bidrar bl.a. med forsyning av mat, regulering av klima, rensing av vann, og til opplevelse og glede av naturen. Økosystemene bidrar på denne måten med en rekke goder og tjenester, og menneskers liv og virksom-

het er fundamentalt avhengig av økosystemene. Robuste og godt forvaltede økosystemer er en forutsetning for bærekraftig utvikling. Befolkningen i fattige land, som ofte er direkte avhengig av naturen, rammes ofte først og mest direkte når mulighetene for livsopphold trues av svekket tilstand i økosystemene. Begrepet *økosystemtjenester* benyttes i mange sammenhenger for å betegne godene vi får fra økosystemene.

Boks 2.1 Hva er et økosystem?

Alt vi mennesker trenger for å leve og alt vi omgir oss med kommer fra naturen, direkte eller indirekte. For å sikre menneskets livsgrunnlag må derfor naturen og dens systemer forvaltes på en økologisk holdbar måte. Dette krever kunnskap, og *økologi* er et av de mest sentrale fagfeltene for å skaffe fram denne kunnskapen.

Økologi er læren om organismenes forhold til hverandre og til det miljøet de lever i. Således spenner økologien fra å studere et enkelt individs forhold til sine omgivelser og opp til forskning omkring større og mer komplekse natur-systemer, *økosystemer*, som omfatter alt levende sammen med det ikke-levende miljøet. Disse systemene er selve grunnlaget for menneskets eksistens gjennom de produkter og tjenester de gir oss.

Økosystem er i konvensjonen om biologisk mangfold (St.prp. nr. 56 (1992–93)) definert som «et dynamisk kompleks av planter, dyr og mikroorganismer¹ og det ikke-levende miljø rundt dem, som gjennom et samspill utgjør en funksjonell enhet». FNs prosjekter om henholdsvis økonomiske sider ved biomangfold og økosystemer (TEEB) og om økosystemer (Millennium Ecosystem Assessment – MA) definerer økosystem på samme måte som i konvensjonen om biologisk mangfold, men TEEB viser i sin definisjon av «økosystem» (TEEB 2010a)

også til at det for praktiske formål er viktig å definere de arealmessige dimensjonene som skal vurderes. I naturmangfoldloven (Ot.prp. nr. 52 (2008–2009)) er økosystem definert som «et mer eller mindre velavgrenset og ensartet natur-system der samfunn av planter, dyr, sopp og mikroorganismer fungerer i samspill innbyrdes og med det ikke-levende miljøet».

Økosystembegrepet er i utgangspunktet skallauavhengig, men det er oftest hensiktsmessig å avgrense økosystemene på ulike måter. For Norge brukes som regel avgrensninger som svarer til inndelingen av naturtyper i Norge (boks 4.7). Man kan trekke grenser rundt for eksempel et enhetlig skogområde, en myr, en innsjø, et fjordbasseng, et havområde osv. Dette betyr bl.a. at det kan være svært store forskjeller i størrelse på systemene, fra rundt en trestubbe, et lite skogområde eller en liten innsjø og opp til for eksempel «Økosystem Barentshavet». Uansett størrelse har imidlertid økosystemene det til felles at de består av de samme funksjonelle komponentene.

Rammebetingelsene for et økosystems sammensetning og funksjon bestemmes av det kjemisk/fysiske miljøet. På landjorda gjelder det f.eks. klima, geologi og topografi og i havet temperatur, saltholdighet, strømmer og dybdeforhold.

Boks 2.1 forts.

Naturen kan bestå av et stort mangfold av ulike økosystemer. Dette gjelder ikke minst vårt eget land. Norge har en svært høy økosystemdiversitet på grunn av store variasjoner i naturgitte forhold. Vi har for eksempel en sør-nord-gradient som strekker seg helt fra det mellomeuropeiske løvskogsbeltet i sør og til nord for den polare tregrensen. Samtidig har vi dramatiske skiftninger fra vest til øst; fra det atlantiske Vestlandet med bratt topografi og opp til 5–6000 mm nedbør i året og til områder bare få mil lenger øst som har et kontinentalt klima med bare 2–300 mm i årsnedbør. Slike kontraster skaper stor variasjon i naturtyper og økosystemer.

Det er viktig å merke seg at økosystemene ikke er statiske, men ofte er i stadig endring over tid. Dette kan skyldes at forandringer i miljøfaktorene endrer konkurranseforholdene som igjen virker inn på artsutvalget i systemene. Når et økosystem fortøner seg stabilt over tid, så skyldes det som oftest et stabilt miljø der organismene lever sammen i en dynamisk likevekt. Ordet *dynamisk* er derfor en viktig del av definisjonen av begrepet «økosystem». De biologiske samfunnene i et økosystem er under stadig endring i tid og rom, og de blir påvirket av både *biotiske (levende)* og *abiotiske (ikke-levende)* faktorer.

Planter, dyr, mikroorganismer, dødt organisk materiale og det fysisk/kjemiske miljøet i et økosystem er sammenflettet i en rekke forskjellige prosesser. Det er et forhold av gjensidig påvirkning og avhengighet mellom de levende organismene, og mellom dem og det ikke-levende miljøet. Stoff og energi utveksles, dyr eter planter eller andre dyr, det er konkurranse om lys, næring og vann, og de ytre miljøfaktorene er med på å kontrollere utviklingen av plante- og dyrelivet.

Det er denne nære koblingen mellom de ulike komponentene som gjør et økosystem til en *funksjonell* enhet. En viktig konsekvens av denne gjensidige påvirkning og avhengighet er at endringer eller inngrep på ett sted i systemet

alltid vil medføre sekundære effekter, og ofte dreier det seg om ringvirkninger som kan være meget vanskelige å forutsi.

«Å spise og å bli spist» er et *samspill* mellom organismene i et økosystem som danner grunnlaget for energistrømmen gjennom ulike ledd i *næringskjedene* (se f.eks. figur 4.12). De grønne plantene på landjorda eller planteplanktonet i havet er primærprodusentene som gjennom fotosyntesen bygger opp det organiske materialet som både de selv og alle andre organismer er avhengige av. Dyr som lever direkte av plantekost er primære konsumenter, de neste leddene er sekundære og tertiære konsumenter osv. Nedbrytere som bakterier og sopp har en spesiell funksjon i og med at de lever av og bryter ned dødt organisk materiale og bidrar til å frigjøre næringsstoffer som plantene igjen kan nyttiggjøre seg

Mellom hvert nivå i næringskjeden skjer det et tap av *energi*, fordi ikke all energi som inntas blir tatt opp av organismen, og fordi organismen forbruker energi til respirasjon, forflytning og reproduksjon. Overføringseffekten for hvert ledd i økosystemet er på ca. 10 pst. som en tommelfingerregel. Mange økosystemer, både på landjorda og i havet, har derfor ofte en næringspyramide der det ofte er ti ganger mindre biomasse/energi for hvert ledd man går oppover i næringskjeden. Noen arter i et økosystem er spesielt viktige når det gjelder innvirkning på bl.a. systemenes sammensetning og produktivitet, og vi vil i kapittel 4.2 komme tilbake til betydningen av bl.a. slike *nøkkelarter*.

En grunnleggende forståelse av økosystemene er viktig for å kunne drive en *økosystembasert forvaltning*. De kvalitative sammenhengene mellom arter i økosystemer er relativt godt kjent. De kvantitative sammenhengene mellom artene er derimot vanskelig å beregne, og på dette feltet trengs det mye ny kunnskap. Flere økologiske begreper blir forklart i boks 2.5, mens boks 2.6 ser nærmere på betydningen av stabile og robuste økosystemer.

¹ Denne definisjonen omfatter ikke sopp, men utvalget legger til grunn at definisjonen i realiteten er ment å omfatte alle former for levende organismer.

De siste femti årene har menneskers forbruk av naturressurser økt betydelig, noe som har ført til en påvirkning og belastning på økosystemene vi tidligere ikke har sett maken til. Økt forbruk av

naturressurser har gitt rom for høyere levestandard for mange, ikke minst gjennom større matproduksjon. Men den økte bruken av arealer og naturressurser medfører også et betydelig press

på naturen og økosystemene. Verden har de siste tiårene blitt påført et omfattende tap av biologisk mangfold og en forringelse av mange økosystemer som er viktige for oss (se f.eks. MA 2005a og c,

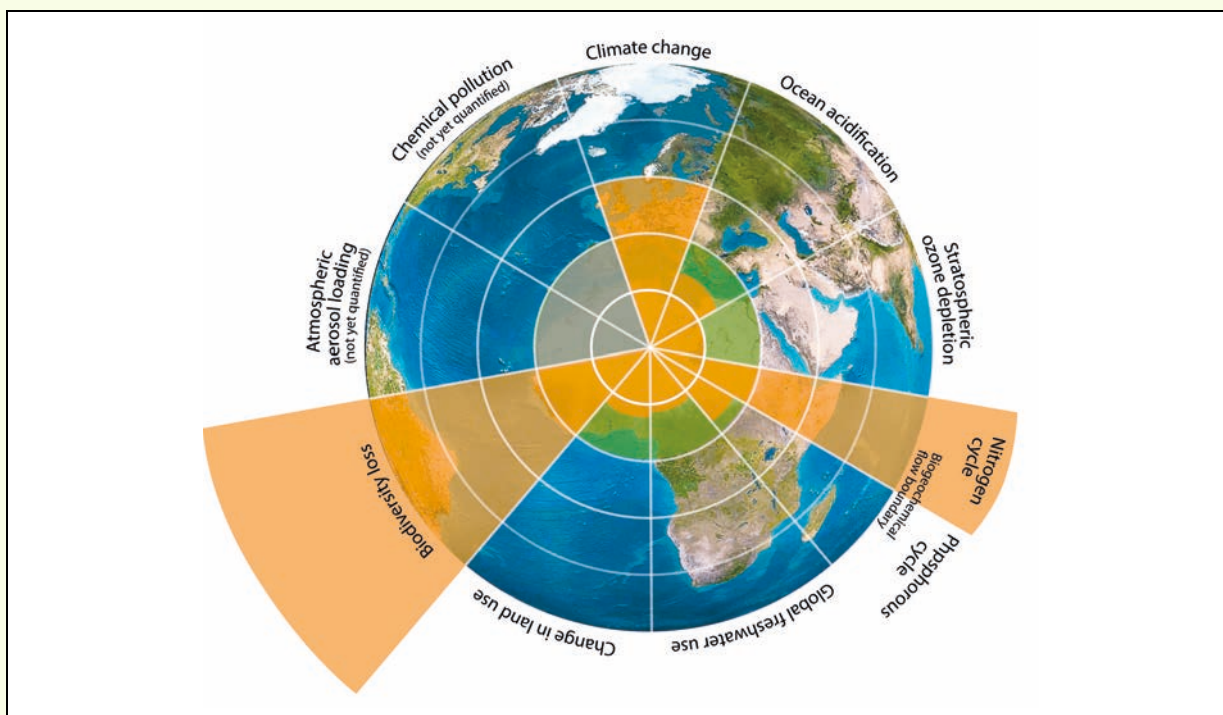
CBD 2010 og UNEP 2012b). Også OECD (2012) advarer mot utarming av naturen i sitt utsyn mot 2050, og sier at jordas økosystemer nå er under så stort press at en fremtidig reduksjon i levestan-

Boks 2.2 Planetens grenser

Begrepet *planetens tålegrense* ble introdusert i 2009 av en gruppe forskere bl.a. fra Stockholm Resilience Center (Rockström mfl. 2009). Begrepet og tilnærmingen tar utgangspunkt i at menneskelig aktivitet er den viktigste påvirkningsfaktoren bak endringer i forholdene i naturen. Dersom menneskelig påvirkning går ut over nærmere definerte vippepunkter eller grenser (*safe operating space*), definert som planetens tålegrense, er det en risiko for plutselige og irre-

versible endringer i naturforholdene. Så lenge man holder seg innenfor disse grensene, kan utviklingen betegnes som bærekraftig.

Forskerne angir slike tålegrenser på globalt nivå for ni større fysiske prosesser: Klimaendringene, raten av tapt biologisk mangfold, biogeokjemiske sykluser (både nitrogen og fosfor), ozonnedbryting i stratosfæren, forsuring av havet, globalt vannforbruk, endring i arealbruk, atmosfærisk partikkelbelastning og miljøgifter.



Figur 2.1 Illustrasjon av planetens tålegrenser – grenser og dagens tilstand

Dagens tilstand globalt er angitt i gult, mens det økologiske handlingsrommet er angitt i grønt.

Kilde: Basert på Rockström mfl. (2009) – gjengitt i Nykvist (2013). Illustrasjon av R. Kautsky/Azote.

Forskergruppen mener menneskelig aktivitet allerede har overskredet tålegrensen for klimaendring, for raten av tapt biologisk mangfold, og for endringer i det globale nitrogenkretsløpet (se figur 2.1). Menneskeheten nærmer seg raskt tålegrensen for det globale fosforkretsløpet, globalt vannforbruk, forsuring av havet, og global endring i arealbruk. Grensene for atmosfærisk partikkelbelastning og miljøgifter er foreløpig ikke anslått.

Begrepet og tilnærmingen ble brukt i grunnlagsdokumentet for FN's toppmøte i Rio 2012, og fikk norsk oversettelse «naturens tålegrense» i stortingsmeldingen om norsk klimapolitikk (Meld. St. 21 (2011–2012)). For en omtale av hvordan konseptet «planetens tålegrenser» kan benyttes for å se på miljøtilstand i enkeltland kan det vises til Nykvist mfl. (2013), som særlig ser på forholdet mellom de svenske miljømålene og global miljøtilstand.

darden kan bli uunngåelig. Flere hevder den samlede menneskelige påvirkningen av jordas økosystemer er så stor at den kan settes inn i et geologisk tidsperspektiv (Rockström mfl. 2009 og Galaz mfl. 2012), og dette krever nye faglige og forvaltningsmessige tilnærminger som kan håndtere større økologiske og sosioøkonomiske systemer.

Situasjonen i Norge er nok på de fleste områder mindre alvorlig enn i en rekke andre land, men også i Norge har vi utfordringer knyttet til å ta vare på våre økosystemer og vår naturkapital som grunnlag for viktige varer og tjenester. I kapitlene 4 og 5 kommer vi tilbake til tilstanden i og utviklingen for norske økosystemer og økosystemtjenester, og i kapittel 6 vil vi omtale hvordan Norge gjennom forbruk, produksjon og investeringer påvirker økosystemer i andre land.

De bakenforliggende årsakene til at mange økosystemer er under press er mange og sammensatte, og ulike faggrupper vil legge vekt på

ulike forhold. Innen samfunnsfagene, og spesielt innen samfunnsøkonomien, vil man særlig peke på utfordringen som ligger i at mange av godene og tjenestene vi får fra økosystemene fremstår som gratis eller billige å bruke, – til tross for at verdien av godene og tjenestene kan være svært høy både for samfunnet og den enkelte. Når godene er gratis – eller har lav pris – har hver og en av oss sterke motiver for økt forbruk. Men når tilstrekkelig mange forbruker mye, kan det samlede presset på økosystemene bli så høyt at det påvirker evnen til å levere goder og tjenester. Og selv om vi innser at vi bør redusere bruken har vi få motiver til å lette presset på økosystemet hver for oss, særlig ikke når det er mange brukere. Gevinstene ved å fortsette som før får vi nemlig selv, mens kostnadene ved overforbruket deler vi med «alle de andre». Det er lett å tenke at det strengt tatt ikke er nødvendig at akkurat jeg reduserer min bruk, – så lenge de andre reduserer sin.

Boks 2.3 Allmenningens tragedie, eksterne effekter og fellesgoder

Allmenningens tragedie er kjent fra bl.a. økologi, spillteori og miljø- og ressursøkonomi, og beskriver en situasjon som oppstår når en fellesressurs forringes fordi brukerne av ressursen handler ut fra sitt eget beste, selv om de dermed på lang sikt skader seg selv (Hardin 1968). Uttrykket stammer fra utarmingene av jordbruksallmenninger på grunn av overbeiting. For den enkelte bonde er det rasjonelt å sende mange dyr på beite på allmenningen, men når mange bønder gjør det samme kan belastningen på allmenningen bli så stor at den ikke lenger gir næring til dyrene og landsbyen mister en viktig ressurs. Det skulle tilsi at bønder ikke sender for mange dyr på allmenningen. Imidlertid er forringelsen av beitets kvalitet en kostnad som deles med alle bønder i landsbyen, mens fordelene med å sende dyr på beite tilfaller bonden alene. Det er også lite sannsynlig at allmenningen blir overbeitet av at bare én bonde sender for mange dyr dit. Når alle bønder tenker likedan, blir det for mange dyr, og allmenningen blir overbeitet. Svært mange økosystemer kan betraktes som allmenninger.

Fellesgoder (kollektive goder) er goder av felleskarakter som ikke uten videre blir realisert – og i alle fall ikke i optimale mengder – i en uregulert økonomi. Rene fellesgoder er *ikke-rivaliserende* og *ikke-ekskluderende*, det vil si at en persons sitt bruk av godet ikke skal gå på bekost-

ning av andres muligheter for bruk, og det skal ikke være mulig¹ å ekskludere noen fra å bruke det. Et lands militære forsvar er et klassisk eksempel fra litteraturen, mens ren luft og vakker utsikt er eksempler på miljøområdet.

Det finnes noen rene fellesgoder, men mange er i en mellomstilling mellom rene fellesgoder og rene private goder. Goder som av fysiske og praktiske grunner vanskelig kan stykkes opp og selges i et (hypotetisk) marked er som regel ikke-ekskluderende, og slike er det mange eksempler på blant godene vi får fra naturen. Atmosfærens evne til å regulere klima er f.eks. et gode man vanskelig kan forhindre noen fra å ha glede av. Ikke-rivaliserende goder blir det derimot stadig færre av. Mange av godene fra naturen er ikke-rivaliserende så lenge samlet bruk er lite, men blir rivaliserende etter hvert som bruken øker (Fisher mfl. 2008). Person A sitt fiske, friluftsliv eller utnytting av atmosfærens evne til å regulere klima går ikke på bekostning av person Bs muligheter til det samme, så lenge det bare er snakk om A og B, men når det blir mange som driver med det samme, blir bruken ikke lenger bærekraftig, og den enes bruk går på bekostning av andres muligheter for bruk. Hver og en vil påvirke de andres nytte negativt, og vi er over i en situasjon med negative eksterne effekter, jf. nedenfor, eller allmenningens tragedie, jf. ovenfor.

Boks 2.3 forts.

Private goder er i motsatt ende av skalaen, de er både rivaliserende i den forstand at når person A bruker godet kan ikke person B også bruke det, og det er uproblematisk å ekskludere noen fra å bruke det. Derfor omsettes private goder i markeder. Mange av godene vi får fra naturen er private goder, bl.a. mat og brensel.

Egenskapene ved kollektive goder, altså at den enes bruk ikke reduserer den andres mulighet for bruk og at man ikke kan ekskludere noen fra å bruke dem, fører til at det blir produsert for lite slike goder i en uregulert økonomi. På samme måte som eksistensen av eksterne effekter, berettiger kollektive goder inngrep fra myndighetenes side, – gjennom lover, regler, skatter, avgifter, subsidier og andre reguleringer bør myndighetene sørge for at omfanget av kollektive goder blir optimalt sett fra et samfunnsøkonomisk perspektiv.

Eksterne effekter er samfunnsøkonomiske kostnader eller gevinster ved produksjon, forbruk, utbygging eller annen økonomisk aktivitet som den enkelte ikke blir belastet eller godskrevet, og derfor ikke uten videre tar hensyn til. Forurensning er det tradisjonelle eksempelet på en negativ ekstern effekt, – den enkelte produsent vil ikke uten videre ta hensyn til at utslipp fra produksjonen til luft og vann gir dårligere luft- og vannkvalitet, helseplager, fiskedød,

avlingsskader osv. Vaksiner er det tradisjonelle eksempelet på en positiv eksternalitet – vi har sterke insentiver til å ta hensyn til hva en vaksine kan gjøre for vår egen helse, men mindre insentiver til å ta hensyn til hva den bidrar med for andres helse. Bienes pollinering er et aktuelt eksempel fra miljøområdet; en frukt dyrker tar ikke nødvendigvis inn over seg at frukthagen er habitat for pollinatorer som kommer andre til gode. Høsting av økosystemtjenester kan påføre andre mennesker kostnader eller ulemper og gi negative eksterne effekter, f.eks. kan intensiv skogsdrift redusere naturopplevelsen og gleden ved friluftsliv for noen. I utgangspunktet er det ingen økonomisk grunn til at skogeieren skulle ta hensyn til hvordan skogsdriften påvirker velferden for turgåere. Det er heller ingen grunn til at skogeieren skal ta hensyn til at skogplanting binder karbon, som ville være en positiv eksternalitet (og et kollektivt gode, se ovenfor).

Et samfunnsøkonomisk perspektiv vil tilsi at eksterne effekter i de aller fleste tilfeller berettiger tiltak og virkemidler fra myndighetenes side. Gjennom lover, regler, avklaring av rettigheter, skatter, avgifter, subsidier og andre reguleringer kan myndighetene sørge for å internalisere eksternalitetene i markedene, slik at aktørene faktisk tar hensyn til de ulempene (eller fordelene) de påfører andre².

¹ At det ikke er mulig betyr at det er praktisk eller teknisk umulig eller økonomisk for kostbart å ekskludere brukere.

² Coases teorem – etter den britiske økonomen og nobelprisvinneren Robert Coase - sier riktig nok at det ikke er grunn til offentlige inngrep ved eksterne effekter når aktørene kan møtes kostnadsfritt, og det er mulig å tildele eiendomsrettigheter, men slike betingelser er ikke oppfylt i tilfellet med bruk av økosystemtjenester.

Allmenningens tragedie, fellesgoder og eksterne effekter er begreper som brukes innen bl.a. samfunnsøkonomien for å beskrive slike fenomener der det som er rasjonelt for den enkelte er uheldig for samfunnet samlet sett (Se boks 2.3).

I dette kapitlet skal vi trekke opp noen sentrale utfordringer knyttet til å ta vare på økosystemer som er viktige for vår velferd og utvikling. I tråd med utvalgets mandat skal vi fokusere på bakgrunnen for og utviklingen av det vi vil kalle økosystemtjenestetilnærmingen¹. Utgangspunktet for diskusjonen er hvordan denne tilnærmingen er utviklet og brukt internasjonalt, spesielt i FN-pro-

sjektet om økonomiske sider ved biologisk mangfold og økosystemer (TEEB). Vi vil også belyse det vi ser som muligheter, utfordringer og begrensninger knyttet til økosystemtjenestetilnærmingen. Dette skal danne bakteppe for resten av utredningen, hvor vi vil gå mer detaljert og tematisk gjennom ulike aktuelle problemstillinger, og fokusere på *muligheter* i økosystemtjenestetilnærmingen.

2.2 Avveininger – bedre valg og kritiske valg

Menneskelig virksomhet avhenger av mange nødvendige og komplekse økologiske interaksjoner. Vi fatter hele tiden beslutninger og foretar avvei-

¹ Begrepet «økosystemtjenestetilnærming» rommer nødvendigvis en rekke ulike tilnærminger og perspektiver, hvor ikke alle nødvendigvis er omforente, og dette må derfor forstås bredt og spesifiseres der det er påkrevd.

ninger som – direkte eller indirekte, bevisst eller ubevisst – påvirker disse interaksjonene. Beslutninger og avveininger (*trade offs*) av ulike slag må være slik at vi sikrer robuste økosystemer over tid. Det er særlig viktig at vi unngår å velge bort økosystemenes evne til å levere nødvendige og

livskritiske prosesser og tjenester. Dette krever forståelse og kunnskap.

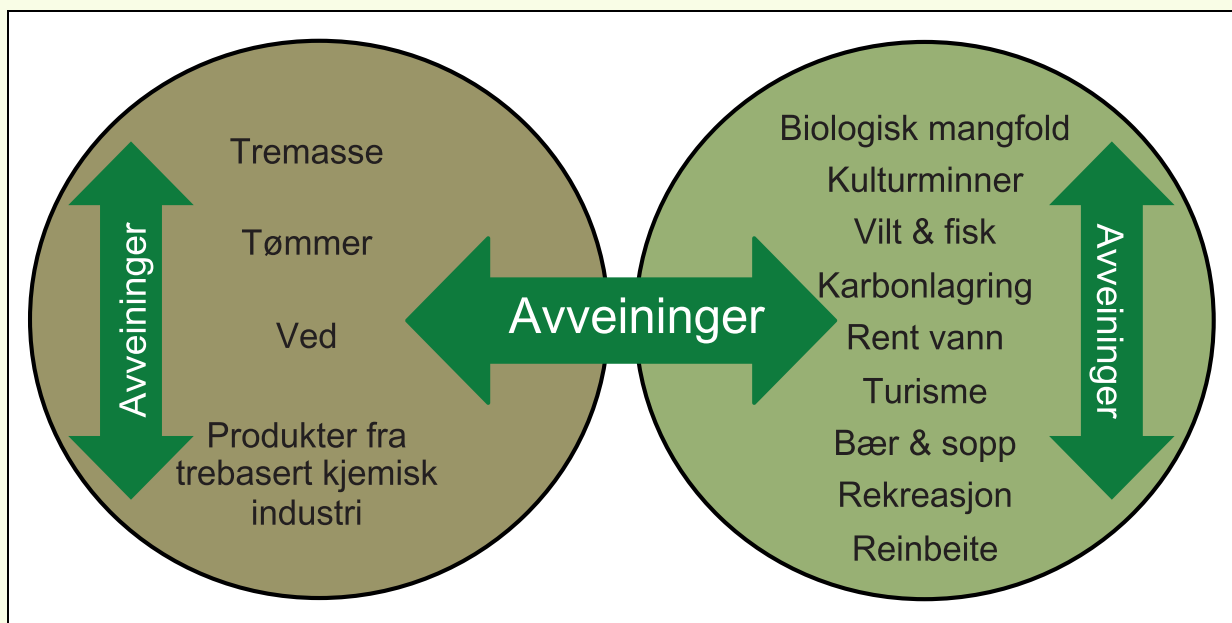
Avveiningene kan grupperes som følger (Fitter mfl. 2010 og TEEB 2010a):

- Avveininger *over tid* – dette er avveininger hvor det er gevinster og fordeler i dag og kostnader

Boks 2.4 Mange konger i skogen – avveininger og valg mellom økosystemtjenester

Skog levere en lang rekke økosystemtjenester, og forvaltning av skog innebærer at det må gjøres avveininger mellom tjenester, interesser og i

tid og rom. figur 2.2 illustrerer at slike avveininger må gjøres langs en rekke dimensjoner.



Figur 2.2 Oversikt over avveininger innenfor og mellom produserende tjenester og andre tjenester og goder fra skog.

Kilde: Basert på det svenske forskningsprosjektet Future Forests, se <http://www.futureforests.se/>

En viktig avveining er den som må gjøres mellom skogbruk på den ene siden, og biologisk mangfold og andre typer økosystemtjenester på den andre. Dette er både en avveining mellom ulike tjenester og mellom ulike interesser. Avveiningen mellom skogbruk og karbonlagring er i tillegg en avveining i tid og rom – gevinstene ved skogbruket tilfaller et fåtall mennesker her og nå, mens kostnadene ved høyere CO₂-utslipp bæres av alle, inklusive fremtidige generasjoner. I noen grad må det også gjøres avveininger mellom tjenestene på høyre side i figuren (f.eks. turisme og hverdagsrekreasjon), selv om disse tjenestene i større grad kan leve

godt side ved side og også kan forsterke hverandre. De ulike økosystemtjenestene fra skog må dessuten veies mot behovet for arealer til boligbygging og infrastruktur. Slike avveininger inkluderer ofte en avveining mot andre økosystemer, særlig jordbruksområder.

Ulike avveininger knyttet til økosystemtjenester i skog blir drøftet bl.a. i Lindhjem og Magnussen (2012)¹. Bioforsk er i gang med et prosjekt der nettopp avveiningene mellom ulike økosystemtjenester fra skog skal studeres, nærmere bestemt om det er plass i skogen for både ville og tamme klauvdyr, for tradisjonelt skogbruk og økt produksjon av bioenergi².

¹ Se også Land (2012b).

² www.skogsbeite.no.

senere (eller omvendt), for vår egen levetid og kommende generasjoner.

- Avveininger *i rom* – dette er avveininger hvor det er gevinster og fordeler ett sted og kostnader et annet sted, innen et land og mellom grupper av land, som rike og fattige land.
- Avveininger *mellom økosystemtjenester* – dette er avveininger hvor bruk og forvaltning fremmer en eller noen få tjenester og bruksområder, men på bekostning av andre tjenester og bruksområder.
- Avveininger *mellom interessenter* – dette er avveininger hvor noen høster gevinster og andre opplever ulemper, og dette kan bl.a. omfatte avveining mellom natur i privat eie og natur forvaltet av fellesskapet.

At det må gjøres samfunnsmessige avveininger og valg er ikke spesielt for økosystemtjenester – alle goder det ikke finnes uendelige mengder av må på en eller annen måte rasjoneres mellom ulike anvendelser, grupper og i tid og rom. For «vanlige» produserte varer og tjenester er det markedsprisene som i prinsippet sørger for å reflektere knapphet, og mye av avveiningene skjer på grunnlag av varens og tjenestens pris. Men, blant annet fordi tjenestene fra naturen ofte fremstår som gratis, tar ikke produsenter, forbrukere, utbyggere og andre som høster av naturen hensyn til at ressursene er begrenset, og at én type

bruk kan gå på bekostning av annen type bruk. Man tar med andre ord ikke hensyn til at det ofte *må* gjøres avveininger mellom brukergrupper og bruksområder.

Gjennomgangen av norske økosystemer og økosystemtjenester i Del II vil vise at en rekke slike avveininger er aktuelle for Norge, og ulike tilnærminger for å løfte fram og håndtere dem vil bli presentert og diskutert i Del III og Del IV. For en bredere omtale av slike avveininger kan det bl.a. vises til Elmqvist mfl. (2011), som særlig ser på avveininger mellom forsynende tjenester (spesielt fra landbruket) og regulerende tjenester (boks 4.4).

Det har de siste tiårene vært en økende forståelse og anerkjennelse av sammenhengene mellom økosystemer og menneskers velferd, og for behovet for å foreta avveininger. Den økende bruken av begrepet «økosystemtjenester» illustrerer dette. Begrepet brukes om fordeler mennesker har av økosystemene. FN-prosjektet om økonomiske sider ved biomangfold og økosystemer (TEEB) er en viktig premissleverandør både faglig og politisk når det gjelder utvikling av økosystemtjenestetilnærmingen. Konklusjonene og anbefalingene fra TEEB-prosjektet vil bli presentert og drøftet senere i dette kapitlet, og vi vil i tråd med utvalgets mandat ta utgangspunkt i disse og vurdere hvilke elementer og anbefalinger som er relevante for Norge. Innledningsvis vil vi imid-



Figur 2.3 Skogen gir oss en lang rekke forskjellige økosystemtjenester – det er viktig å gjøre gode avveininger.

Foto: Marianne Gjørsv

lertid gi en kort gjennomgang av hvorfor og hvordan økosystemtjenestetilnærmingen har fått en stadig mer sentral rolle.

2.3 Miljø- og ressurstilstanden globalt

Utvalget er bedt om å se særlig på tilstand og utviklingstrekk for norske økosystemer, men understreker at situasjonen globalt bør danne et viktig bakteppe for slike vurderinger. Tilstanden i andre lands økosystemer påvirker norske økosystemer, og illustrerer også mulige utviklingstrekk for norske økosystemer.

FNs miljøprogram viser i sine siste globale rapporter (UNEP 2012a, 2012b og 2012d) til at en rekke miljøpåvirkninger fortsatt er store og nega-

tive, og til at dette bl.a. fører til tap av biologisk mangfold, ørkenspredning, forringelse av jord og landarealer, mindre tilgang til ferskvann, mindre fiskeressurser og betydelige forurensningsproblemer. Menneskenes press på jordas økosystemer har nådd et nivå hvor omfattende globale miljøendringer kan gi store konsekvenser for mennesker og hvor det også kan være irreversible virkninger på økosystemene.

Mange kilder trekker fram fem hovedtyper menneskeskapte påvirkningsfaktorer mot biologisk mangfold og den levende delen av økosystemene (se f.eks. MA 2005a og c, NOU 2009: 16, CBD 2010 og UNEP 2012b):

- Tap, forringelse og fragmentering av leveområder (habitat- eller arealbruksendring).
- Overbeskatning, bl.a. ved jakt eller fiske (overutnyttelse eller overhøsting).

Boks 2.5 Noen økologiske begreper

Biologisk mangfold er i konvensjonen om biologisk mangfold (St.prp. nr. 56 (1992–93)) definert som «variabiliteten hos levende organismer av alt opphav, herunder bl.a. terrestriske, marine eller andre akvatiske økosystemer og de økologiske komplekser som de er en del av; dette omfatter mangfold innenfor artene, på artsnivå og på økosystemnivå». Dette innebærer at *økosystemer* (boks 2.1 og boks 4.1) defineres som en fullt integrert del av det biologiske mangfoldet, sammen med genetisk mangfold og artsmangfold. Samtidig inngår biologisk mangfold i økosystemene, som den levende delen sammen med ikke-levende deler som bl.a. vann og mineraler. Både TEEB (2010a) og MA (2005a og b) definerer biologisk mangfold på samme måte som i CBD.

Definisjonen legger vekt på variasjon på tre ulike nivå: (1) *innen arter* (som inkluderer genetisk variasjon innen og mellom populasjoner), (2) *mellom arter* (f.eks. artsrikdom) og (3) *mellom økosystem* (inklusive naturtype- og landskapsvariasjon). Nivåene vil være innbakt i hverandre. Den genetiske variasjonen gir forsikring og robusthet for artsmangfoldet og artsmangfoldet gir forsikring og robusthet for økosystemene, mens økosystemvariasjonen bl.a. gir forsikring og robusthet for våre muligheter til å utnytte naturen.

CBDs definisjon er i allmenn bruk faglig, i sentrale internasjonale avtaler og inkluderer viktige økologiske perspektiver (se f.eks. Mace mfl.

2012). I naturmangfoldloven ((Ot.prp. nr. 52 (2008–2009)) er biologisk mangfold definert som «mangfoldet av økosystemer, arter og genetiske variasjoner innenfor artene, og de økologiske sammenhengene mellom disse komponentene». I Norge benyttes begrepene «biomangfold» og «biodiversitet» med samme meningsinnhold som biologisk mangfold. Begrepet *naturmangfold* er en del videre enn begrepet biologisk mangfold og er definert i naturmangfoldloven som «biologisk mangfold, landskapsmessig mangfold og geologisk mangfold, som ikke i det alt vesentlige er et resultat av menneskers påvirkning». Med *landskap* siktes det til større sammenhenger i naturen¹, men hvor landskap som utelukkende er skapt av mennesker, f.eks. byer, ikke faller inn under loven. Med *landskapsmessig mangfold* siktes det i loven til mangfoldet i landskapstyper, det vil si landskap med egne særtrekk, mens *geologisk mangfold* er beskrevet som «variasjonen i geologiske forekomster».

Samtidig avgrenser begrepet naturmangfold lovens formål til det som i utgangspunktet fremdeles er «i naturen». Rent domestisert biologisk mangfold, det vil si organismer som er tilpasset et menneskeskapt miljø, f.eks. husdyr eller nytteplanter, faller dermed utenfor. Det er dermed en del elementer som omfattes av begrepet biologisk mangfold som ikke omfattes av begrepet naturmangfold, slik dette er definert i naturmangfoldloven.

Boks 2.5 forts.

I denne utredningen bruker vi begrepene økosystem, biologisk mangfold og biologiske ressurser slik de er definert i konvensjonen om biologisk mangfold og begrepet naturmangfold slik det er definert i naturmangfoldloven. Vi vil i hovedsak ta utgangspunkt i begrepet «biologisk mangfold», da dette begrepet blir brukt i internasjonalt samarbeid og i faglitteraturen, dekker også dyrkede og bearbeidede økosystemer, og er et innarbeidet begrep på norsk. Begrepet naturmangfold blir imidlertid også brukt i noen sammenhenger, da dette er et sentralt begrep bl.a. i forvaltning etter naturmangfoldloven.

Økosystemstruktur er den biofysiske strukturen til et økosystem (TEEB 2010a). Økosystemstruktur kan beskrive hvordan sammensetningen av de biologiske delene av økosystemet er med på å forme den biofysiske arkitekturen som utgjør rammen rundt arters habitat; f.eks. trær, korallrev og tareskog. Videre kan begrepet brukes til å beskrive hvordan biologisk materiale fordeles mellom de forskjellige delene av økosystemet, f.eks. hvor mye biomasse som finnes i økosystemets planter i forhold til biomassen som finnes i jordsmonnet, eller blant organismer fra forskjellige trofiske nivå (dvs. ledd i næringskjeden). Det siste kalles også for økosystemets *trofiske struktur*. Økosystemstruktur kan også vise til antall trofiske nivåer eller antall ledd i næringskjeden i økosystemet; noe som ofte speiler økosystemets produktivitet og tilstand. Et fellestrekk for bruken av begrepet er at det biologiske mangfoldet er en vesentlig del av økosystemstrukturen.

Økosystemprosesser er overføringer av materiale eller energi fra en del av økosystemet til en annen (Virginia og Wall 2000, Lovins mfl. 2005 og TEEB 2010a). Økosystemprosesser kan være fysiske (transport av vann eller sediment), kjemiske (oksidasjon og reduksjon) eller biologiske (fotosyntese, respirasjon eller herbivori (beiting)).

Økosystemfunksjoner er samspillet mellom struktur og prosesser i økosystemet, som bidrar til økosystemets kapasitet til å levere økosys-

temtjenester (TEEB 2010a). Økosystemfunksjoner består ofte av flere økosystemprosesser (Virginia og Wall 2000). Velfungerende økosystemfunksjoner bidrar til økosystemets kapasitet til å levere økosystemtjenester (TEEB 2010a).

Både økosystemprosesser og økosystemfunksjoner pågår på flere ulike romlige skalaer og gjerne på tvers av ulike økosystemer. For eksempel renner vann ofte gjennom ulike ferskvannøkosystemer fra fjell til skog til jordbruksområder og ut i havet, mens fugler sprer frø fra et økosystem til et annet og bier pollinerer blomster i eng og mark og skog.

Økosystemhelse beskriver tilstanden i et økosystem, hvor en god helsetilstand uttrykkes ved at egenskapene til økosystemets struktur og funksjon holder seg innenfor normal variasjon og hvor økosystemets tilstand blant annet er avhengig av dets robusthet og evne til å innhente seg etter forstyrrelser (TEEB 2010a).

Økosystemtilstand er for tiden det begrepet som er mest brukt i norsk fagspråk for å reflektere dette, og det er dette begrepet som blir brukt i utredningen. Definisjonen innebærer at økosystemenes egenskaper er forventet å variere naturlig i tid innenfor gitte grenseverdier, og det er bare når variasjonen overstiger gitte verdier at økosystemets helse eller tilstand kan betraktes som svekket eller dårligere. Vurderingen av økosystemtilstanden må også ta hensyn til endring og utvikling gjennom suksesjon. Økosystemtilstand uttrykkes i forhold til en referansetilstand, der grenseverdier er etablert for å vurdere om endringer i økosystemet ligger utenfor normale variasjoner.

Naturmangfoldloven definerer *økologisk tilstand* som «status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer».

NOU 2004: 28 om naturmangfoldloven gjennomgår mange sentrale begreper knyttet til biologisk mangfold, bl.a. til arter, bestander og naturtyper.

¹ Den europeiske landskapskonvensjonen definerer landskap som «et område, slik folk oppfatter det, hvis særpreg er et resultat av påvirkningen fra og samspillet mellom naturlige og/eller menneskelige faktorer».

- Menneskeskapte klimaendringer.
- Forurensning: Forsuring, overgjødning og miljøgifter.
- Spredning av fremmede arter, herunder genmodifiserte organismer (GMO).

Disse påvirkningsfaktorene er sentrale også for tilstanden i norske økosystemer, og dette kommer vi tilbake til i kapittel 4. Den globale biomangfoldstudien fra 2010, *Global Biodiversity Outlook 3* (CBD 2010), viser til en del funn som illustrerer

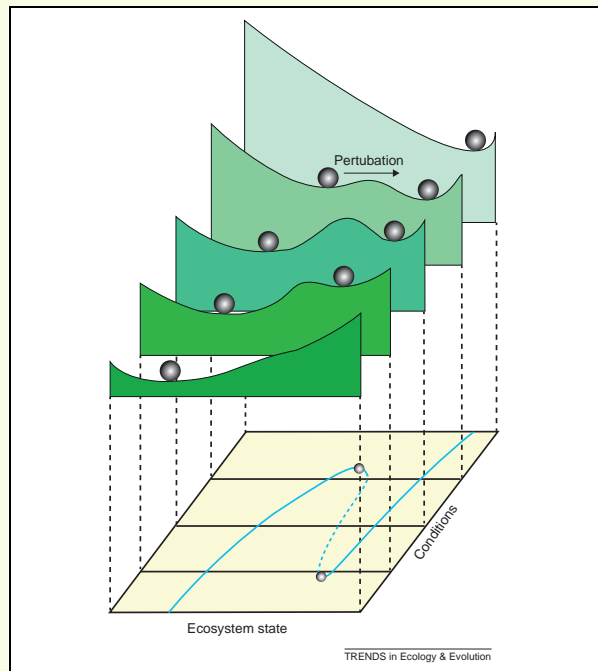
Boks 2.6 Stabile og robuste økosystemer

Robuste økosystemer kan bidra til å motvirke negative effekter av menneskeskapte påvirkninger og kan på den måten være med på å opprettholde livsnødvendige økosystemtjenester som bl.a. er avgjørende for helse, velferd og verdiskaping i samfunnet vårt.

To faktorer som er avgjørende for økosystemets tilstand og evne til å opprettholde økosystemtjenester er motstandsdyktighet (eller robusthet) og resiliens. *Motstandsdyktighet (resistance)* beskriver økosystemets evne til å tåle forstyrrelser og forbli innenfor en viss tilstand, mens *resiliens (resilience)* beskriver økosystemets evne til å innhente seg etter forstyrrelser. Dersom en ny påvirkning blir permanent kan økosystemet igjen bli stabilt, men da vil det være et system i en annen likevekt og med et annet artsutvalg og en annen produktivitet enn det opprinnelige, for eksempel et ferskvann som utsettes for overgjødning.

Økosystemenes resiliens kan også ha betydning i en bredere samfunnsmessig sammenheng, og robuste økosystemer kan styrke samfunnets evne til å møte uvante, uventede og ekstreme forstyrrelser og påkjenninger. Carpenter mfl. (2012) drøfter bl.a. hvordan økosystemene og ulike typer mangfold bidrar til generell resiliens i sosio-økologiske systemer, mens Arktisk råd i en rapport (Arctic Council 2013) drøfter sosio-økologisk resiliens og betydningen av robuste arktiske økosystemer i lys av de store endringene vi ser i nordområdene.

Av og til utsettes økosystemer for påvirkninger som gjør at de bryter helt sammen. Når økosystemenes evne til å innhente seg etter forstyrrelser overstiges, kan det gå over i en annen tilstand, og grenseverdien for å gå over i en svekket tilstand kalles for en terskel eller et *vippepunkt (tipping point)*. Ikke alle systemer har slike vippepunkt, ofte kan endringen være gradvis og lineær, i motsetning til terskelresponsen som er typisk kompleks (ikke-lineær) og irreversibel. Ofte kan det være vanskeligere å komme tilbake til utgangspunktet enn det var å endre det. Utviklingen av slike terskeleffekter er illustrert i figur 2.4, som viser hvordan endrede miljøforhold (*conditions*) og forstyrrelser (*perturbation*) fører til endret økosystemtilstand (*ecosystem state*).



Figur 2.4 Terskeleffekter og vippepunkter.

Ved økt økosystemstress kan systemet (kulen) vippes over i et annet basseng, og det kan være vanskelig å reversere denne utviklingen tilbake.

Kilde: Scheffer og Carpenter (2003)

Et eksempel på en terskeleffekt er eutrofiering av innsjøer som følge av bl.a. sterk og vedvarende tilførsel av næringsstoffer (overgjødning¹). Når innsjøen får bunnvann uten oksygeninnhold på grunn av høy nedbryting av døde alger vil det frigjøres store mengder fosfor som var bundet i sedimentet. Dette bringes ut i vannmassene og bidrar til å opprettholde en overgjødlet tilstand selv om de ytre fosfortilførsler reduseres kraftig. Et ferskvann kan også bli så overgjødlet at det forsvinner ved gjengroing, og en beitemark kan bli så sterkt nedbeitet at vegetasjonen ikke lenger makter å holde på jorda som eroderes bort med vind eller vann. For en gjennomgang av ulike eksempler på økologiske regimeskifter og konsekvenser for økosystemtjenester kan det vises til Crépin mfl. (2012).

Det er gjort mange forsøk på å finne ut hvilke egenskaper ved økosystemene som fremmer stabilitet og gjør dem robuste, og vi vil i kapittel 4.2 bl.a. se på hvordan ulike studier fram til nå understøtter at høy biodiversitet (høyt artsmangfold) fremmer stabiliteten.

¹ Begrepet *overgjødning* brukes i denne utredningen i betydningen overskuddsgjødsling, som kan føre til at en del plantenæringsstoffer (fosfor og nitrogen) vaskes ut av jorden og forurenser innsjøer og vassdrag.

denne utviklingen, bl.a. i form av tap av verdens regnskoger, våtmarker og mangroveskoger, ødeleggelse av korallrev, forringelse av viktige ferskvannsressurser, forsuring av havet, overbeskatning av en lang rekke arter og bestander, og økende bruk og omfang av genteknologi og genmodifiserte organismer (GMO).

Endringer i artsmangfold og i utbredelse av arter kan gi alvorlige konsekvenser for samfunnet, og det er en høy risiko for dramatiske tap av biologisk mangfold og medfølgende sammenbrudd av et bredt spekter av økosystemtjenester hvis økosystemene skyves utover visse terskler eller kritiske punkt (se f.eks. rapporten fra Leadley mfl. 2010, som ble utarbeidet for den globale biomangfoldstudien til CBD i 2010). Det understrekes at verdens fattige først vil rammes av de mest alvorlige konsekvensene av slike endringer, men at alle samfunn og lokalsamfunn vil bli påvirket. I kapittel 4 kommer vi også tilbake til hvilke drivkrefter som ligger bak disse påvirkningsfaktorene, med bl.a. et økende forbruk av ressurser og areal per innbygger.

2.4 Utvikling av økosystemtjenestetilnærmingen

Mennesker er grunnleggende helt avhengige av naturen og nyter godt av en rekke goder og tjenester derfra. Begrepet *økosystemtjenester* er utviklet for bedre å kunne forstå sammenhengen mellom tilstanden i økosystemene og menneskelig velferd. Økosystemtjenestetilnærmingen oppfattes i dag som et aktuelt og potensielt viktig verktøy for å analysere, synliggjøre og kommunisere samfunnets og menneskers avhengighet av økosystemer. Vi vil i denne utredningen bruke begrepet *økosystemtjenester* om både fysiske goder og ikke-fysiske tjenester vi får fra naturen. Vi benytter også noen ganger begrepet *naturgoder* om det samme. NOU 2012: 16 om samfunnsøkonomiske analyser bruker i hovedsak begrepet *miljøgoder*.

Begrepet og økosystemtjenestetilnærmingen dukket trolig først opp i faglitteraturen på slutten av 1970-tallet, og brukes i dag mye både i forskning, forvaltning, politikk og formidling. Gómez-Baggethun mfl. (2010) går gjennom utviklingen og bruken av økosystemtjenestebegrepet i økonomisk teori og praksis, og viser blant annet til hvordan nyttebegrepet ble brukt i sammenheng med økosystemfunksjoner for å styrke offentlighetens interesse for bevaring av biologisk mangfold, og for å vise at tapet av biologisk mangfold medfører tap som er kritisk viktige for menneskers velferd.

Begrepet er de siste tiårene i økende grad koblet til bærekraftig utvikling generelt og til økonomisk verdsetting spesielt, og er stadig mer brukt både i forvaltning og i faglitteratur.

For en generell gjennomgang av begrepet økosystemtjenester og bruken i faglitteraturen og i forvaltningen kan det vises bl.a. til Costanza og Kubiszewski (2012), Cornell (2011), Barton (2011), Fisher mfl. (2009), Gómez-Baggethun mfl. (2010) og Haines-Young og Potschin (2009). Studien til Costanza og Kubiszewski (2012) inneholder bl.a. en oversikt over hvem som har bidratt til dette arbeidet, og det kan nevnes at denne oversikten inneholder ti svenske navn, men ellers ingen nordiske bidragsytere.

Begrepet økosystemtjenester defineres generelt for å få fram hvordan økologiske strukturer og prosesser bidrar til økologiske funksjoner som setter økosystemer i stand til å levere ulike tjenester, som igjen bidrar til nytte og verdi for menneskers velferd og utvikling. Begrepet defineres av MA (2005a) som «fordeler mennesker har av økosystemer» og av TEEB-prosjektet (TEEB 2010a) som «økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd». Det vises ofte til disse to definisjonene i internasjonalt samarbeid og i faglitteraturen, men det finnes en rekke alternative definisjoner og begrepsrammer. For en gjennomgang av ulike *definisjoner* som er utviklet og foreslått kan det vises bl.a. til Fisher mfl. (2009), Haines-Young og Potschin (2009) og Nahlik mfl. (2012). De viser til at definisjonene generelt kan grupperes i to, hvor den ene tilnærmingen tar utgangspunkt i at økosystemtjenester er alle sider ved økosystemene som bidrar til menneskers ve og vel, mens den andre tilnærmingen tar utgangspunkt i økosystemtjenester som bidrar direkte med nytte.

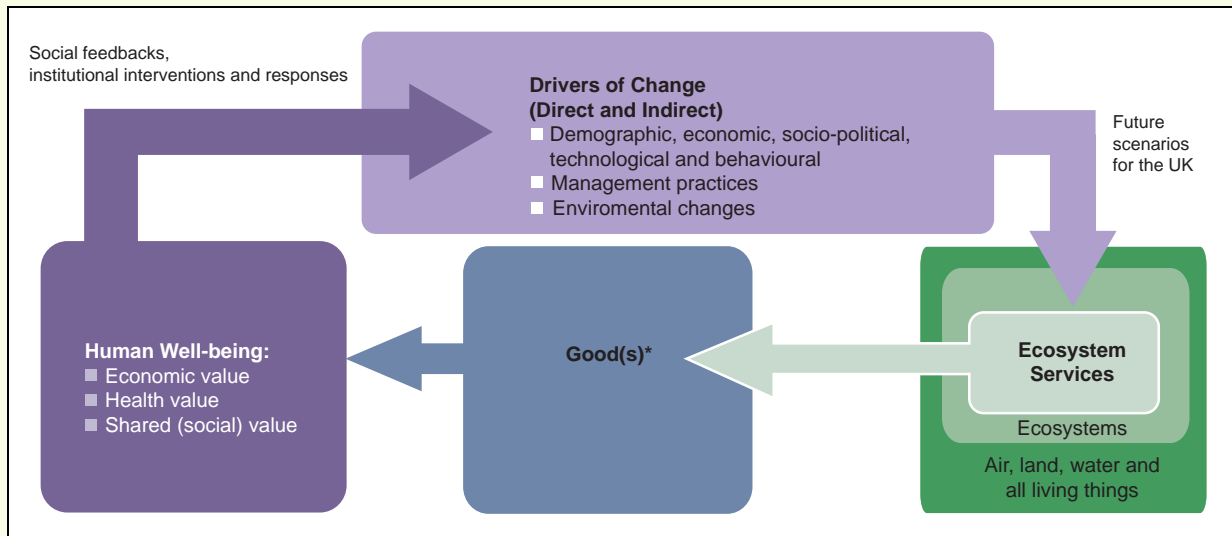
Denne utredningen legger TEEBs definisjon til grunn, og ser på økosystemtjenester som «økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd». Denne definisjonen reflekterer både direkte og indirekte bidrag fra økosystemene, og både nytteverdiene folk er klar over og fordelene som folk ikke er klar over.

Faglitteraturen viser bl.a. til at den økonomiske vinklingen i økosystemtjenestetilnærmingen kan være godt egnet til å involvere aktuelle sektormyndigheter og berørte interessenter (se f.eks. Braat og Groot 2012), og kan derfor være viktig for styrket samarbeid både *innen og mellom sektorer* når det gjelder økosystemforvaltning. Noen peker også på at tilnærmingen kan sette oss bedre i stand til å håndtere *større systemutfordringer* med bl.a. stor kompleksitet og usikkerhet (se

Boks 2.7 Økosystemtjenester og skillet mellom goder og tjenester

En del faglitteratur skiller mellom *økosystemtjenester* og *økosystemgoder*. Tjenester er da bidragene direkte fra økosystemene til menneskelig velferd, mens godene¹ er det mennesker skaper eller henter fra økosystemene og som igjen bidrar til menneskelig velferd. Et eksempel på dette er økosystemtjenesten vannrensing, som bidrar til goder bl.a. i form av rent drikkevann,

badevann og fritidsfiske. Dette skillet vil være viktig i en del sammenhenger, og for en omtale av dette kan det bl.a. vises til Fisher mfl. (2009), Haines-Young og Potschin (2009 og 2013). Skillet drøftes også i det konseptuelle rammeverket for den britiske økosystemstudien (Mace mfl. 2011), og dette er illustrert i figur 2.5.



Figur 2.5 Illustrasjon av skillet mellom goder og tjenester.

Kilde: Mace mfl. (2011)

I det opprinnelige begrepet på engelsk, *ecosystem goods and services*, ble begrepet *goods* brukt for fysiske varer og *services* for leveranse eller tilførsel av både fysiske varer og andre fordeler eller goder. Bruken av den kortere samlebeteg-

nelsen økosystemtjenester er blitt stadig mer vanlig, og betraktes nå i praksis som dekkende for både varer og tjenester, altså slik vi benytter begrepet².

¹ På engelsk brukes bl.a. begrepene *goods*, *products* og *benefits* for slike goder.

² I nasjonalregnskapet (se kapittel 11.1) er *goder* fellesbetegnelsen på varer og tjenester.

f.eks. Armsworth mfl. 2007), noe som preger mye av dagens miljøutfordringer. Andre trekker fram at tilnærmingen kan gi et bredere perspektiv på betydningen av natur og intakte økosystemer, og viser bl.a. til at ulike verne- og bevaringstiltak må ivareta også andre samfunns mål dersom de skal lykkes, både etisk og praktisk (se f.eks. Robinson 2011). Det hevdes også at økosystemtjenestetilnærmingen kan brukes for å sette økosystemer inn i en mer helhetlig sammenheng med vektlegging av kapabilitet – det vil si menneskets mulighet til et godt liv – som samfunns mål, som foreslått av Amartya Sen (se f.eks. Ballet mfl. 2011 og Polishchuk og Rauschmayer 2012), og dermed

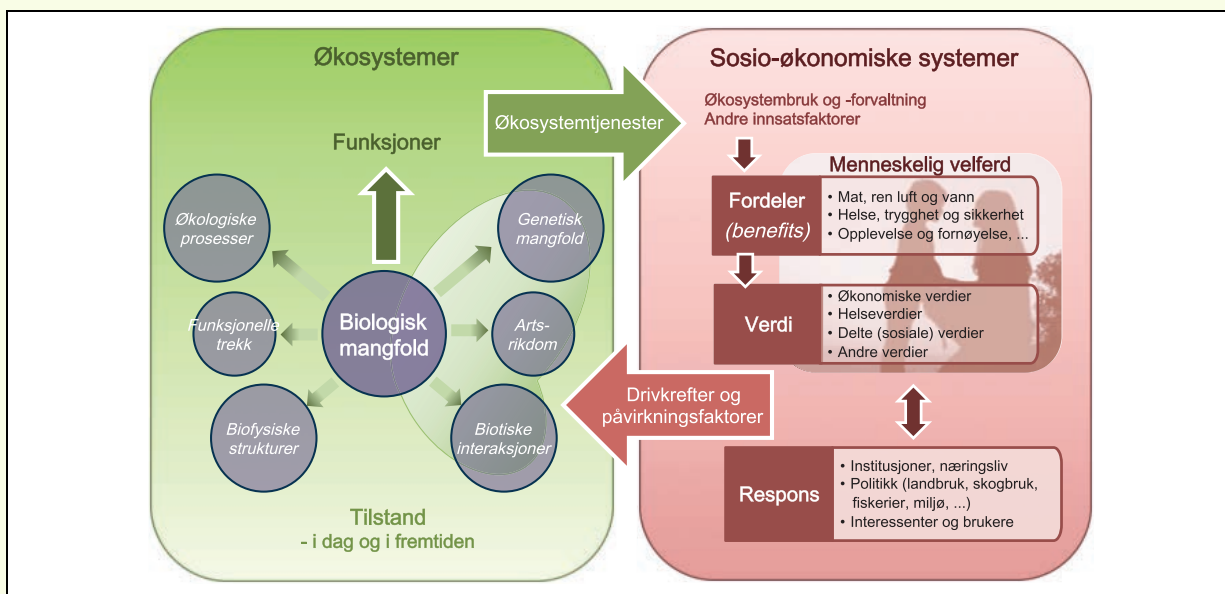
bidra til langsiktig planlegging for en bærekraftig utvikling.

Økosystemtjenestebegrepet er utviklet på bakgrunn av og sammen ned en rekke andre begreper som vektlegger sosiale verdier av naturens funksjoner og naturens kapital. Sentrale referanser som bidro til at naturverdier i større grad ble synliggjort i samfunnet omfatter bl.a. bøkene «Den tause våren» av Rachel Carson fra 1962 og «The Hungry Planet» av Georg Borgström fra 1965 og rapportene «Grenser for vekst» fra Romaklubben i 1972 og «Vår felles fremtid» fra Brundtlandkommisjonen om bærekraftig utvikling i 1987 (WCED 1987).

Boks 2.8 Sammenhenger mellom økosystemer og samfunnet

Figur 2.6 viser hvordan EUs arbeidsgruppe for økosystemstudier og økosystemtjenester (*The Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services – MAES*) ser for seg hvordan forskjellige sider av samfunnet og naturen påvirker hverandre (Maes mfl. 2013). Figuren fokuserer spesielt på økosystemtilstand, hvor argumentet

er at sunne økosystemer (med god økologisk tilstand) har et fullt potensial for å ivareta økosystemfunksjoner. Det er lagt vekt på å synliggjøre hvordan biologisk mangfold er viktig både for økosystemfunksjoner og for mange økosystemtjenester.



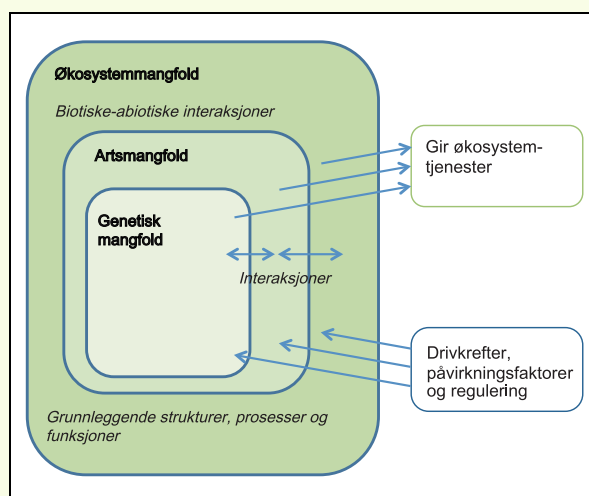
Figur 2.6 Forslag til EU-rammeverk for sammenhengen mellom økosystemer og sosio-økonomiske systemer.

Kilde: Maes mfl. (2013)

Økosystemer defineres som nevnt over som en fullt integrert del av det biologiske mangfoldet, sammen med genetisk mangfold og artsmangfold (boks 2.1 og boks 4.1). Alle de tre nivåene med biologisk mangfold (og interaksjonene mellom dem) bidrar til økosystemtjenester, og dette kan illustreres som i figur 2.7.

Strømmen av tjenester fra økosystemer som gir nytte for mennesker fremkommer ofte i et samspill med arbeidskraft og andre innsatsfaktorer (se også boks 5.1 og boks 5.8). Bruk og forvaltning av økosystemene påvirker både tilstanden i økosystemene og hvilken nytte (og dermed verdi) vi samlet får av økosystemtjenestene. Samfunnet påvirker også økosystemene gjennom underliggende drivkrefter og ulike påvirkningsfaktorer, og dette utvikles i et langsiktig og komplekst samspill i samfunnet og ulike institusjoner, forvaltningsregimer og interesser. For en diskusjon av hvordan økosystemtjenester kan kobles til menneskelig velferd

og til bredere sosio-økologiske sammenhenger kan det bl.a. vises til Reyers mfl. (2013).



Figur 2.7 Alle nivåene av biologisk mangfold bidrar til økosystemtjenester.

Boks 2.9 Ulemper med økosystemene – «negative tjenester»

Generelt brukes økosystemtjenestebegrepet (se f.eks. Haines-Young og Potschin 2013) om fordelaktige sider ved økosystemene, men det må også tas med i betraktningen at naturkrefter og økosystemer kan påvirke folk negativt. Slike negative effekter for mennesker, som kan kalles «negative tjenester» eller ulemper (*ecosystem disservices*) kan f.eks. være insekter, sopp eller mikroorganismer som ødelegger avlinger eller som medfører sykdom på dyr og mennesker (se f.eks. Zhang mfl. 2007 og Dunn 2010), eller økologiske prosesser som kan være en fare for mennesker og samtidig være viktige for økosystemenes utvikling over tid, f.eks. skogbrann og flom (Redford og Adams 2009). Slike utfordringer må håndteres av samfunnet, men det er også viktig å anerkjenne hvilke økologiske funksjoner ulike «problemarter» (f.eks. flått og influensavirus) og hendelser (f.eks. skogbrann) kan ha i et større økosystemperspektiv. Skogbrann fornyer skogen, og enkelte planter er avhengig av sterk oppvarming typisk fra skogbrann for at frøene skal spire, f.eks. bråtestorkenebb.

2.5 Millennium Ecosystem Assessment

Den globale FN-studien om økosystemer, Millennium Ecosystem Assessment (MA), utgjør en milepæl i å plassere økosystemtjenester på den internasjonale politiske dagsorden, og har bidratt til å synliggjøre menneskers avhengighet av biologisk mangfold, økosystemenes funksjoner og de økosystemtjenestene som kommer fra dette².

MA-studien ble igangsatt av FN og gjennom ulike internasjonale miljøavtaler i 2001, og hovedrapporten og ulike delrapporter ble presentert i 2005. MA har blitt brukt som faglig underlag i CBD og andre miljøavtaler og blir fulgt opp faglig bl.a. gjennom TEEB og andre studier (se f.eks. Ash mfl. 2010). MA følges også opp gjennom et nettverk for sub-globale studier, og Booth mfl.

² Mer informasjon om MA og rapportene som ble publisert er tilgjengelig på www.unep.org/maweb. Delrapporter er bl.a. tilgjengelige om biologisk mangfold, forøking, næringsliv, våtmarker og helse.

(2012) gjennomgår funn og anbefalinger basert på erfaringer til medlemmer i dette nettverket. For øvrig ble et opplegg for en større økosystemstudie etter mal av MA utarbeidet i Norge, basert bl.a. på en pilotstudie fra 2000 (Direktoratet for naturforvaltning 2002), men dette ble ikke gjennomført. Pilotstudien omtaler bl.a. utviklingstendenser for sju norske økosystemtyper og deres evne til å levere fem ulike økosystemtjenestegrupper.

Rammeverket for MA er bygd opp slik at det viser hvordan økosystemtjenester påvirkes av ulike direkte og indirekte drivkrefter og påvirkningsfaktorer, og hvordan dette igjen påvirker menneskelig velferd. *Økosystemtjenester* er i MA definert som «fordelene mennesker får fra økosystemer», og de blir kategorisert i fire hovedgrupper: Forsynende (produserende) tjenester, regulerende tjenester, kulturelle tjenester og støttende tjenester. De tre første bidrar direkte til menneskelig velferd, men disse er igjen avhengig av den fjerde kategorien med støttende økosystemtjenester. De fire økosystemtjenestetypene presenteres og drøftes på noe ulike måter i ulike temarapporter fra MA, men hovedelementene og noen eksempler er disse (MA 2005a):

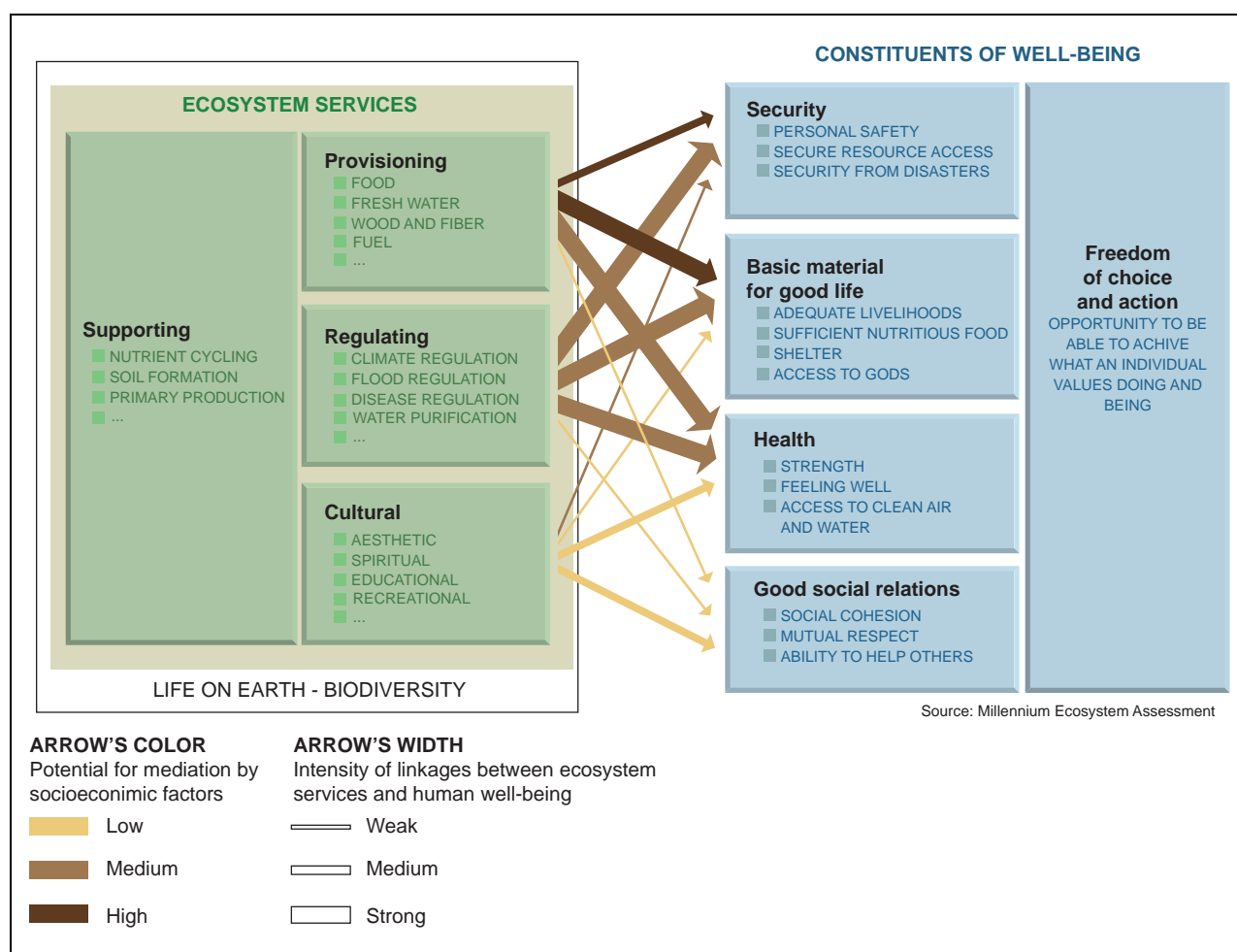
- *Støttende tjenester* er grunnleggende for nesten alle andre tjenester som ytes av økosystemene. Økosystemene gir leveområder for planter og dyr, og de opprettholder også et mangfold av ulike plante- og dyrearter og av det genetiske mangfoldet.
- *Forsynende tjenester* (også kalt produserende tjenester) er økosystemenes materielle produksjon eller energiproduksjon, og disse inkluderer mat (grunnlaget for produksjon av mat – i ville habitater eller i forvaltede jordbruksøkosystemer), råvarer, ferskvann og medisinske ressurser.
- *Regulerende tjenester* er de tjenestene økosystemene gir f.eks. ved å regulere kvaliteten på luft, jord og vann, og ved å gi vern mot flom- og sykdom, bl.a. gjennom regulering av lokalt klima og luftkvalitet, karbonbinding og -lagring, demping av ekstreme naturhendelser, behandling av spillvann, forebygging av erosjon og opprettholdelse av jordsmonn, pollinering og biologisk regulering av skadedyr og sykdommer.
- *Kulturelle tjenester* utgjør de ikke-materielle godene mennesker får i fra økosystemer, bl.a. gjennom naturopplevelser, naturkontakt og friluftsliv som kilde til åndelig berikelse, kognitiv utvikling, refleksjon, rekreasjon og estetiske opplevelser.

MA peker på hvordan endringer i disse tjenestene virker inn på menneskers velferd³ ved å påvirke forutsetningene for sikkerhet, grunnleggende materielle goder for et godt liv, helse og sosiale og kulturelle relasjoner. Det vises videre til at disse bestandsdelene av velferd igjen blir påvirket av og har en påvirkning på folks frihet og valgmuligheter (figur 2.8). Studien viser til at disse fordelene og denne avhengigheten mellom menneske og natur ikke bare er knyttet til materiell velferd og livsgrunnlag, men også til sikkerhet, økologisk robusthet og motstandskraft, sosiale forbindelser, helse og folks frihet og valgmuligheter.

³ Det engelske begrepet «*human well-being*» er sentralt både i MA og i TEEB og i mye engelskspråklig faglitteratur, og brukes f.eks. i TEEB (2010a) for «å beskrive elementer det er stor enighet om at utgjør et godt liv». Vi har i denne utredningen stort sett brukt oversettelsen «menneskelig velferd». Det er imidlertid en viss forskjell mellom «velferd» på engelsk (*welfare*) som er et begrep innen samfunnsøkonomien, og *well-being*, som i mange sammenhenger kan omfatte et noe bredere begrep, som «livskvalitet» eller «trivsel og velvære».

Et hovedfunn i MA (2005a) er at 15 av de 24 økosystemtjenestene som ble vurdert er i nedgang. Dette omfatter flere viktige forsyvende tjenester og de aller fleste regulerende tjenester og kulturelle tjenester, bl.a. fiskerier, genetiske ressurser, ferskvann, luftkvalitet, erosjonsbeskyttelse og pollinering. Fire økosystemtjenester ble vurdert til å være i oppgang, i første omgang produksjon av mat fra jordbruk og fra fiskeoppdrett. For fem økosystemtjenester var bildet for sammensatt til å konkludere. MA (2005a) identifiserte som nevnt fem viktige direkte drivkrefter som påvirker økosystemene (arealbruksendringer, klimaendringer, fremmede arter, overutnyttelse og forurensning), og fant at mange av disse drivkreftene er tiltakende.

MA viser videre at mennesker de siste årene har endret verdens økosystemer raskere og mer omfattende enn i noen sammenlignbare perioder i menneskelig historie, i hovedsak for å møte den raskt økende etterspørselen etter mat, ferskvann, tømmer, fiber og drivstoff. Dette har resultert i et



Figur 2.8 Sammenhenger mellom økosystemtjenester og menneskelig velferd.

Kilde: MA (2005a)

betydelig og ofte irreversibelt tap av biologisk mangfold på jorda. MA påpeker også at disse endringene i økosystemer har bidratt til betydelige gevinster i form av menneskelig velferd og økonomisk utvikling, men at gevinstene er oppnådd med økende kostnader i form av forringelse av viktige økosystemtjenester, økt risiko for komplekse (ikke-lineære) negative endringer for livsgrunnlaget og økende fattigdom for utsatte grupper av mennesker.

MA konkluderer med at forringelsen av økosystemtjenester kan bli betydelig mer alvorlig i løpet av første halvdel av dette hundreåret og at dette vil være et hinder for å nå FNs tusenårs mål for utvikling. MA sier så at man må ta tak i disse problemene og løse dem dersom vi skal unngå en betydelig reduksjon i fordelene fremtidige generasjoner kan høste fra økosystemene, men sier også at de ikke ser at nødvendige endringer i politikk eller praksis er underveis.

2.6 Det internasjonale TEEB-prosjektet

2.6.1 Om TEEB-prosjektet

Det internasjonale initiativet for vurdering av økonomiske verdier knyttet til økosystemtjenester og biologisk mangfold, *The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity (TEEB)*, ble startet opp i 2007, etter modell av Stern-rapporten om økonomiske vurderinger av klimaendringer. En bred vurdering av økonomiske sider ved klimaendringer ble ferdigstilt i 2006 under ledelse av Sir Nicholas Stern på oppdrag fra den britiske regjeringen (Stern mfl. 2006) og fikk stor oppmerksomhet. Rapporten viste at fordelene med tidlige tiltak mot klimaendringer er langt større enn kostnadene, og at manglende hensyn til klimaendringer på sikt vil ødelegge for økonomisk vekst. Studien viste også at mange av konsekvensene av klimaendringene vil være irreversible eller svært kostbare å reversere, og at klimatilpasning uansett vil være påkrevd.

Stern-rapporten viste viktige koblinger mellom økonomi og klimautfordringene, og det ble etterlyst en tilsvarende studie for biologisk mangfold. Blant annet understreket partsmøtet for konvensjonen om biologisk mangfold i 2006 at det er viktig å få bedre fram den økonomiske betydningen av biologisk mangfold og økosystemtjenester. EU-kommisjonen og den tyske regjeringen startet så i 2007 et større internasjonalt prosjekt om den økonomiske betydningen av økosystemtjenester og biologisk mangfold (TEEB). Arbeidet ble ledet

av den tysk-indiske økonomen og tidligere bankmannen Pavan Sukhdev.

I TEEB-prosjektet⁴ brukes økonomisk tenkning til å vise hvorfor og hvordan utvikling og fattigdomsbekjempelse avhenger av biologisk mangfold og av at vi klarer å opprettholde tilførselen av økosystemtjenester. Prosjektet mener at miljøvern, for å lykkes, må bygge på en økonomisk tankegang. TEEB-analysen bygger på et omfattende arbeid som er utført på dette feltet i løpet av de siste tiårene, ikke minst MA-studien

TEEB-arbeidet samordnes av FNs miljøprogram (UNEP), og hovedoppgaver i dag er knyttet til oppfølging og veiledning av nasjonale og regionale studier (se f.eks. TEEB 2013 som er en manual med retningslinjer for nasjonale TEEB-relaterte studier), formidling og informasjon, videreutvikling av faglige nettverk, og utvikling av tematiske og sektorrettede studier.

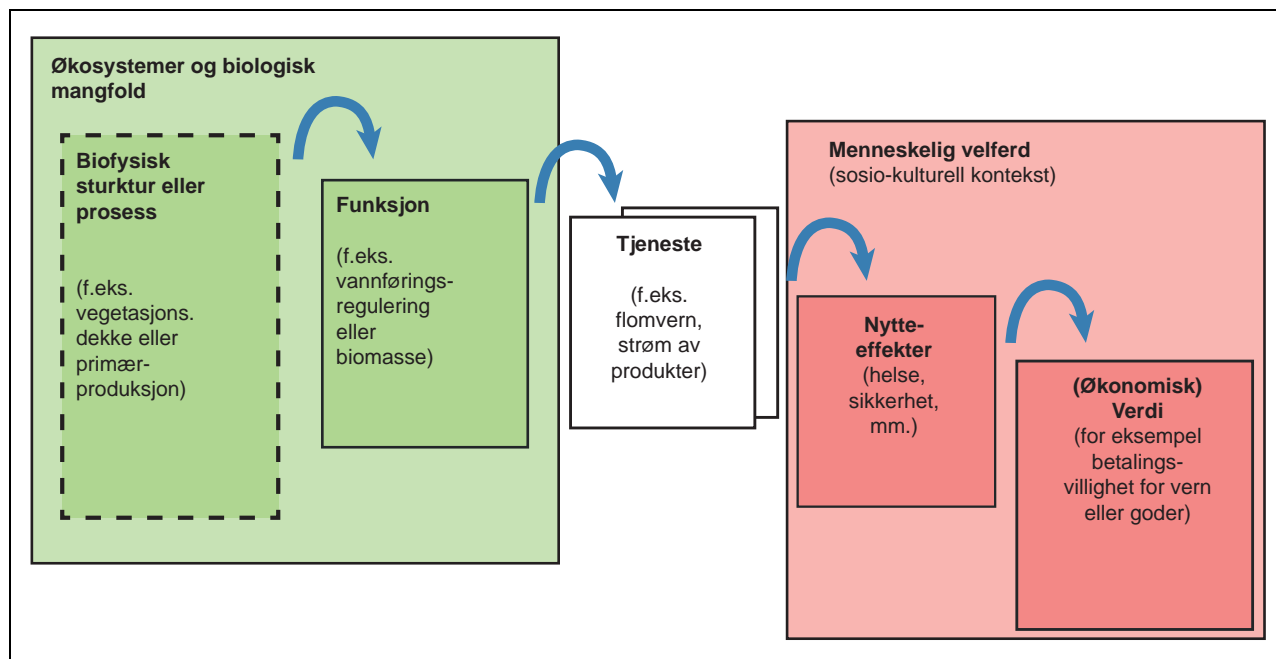
Initiativet og rapportene har bidratt til økt politisk interesse for den økonomiske betydningen av biologisk mangfold og økosystemtjenester, og en rekke land har igangsatt nasjonale eller regionale studier av verdier av økosystemtjenester. Som en del av dette vil bl.a. flere utviklingsland styrke sin kapasitet knyttet til miljøøkonomi, politikkanalyse og mulig bruk av økonomiske virkemidler i praktisk forvaltning.

I henhold til mandatet skal utvalget «ta utgangspunkt i konklusjonene/anbefalingene fra TEEB-prosjektet og vurdere hvilke elementer og anbefalinger som er særlig relevante for Norge» og videre «vurdere TEEBs tilnærming og begrepsapparat, og blant annet drøfte forholdet mellom begrepet «økosystemtjenester» og andre begreper som beskriver naturgrunnlaget». Nedfor følger en gjennomgang av TEEB-prosjektets tilnærminger og konklusjoner. Utvalgets vurderinger følger til slutt i kapitlet.

2.6.2 TEEBs tilnærming og begrepsapparat

TEEB-studiene bygger på tre trinn for analyse og politikkutvikling. For det første er det viktig å få en oversikt over tilstanden i økosystemene og for økosystemtjenestene, og å forstå og innse (*recognize*) hvilke verdier de representerer. For det andre må disse verdiene påvises og synliggjøres (*demonstrate*). Siste trinn er å integrere og internalisere (*capture*) verdier slik at de blir tatt hensyn til i offentlige og private beslutninger.

⁴ Mer informasjon om TEEB-prosjektet og rapportene som er publisert er tilgjengelig på www.teebweb.org.



Figur 2.9 TEEB-prosjektets konseptuelle rammeverk.

Kilde: TEEB (2010a)

TEEB-studien tar utgangspunkt i at økosystemene inneholder biofysiske strukturer og prosesser og økologiske funksjoner som yter et sett med tjenester som gir gevinster og verdier for menneskelig velferd. De økologiske strukturer og prosessene kan beskrives som grunnlaget for økosystemfunksjonene som utgjør potensialet til å levere tjenester, og det er viktig å skille mellom de underliggende systemene og de endelige tjenestene og godene. figur 2.9 viser TEEBs konseptuelle rammeverk for å illustrere dette, som bl.a. skiller mellom økosystemer som *kapasitet* (eller *beholdning*) og økosystemtjenester som *strømmer* som bidrar til menneskelig velferd og *nytte*.

TEEBs definisjon av økosystemtjenester bygger på mye av tilnærmingen fra MA, men de bruker en noe annen kategorisering og har en noe strammere tilnærming til selve tjenestene (begrunnet bl.a. med økonomisk verdsetting), jf. kapittel 5.

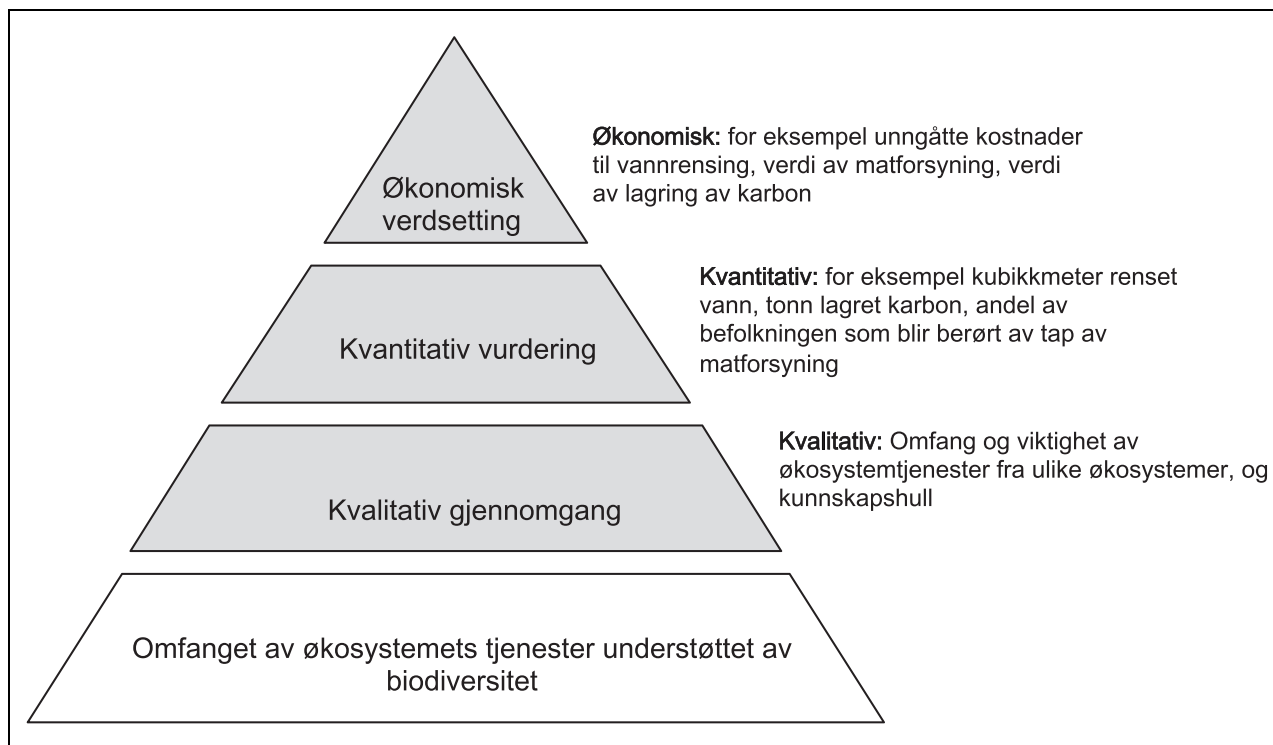
Begrepet *naturkapital* brukes av TEEB som en økonomisk metafor for den begrensede *beholdningen* av fysiske og biologiske ressurser som finnes på jorden og økosystemenes begrensede evne til å yte økosystemtjenester (TEEB 2010a). Kareiva mfl. (2011) viser til at økosystemenes strukturer, prosesser og funksjoner inngår i naturkapitalen, mens økosystemtjenester er en *strøm* av goder og tjenester som gir nytte til mennesket. TEEB beskriver videre *kritisk naturkapital* som den delen av naturkapitalen som er uerstattelig for

økosystemets funksjon og følgelig for levering av økosystemtjenester.

Verdsetting er et sentralt begrep i TEEB, som både brukes bredt for å si at noe har verdi og mer spesifikt for å sette en (økonomisk) verdi på noe. TEEB bruker og definerer bl.a. følgende begreper knyttet til verdi (*value*):

- *Total økonomisk verdi (total economic value)* defineres som verdien fra de ulike delene av nytteverdien (*utilitarian value*). På norsk oversettes ofte *total economic value* med total samfunnsøkonomisk verdi, og begrepet med underkategorier presenteres nærmere i kapittel 8.
- *Egenverdi (intrinsic value)* er definert som den verdien som ligger i noen eller noe i seg selv, uavhengig av dets nytte for noen andre.
- *Økologisk verdi* omtales som ikke-monetær vurdering av økosystemintegritet, økosystemhelse og resiliens, som alle er viktige indikatorer for å avgjøre kritiske terskelverdier og minimumsbetingelser for forsyning av økosystemtjenester.

Verdsetting beskrives av TEEB som prosessen som gjennomføres for å beregne en verdi for en gitt vare eller tjeneste i en gitt sammenheng, f.eks. for beslutningsformål. TEEB viser til at verdier vanligvis beregnes med kvantitative (herunder monetære) metoder, men også gjennom bruk av ikke-monetære metoder både fra økonomi og fra



Figur 2.10 Sammenhengen mellom ulike verdier og hvordan de kan verdsettes.

Kilde: Basert på Brink (2008) og gjengitt bl.a. i TEEB (2008) og Magnussen mfl. (2010a).

andre fagdisipliner (f.eks. sosiologi og økologi). TEEB anerkjenner at en bred tilnærming til verdsetting betyr at ulike verdier må uttrykkes på forskjellige måter, og at ulike typer verdsetting vil være hensiktsmessige i ulike sammenhenger. Poenget er illustrert i figur 2.10.

Det nederste nivået i pyramiden i figur 2.10 illustrerer at naturen har en rekke verdier som vi ikke klarer å beskrive, synliggjøre eller verdsette, blant annet på grunn av økosystemenes kompleksitet og mange kompliserte koblinger til menneskelig adferd og velferd. De tre øverste nivåene er en inndeling av hvordan naturverdier som bidrar til menneskenes velferd kan synliggjøres på forskjellige måter, som krever ulik grad av detaljert kunnskap.

På det nederste nivået finnes det økosystemtjenester som fremdeles ikke er identifisert og vi vil sannsynligvis heller aldri bli i stand til fullt ut å beskrive alle tjenestene og sammenhengene mellom dem. Nivået over illustrerer den delen av økosystemtjenestene som det er mulig å beskrive omfanget og viktigheten av kvalitativt, f.eks. gjennom beskrivelse av ulike scenarier for utviklingen av biologisk mangfold og økosystemtjenester. Slike kvalitative vurderinger vil også kunne peke på manglende kunnskap som ny forskning kan bidra til å få på plass.

Neste nivå illustrerer kunnskapsstatus for en del av økosystemtjenestene der vi har relativt god kunnskap om den økologiske «produksjonsfunksjonen», og der det er tilfredsstillende data tilgjengelig, slik at det også vil være mulig å beskrive sammenhengene og verdiene i kvantitative termer. Dette kan f.eks. være antall kubikkmeter rensset vann som resultat av et fungerende ferskvannsystem, eller andel av befolkningen som blir berørt av bortfall eller reduksjon i produksjonen av en gitt økosystemtjeneste, f.eks. nedbygging av et naturområde. Til slutt viser det øverste nivået i pyramiden at det bare er en liten del av de totale naturverdiene det finnes nok kunnskap om til at de i det hele tatt er *mulig* å verdsette økonomisk.

Gjennom pyramideillustrasjonen understreker TEEB behovet og mulighetene for å benytte både kvalitative og kvantitative metoder, i tillegg til økonomiske verdsettingsmetoder, for å synliggjøre verdien av økosystemtjenester. Samtidig peker illustrasjonen på at blant alle de verdiene vi kjenner til og kan beskrive kvalitativt, er det bare noen få verdier som lar seg beskrive økonomisk på en meningsfull måte.

2.6.3 Hovedkonklusjoner og anbefalinger fra TEEB

TEEBs konklusjoner og anbefalinger er gjennom ulike rapporter rettet mot og tilpasset et bredt spekter av beslutningstakere og aktører, herunder nasjonale myndigheter (TEEB 2009 og 2011a), lokale og regionale myndigheter (TEEB 2010d, 2011b og 2012b), næringsliv (TEEB 2010c og 2012a) og kunnskapsmiljøer (TEEB 2010a). Under gjengir vi noen av de mer generelle hovedanbefalingene fra TEEB-prosjektet. Disse er i stor grad hentet fra TEEBs synteserapport (TEEB 2010b).

Synliggjøre naturens verdier

TEEB viser til at det å erkjenne den verdien som økosystemer, landskap, arter og andre sider ved det biologiske mangfold representerer, er noe som gjøres – i varierende grad – i alle samfunn og kulturer. Det vises videre til at det å erkjenne verdien i blant er tilstrekkelig for å sikre bevaring og bærekraftig bruk, og at dette særlig er tilfelle der naturens åndelige eller kulturelle verdier står sterkt i form av fellesskapsverdier.

Mange av naturens tjenester fremstår som gratis eller billige å benytte seg av, og knappheten på naturkapital blir derfor i begrenset grad tatt hensyn til når det fattes beslutninger om produksjon og forbruk. Dette kan føre til en høsting av naturens tjenester som kan være uheldig for økosystemtjenestene og biologisk mangfold. TEEB mener at ødeleggelsen av naturen nå har gått så langt at vi har fått merke de alvorlige sosiale og økonomiske kostnadene, og at dette bare vil øke om vi ikke endrer atferd.

TEEB anbefaler at beslutningstakere på alle nivåer bør verdsette og formidle hvilken rolle det biologiske mangfold og økosystemtjenestene spiller både for økonomisk utvikling og velferd. Dette bør omfatte analyse av hvordan kostnadene og utbyttet fra økosystemtjenestene fordeles på ulike deler av samfunnet, ulike geografiske steder og ulike tidsrom. TEEB mener videre det er viktig med offentliggjøring av skadevirkninger på naturen, og plikt til å stå til regnskap for slike virkninger.

Vurdere verdier av økosystemtjenester

TEEB mener forutinntatte meninger og mangel på kunnskap om verdien av økosystemtjenestene preger dagens beslutningsprosesser, og at disse ofte favoriserer privat rikdom og fysisk kapital

fremfor fellesgoder og naturkapital. TEEB konkluderer med at det å påvise verdier økonomisk ofte vil være nyttig for bl.a. politiske beslutningstakere og næringslivsledere, og at kostnader og nytte lettere vil bli tatt med i beslutningene når det er knyttet en pris til bruk av økosystemer. TEEB viser også til at en rekke økonomiske verdsettelsesmetoder er blitt utviklet, forbedret og anvendt i ulike sammenhenger de siste tiårene.

Videre viser TEEB til at politiske beslutningstakere trenger informasjon om hvem som berøres og hvor, og når forandringene vil skje, slik at det kan tas hensyn til fordelingsvirkninger. TEEB anbefaler at økonomisk verdsettning av biologisk mangfold tar utgangspunkt i økosystemtjenestene, og fokuserer på hvordan fordelene (nytten) og ulempene (kostnadene) ved bevaring og restaurering av natur kan tas bedre med i offentlige og private beslutninger.

TEEB understreker at økonomisk verdsettning er mest egnet til å synliggjøre konsekvensene av endringer som følge av alternativ forvaltning, og mindre egnet til å beregne verdi av selve økosystemene. I noen sammenhenger er ikke økonomisk verdsettning nødvendig for å få gjennomført tiltak, f.eks. der det er nok at samfunnet erkjenner visse naturverdier som ønskes bevart. I andre sammenhenger kan verdsettning i prinsippet være enklere, f.eks. der det finnes markeder og priser.

TEEB legger ikke skjul på at det å anslå verdien av økosystemtjenester og naturmangfold i pengeverdier kan være komplisert og kontroversielt. Økonomisk verdsettning kan videre virke mot sin hensikt dersom det anses å være i strid med kulturelle normer eller at en ikke klarer å gjen speile mangfoldet av verdier. De viser også til at økonomisk verdsettning er vanskelig og kan være mindre hensiktsmessig i situasjoner som er preget av ikke-marginale endringer, grunnleggende usikkerhet eller manglende kunnskap om potensielle vippepunkter.

TEEB (2010b) mener deres tilnærming til økonomisk vurdering og verdsettning (*valuing*) av økosystemene og naturmangfold generelt anerkjenner grensene, farene og kompleksiteten som er involvert, at de omfatter ulike former for synliggjøring av verdi og vurderer ulike typer tiltak og virkemidler. TEEB mener det er uakseptabelt ikke å prøve verdsettning i større grad enn i dag, da det kan bidra til å videreføre oppfatningen om at naturkapitalen har en verdi lik null og dermed legge grunnlaget for fortsatt feilaktige avveininger.

Del III i denne rapporten er viet spørsmål knyttet til økonomisk verdsettning og andre måter

å synliggjøre verdier på for å oppnå bedre forvaltning.

Ta hensyn til risiko og usikkerhet

TEEB påpeker at kunnskapen om hvordan økosystemene fungerer er mangelfull. Samtidig viser de til at vi får en økende mengde bevis for at biologisk mangfold spiller en nøkkelrolle når det gjelder levering av mange – men ikke alle – økosystemtjenester. Blant annet gir velfungerende økosystemer en «naturlig forsikring» mot eventuelle sjokk og tap av økosystemtjenester, og den forsikringsverdien dette representerer bør anses som en integrert del av deres samlede økonomiske verdi.

TEEB peker på at det er vanskelig å fange opp verdiene av f.eks. økologisk robusthet og resiliens, og kostnadene knyttet til økologiske sammenbruddstilstander. Informasjon om slike terskelverdier basert på andre metoder bør derfor legges fram parallelt med eventuelle verdiberegninger. TEEB mener videre det bør bygges på føre var-prinsippet og innføres sikre minimumsstandarder i forbindelse med beslutninger som gjelder særdeles viktig naturkapital. Dette er i tråd med norsk miljø- og ressursforvaltning, og vil bli nærmere diskutert i Del IV.

Verdsetting av fremtiden

Avveiningen mellom dagens og fremtidige kostnader og gevinster representerer en særskilt utfordring. TEEB mener valg av diskonteringsrente bør avspeile vårt ansvar overfor fremtidige generasjoner og at det derfor dreier seg om et etisk eller moralsk valg. For eksempel vil en diskonteringsrente på 4 pst. innebærer at et tap av naturmangfold om 50 år får en verdi som er bare 1/7 av verdien av tilsvarende tap av naturmangfold i dag.

TEEB mener det er nødvendig å være varsom ved valg av diskonteringsrenter for ulike kategorier kapital, avhengig av om det dreier seg om fellesgoder eller private goder, eller menneskeskapt eller økologiske ressurser. TEEB viser også til at det finnes gode argumenter for å benytte lavere diskonteringsrenter for offentlige goder og naturlig/økologisk kapital. TEEB skriver også at usikkerhet ikke nødvendigvis gjør det berettiget med en høyere diskonteringsrente.

TEEB anbefaler at det alltid legges fram en følsomhetsanalyse av nytte i forhold til kostnader,

der det benyttes en rekke ulike diskonteringsrenter for å fremheve ulike etiske perspektiver og deres innvirkning på vår vurdering av fremtidige generasjoner. Ulike sider ved bl.a. diskonteringssetser og samfunnsøkonomiske analyser vil bli nærmere omtalt i Del III.

Bedre måling gir bedre forvaltning

TEEB konkluderer med at naturressursene er en økonomisk kapital, enten de omsettes i markeder eller ikke, og at konvensjonelle verktøy for måling av nasjonale økonomiske resultater og formue ikke er i stand til å avspeile naturkapitalbeholdning eller strømmer av økosystemtjenester. Dette bidrar etter TEEBs mening til «økonomisk usynliggjøring av naturen».

TEEB anbefaler at nåværende nasjonalregnskapssystemer snarest bør oppgraderes slik at verdien av endringer i naturkapitalbeholdningen og økosystemtjenestene tas med. Dette kan gjennomføres bl.a. ved å innføre endringer i FNs håndbok om integrert miljø- og økonomiregnskap og ved at regjeringer utarbeider et «kontrollpanel» med indikatorer som sikrer en kontinuerlig overvåking av endringer i fysisk kapital, naturkapital, menneskelig kapital og sosialkapital. Ulike sider ved måling av naturkapitalen som en del av nasjonalformuen, herunder eventuelle koblinger til nasjonalregnskapssystemer, er omtalt i kapittel 11.

Naturkapital og fattigdomsbekjempelse

Fattigdom er et sammensatt fenomen, og forholdet mellom fattigdom og biologisk mangfold er ikke alltid entydig. I mange land er imidlertid fattige husstander direkte avhengige av naturkapital, og inntekter fra naturkapital utgjør ofte en stor andel av inntekten (f.eks. i jordbruk, skogbruk og fiskerier). Fattige har dessuten få muligheter til å takle tap av viktige økosystemtjenester, som f.eks. rensing av drikkevann eller beskyttelse mot naturkatastrofer. En bærekraftig forvaltning av naturkapitalen er derfor viktig for å redusere fattigdom og for å nå FNs tusenårsmål for utvikling, og økosystemtjenestenes betydning for mange fattige husstander må integreres fullt ut i politikken. TEEB mener dette bør gjelde både når det settes mål for å styre utviklingen og ved vurdering av de sosiale følgene av en politikk som har negativ innvirkning på miljøet. Det må også tas hensyn til hvordan politikk og tiltak kan påvirke fremtidig tilgang til og fordeling av økosystemtjenester.

Under bunnlinjen – offentliggjøring og kompensierende tiltak

TEEB konkluderer med at økt offentliggjøring av næringslivets innvirkning på og avhengighet av biologisk mangfold og økosystemtjenester er avgjørende for å få nødvendige endringer i bedriftenes investeringer og drift. Gjeldende regnskapsregler og rapporteringsstandarder krever f.eks. ikke alltid at miljømessige eksterne virkninger gjøres synlige. TEEB viser også til at bedrifter ved å integrere økosystemtjenester i sine strategier og verdikjeder kan oppnå kostnadsbesparelser, finne nye inntektsmuligheter, bedre sitt omdømme og styrke sine muligheter til å få driftstillatelser. Dette gjelder også for bedrifter som påvirker økosystemtjenestene indirekte, f.eks. innen bank, finans og forsikring.

Bedriftenes og andre organisasjoners årsrapporter og årsregnskap bør i følge TEEB avdekke alle viktige eksterne faktorer, herunder påvirkning av miljø og endringer i naturkapital som ikke er inkludert i lovpålagte årsregnskap. Metoder, mål og standarder for bærekraftig forvaltning og regnskap som integrerer biologisk mangfold og økosystemtjenester bør utvikles og prioriteres av nasjonale og internasjonale regnskapsorganisasjoner i samarbeid med miljøvernorganisasjoner og andre interesserte parter.

TEEB mener prinsippene «intet nettotap» eller «netto positiv effekt» bør betraktes som normal praksis for bedrifter, med tilhørende strenge kvalitetskrav og resultatmåling. Dette kan innebære ulike former for investeringer som styrker økosystemer og kompensierende tiltak for skadevirkninger som ikke kan unngås. Virkemidler som brukes i Norge for å bidra til at næringslivet tar hensyn til verdier av økosystemtjenester er omtalt i Del IV.

Endringer i virkemidler

TEEB viser til at økonomiske virkemidler som avgifter, subsidier og andre signaler spiller en vesentlig rolle for hvordan naturkapitalen brukes. I de fleste land tar disse markedssignalene ikke hensyn til den fulle verdien av økosystemtjenestene, og noen av dem har utilsiktede negative virkninger på naturkapitalen. TEEB mener det kan oppnås svært gunstige resultater både for naturen og for offentlige budsjetter ved å endre og legge om kursen for subsidier som har skadevirkninger for miljøet. Globalt er slike subsidier knyttet særlig til fossilt brensel, landbruk, fiskerier, transport og vannforvaltning.

Prinsippene «forurenser betaler» og «full kostnadsdekning» krever en omlegging av virkemidler og skattereformer. TEEB argumenterer også for positive virkemidler, som betaling for økosystemtjenester, skattelettelser og andre skattemessige overføringer som har som mål å oppmuntre aktører i privat og offentlig sektor til å sørge for at konsekvensene av den økonomiske virksomheten ikke er til hinder for at naturen kan fortsette å yte økosystemtjenester. TEEB viser til at endringer innenfor eiendomsrett, ansvarsordninger, forbrukerinformasjon og andre tiltak kan stimulere til private investeringer i bevaring og bærekraftig bruk. Som et første skritt mener TEEB at regjeringer bør ta sikte på full åpenhet rundt subsidier, og på å rapportere årlig slik at uheldige sider ved slike subsidier kan bli avdekket, kartlagt og til slutt avvirket.

TEEB-rapportene gjengir eksempler på bruk av markedsbaserte mekanismer for å bevare naturmangfold, og viser til at dette i en del tilfeller kan være en hensiktsmessig tilnærming. Det sies imidlertid også at det er en utfordring for beslutningstakere å vurdere når det er sannsynlig at markedsbaserte løsninger for å håndtere tap av naturmangfold vil være kulturelt akseptabelt og samtidig effektive, hensiktsmessige og rettfærdige.

TEEB sier videre at en eksplisitt verdsetting av utvalgte økosystemtjenestene i mange tilfeller kan bidra til å sikre økonomisk effektiv bruk. De viser også til at det ikke alltid er nødvendig å sette en pris slapp på naturressursene og økosystemtjenestene for å kunne etablere markedsbaserte ordninger, og til at økonomisk verdsetting ikke nødvendigvis innebærer en privatisering av tjenestene eller at de må omsettes i markedet.

Eksisterende og mulige nye virkemidler for å synliggjøre og sikre verdier av økosystemtjenester, herunder subsidier og andre økonomiske virkemidler, er omtalt i Del IV.

Investering i verneområder

TEEB påpeker at om lag 12 pst. av jordas landleilighet består av verneområder, men at en betydelig del forvaltes lite effektivt og at marine verneområder fortsatt er relativt sjeldne. TEEB mener en rekke studier viser at kostnadene ved etablering og forvaltning av verneområder, inklusive alternativkostnader ved avstått økonomisk aktivitet, vanligvis langt oppveies av de økosystemtjenestene som slike områder produserer. TEEB påpeker også at mange av fordelene verneområdene gir kan nyttes på steder som ligger langt unna eller

langt inn i fremtiden (f.eks. karbonlagring), mens kostnadene ofte er lokale og umiddelbare.

TEEB anbefaler at arbeidet med å opprette omfattende, representative, effektive og rettferdig forvaltede nettverk av nasjonale og regionale verneområder bør videreføres (spesielt i havet) for å bevare biologisk mangfold og for å opprettholde et bredt spekter av økosystemtjenester. TEEB mener videre at økonomisk verdsetting av økosystemer kan bidra til å rettferdiggjøre verneområder, identifisere finansierings- og investeringsmuligheter og underbygge prioriteringer innen vern.

Investering i økologisk infrastruktur

TEEB konkluderer med at investeringer i såkalt «økologisk infrastruktur» ofte er økonomisk fornuftig når man tar hensyn til hele spekteret av fordeler. Å opprettholde, gjenopprette eller forbedre f.eks. mangrover, annen våtmark og vanntilsluttet skog, kan sammenlignes med alternativ menneskeskapt infrastruktur, som behandlingsanlegg for avløpsvann eller diker. Det er vanligvis billigere å unngå at et økosystem brytes ned enn å betale for restaurering, men det er likevel mange tilfeller der fordelene ved å restaurere ødelagte økosystemer langt overgår kostnadene. TEEB mener slike restaureringsprosjekter kan bli stadig viktigere i innsatsen for å tilpasse oss klimaendringer. TEEB sier videre at reduserte utslipp knyttet til avskoging og skogforringelse gir viktige muligheter til å begrense klimaendringenes omfang og konsekvenser, og også kan være fordelaktig for biologisk mangfold og for lokalsamfunn.

TEEB anbefaler at vern og restaurering av økosystemer betraktes som en bærekraftig, alternativ investering som støtter opp om en rekke politiske mål, herunder matsikkerhet, byutvikling, vannrensing og behandling av avløpsvann, regional utvikling, reduserte utslipp av klimagasser og tilpasning til klimaendringer. TEEB anbefaler videre at reduserte utslipp fra avskoging og skogforringelse i utviklingsland (REDD+) prioriteres under klimakonvensjonen (UNFCCC) for å få til en rask iverksettelse av denne mekanismen, med pilotprosjekter og tiltak for å styrke utviklingslandenes kapasitet til å opprette troverdige overvåkings- og verifiseringssystemer.

Vern som virkemiddel for å sikre biologisk mangfold og økosystemtjenester, inklusive klimarettede tiltak og tiltak for økosystemrestaurering, er nærmere omtalt i Del IV. Norsk politikk som kan sikre viktig økologisk infrastruktur i andre land, herunder skog (REDD+), er omtalt i kapittel 6.

Verdien av naturen må inn i beslutningsprosessene

TEEB konkluderer med at investeringer og aktiviteter som bryter ned naturkapitalen får fortsette fordi verdiene av økosystemtjenester og naturmangfold ikke blir integrert i økonomiske beslutninger. TEEB mener den fulle verdien av det biologiske mangfold og økosystemtjenester vil integreres i beslutningsprosessene hvis bærekraftig forvaltning anses som en økonomisk mulighet snarere enn som et hinder for «utvikling».

TEEB mener synliggjøring av de økonomiske verdiene knyttet til økosystemtjenestene kan bidra til å øke menneskers bevissthet om og engasjement for en bærekraftig forvaltning av det biologiske mangfold. For at disse verdiene skal kunne integreres, må naturkapitalen systematisk tas med blant annet i politikk som gjelder økonomi, handel og utvikling, transport, energi og gruvedrift, landbruk, fiskerier, skogbruksmetoder, næringslivets strategier og beslutninger, utviklingspolitikk, offentlige anskaffelser og privat forbruk. Tiltak og virkemidler for å synliggjøre verdier for å integrere hensynet til naturen i norsk politikk er nærmere omtalt i Del IV.

2.7 Økosystemtjenester i mellomstatlig samarbeid

Økosystemtjenestebegrepet og -tilnærmingen fanges i økende grad opp i ulike mellomstatlige og faglige sammenhenger, og er de siste årene reflektert i flere sentrale internasjonale vedtak knyttet til biologisk mangfold. En ser at begrepet i økende grad brukes sammen med biologisk mangfold, og at det snakkes om «biologisk mangfold og økosystemtjenester».

Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) har de siste årene lagt stadig mer vekt på å fremme koblingene mellom biologisk mangfold og menneskelig velferd og fattigdomsbekjempelse. Dette illustreres bl.a. av at økosystemtjenester i økende grad tas hensyn til i vedtak under CBD, bl.a. i en rekke vedtak fra konvensjonens øverste organ (partsmøtene) i Curitiba, Brasil i 2008 og i Nagoya, Japan, i 2010. Hensynet til økosystemtjenester står sentralt i flere av Aichi-målene under konvensjonens strategiske plan for perioden 2011–20, hvor det overordnede globale målet for arbeidet mot 2020 er at landene skal gjennomføre «effektiv og umiddelbar handling for å stanse tapet av biologisk mangfold for å sikre at økosystemene i 2020 er robuste og leverer livsviktige økosystemtjenester til folk». Målformuleringen

viser at konvensjonen de neste årene skal ha et sterkt fokus på nytteverdier, men det må også nevnes at naturens egenverdi ligger som en premiss i selve konvensjonsteksten sammen med en rekke andre verdier.

Økosystemtjenester står også sentralt i Naturpanelet (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, IPBES), som ble opprettet i 2012. Naturpanelet er et uavhengig mellomstatlig vitenskapelig organ, som på samme måte som FNs klimapanel (IPCC) skal levere faglig underlagsmateriale til det internasjonale miljøsam arbeidet. Naturpanelets formål er å utrede og sammenfatte status for kunnskap om biomangfold og om økosystemtjenester, identifisere fagområder der det er behov for ny kunnskap, fremme utvikling av forvaltningsverktøy (som skal bedre overføring av kunnskap til politiske beslutningstakere) og bygge kapasitet og kartlegge behov for finansiering av tiltak i utviklingsland. Det er ventet at økosystemtjenester vil stå sentralt i de fleste arbeidsprogrammene som nå skal utvikles og iverksettes under Naturpanelet.

I tillegg til FNs miljøprogram (UNEP) bidrar også andre FN-aktører i det internasjonale samarbeidet om utvikling og bruk av økosystemtjenestetilnærmingen, herunder FNs statistikkavdeling, FNs organisasjon for mat og landbruk (FAO) i FNs utviklingsprogram (UNDP). OECD ser også på viktige sider av TEEBs anbefalinger, både synliggjøring av verdier gjennom bl.a. konsekvensutredninger og indikatorer, og integrering av verdier gjennom virkemidler.

Økosystemtjenestetilnærmingen står sentralt i EUs miljøpolitikk generelt og arbeid med biomangfold spesielt, og dette er ikke minst reflektert i EUs biomangfoldstrategi fram mot 2020. Strategien ble vedtatt i 2011 og understreker betydningen av biomangfold som livsforsikring og av naturkapitalen som grunnlag for utvikling og velferd. Et av tiltakene krever at medlemslandene skal kartlegge sine økosystemer og økosystemtjenester innen 2014 og at økonomiske verdier skal vurderes innen 2020. Som en del av arbeidet med strategien har EU bl.a. opprettet en egen arbeidsgruppe for kartlegging og vurdering av økosystemer og økosystemtjenester (MAES), og det er satt i gang tematiske pilotprosjekter⁵ og ulike forskningsaktiviteter. EU-kommisjonen har også lagt

fram en melding om grønn infrastruktur (European Commission 2013), som skal fremme grønn infrastruktur i arealplanlegging og områdeutvikling. Arbeidet skal bl.a. løfte fram betydningen av økosystemer for rassikring, flomdemping, overvannshåndtering, klimaregulering (spesielt i byer) og rekreasjon. For en gjennomgang av arbeidet med kartlegging av økosystemer for politikkutvikling og beslutningsstøtte i EU kan det bl.a. vises til Maes mfl. (2012c). De viser også til hvordan naturkapital- og økosystemtjenestetilnærmingene blir koblet til EUs bredere politikk, bl.a. for miljø, vann, sysselsetting, ressursbruk og økonomi og til EUs felles sektorpolitikk innen landbruk og fiskeri.

Det europeiske miljøbyrået (EEA) står sentralt i det faglige samarbeidet om økosystemstudier og om økosystemtilnærminger i Europa, og de er en viktig premissleverandør for bl.a. EUs arbeid med økosystemer og for bredere europeisk samarbeid gjennom Miljø for Europa-prosessen.

Nordisk ministerråd har fulgt opp økosystemtjenestetilnærmingen bl.a. i sitt samarbeid om biomangfold og om miljøøkonomi. En sentral referanse i dette samarbeidet er en stor studie av den sosioøkonomiske betydningen av økosystemtjenester i nordiske land (Kettunen mfl. 2012), som bl.a. setter TEEB-prosjektet inn i en nordisk sammenheng og tar for seg arbeider og analyser som er aktuelle for nordiske forhold. Det er også utviklet prosjekter og gitt ut rapporter om bl.a. virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold (se bl.a. Vatn mfl. 2005), biologisk mangfold som naturkapital (Mazza mfl. 2013), økosystemtjenester i nordiske vassdrag (Barton mfl. 2012), håndtering av miljøskadelige subsidier (Bruvoll mfl. 2011), betaling og forvaltning av økosystemtjenester (Zandersen mfl. 2009) og karbonlagring og skog (Framstad mfl. 2013).

Utviklingen i internasjonalt samarbeid viser betydelig og økende støtte til både økosystemtjenestetilnærmingen generelt og til TEEBs arbeid spesielt, men det kan ikke sies å være en allmenn eller global tilslutning. Dette skyldes bl.a. ønsker om bedre forståelse av det faktiske innholdet i disse tilnærmingene og om å kunne gjøre nasjonale tilpasninger og avgrensinger.

2.8 Økosystemtjenester og arbeidet med grønn økonomi

Det er de siste årene utviklet ulike tilnærminger til det som betegnes som grønn økonomi (se f.eks. UNEP 2011a) og grønn vekst (se f.eks.

⁵ Seks tematiske piloter er satt i gang i 2013, og disse skal se på koblinger til EUs naturverndirektiver, på utfordringer knyttet til verdsetting og miljøregnskap og på bl.a. datatilgang og avgrensninger knyttet til de fire økosystemene jordbruksområder, skog, ferskvann og hav/kyst.

OECD 2011). I dette arbeidet legges det stor vekt på bevaring av naturkapitalen som forutsetning for en overgang til en grønn økonomi. Dette er omtalt bl.a. i grunnlagsrapporten om grønn økonomi fra FNs miljøprogram (UNEP 2011a) og i TEEB-prosjektets rapport om naturens rolle i utviklingen mot en grønn økonomi (Brink mfl. 2012). Økosystemenes betydning er imidlertid mindre fremhevet i nordisk samarbeid rundt grønn økonomi, hvor det bl.a. er sterkere fokus på ressurseffektivitet, utslipp og klimahensyn (se f.eks. Skjelvik mfl. 2011).

En grønn økonomi skal være bærekraftig både miljømessig, økonomisk og sosialt, og det forutsettes at naturressurser utnyttes innenfor trygge økologiske rammer, at kritiske økologiske tilstander unngås, at det ikke er noe nettotap av biologisk mangfold, og at samfunnet har tilgang til naturkapital og et rent miljø. Litteraturen om grønn økonomi viser til at en rekke byggesteiner må på plass for å få til en ønsket utvikling bort fra bl.a. overutnyttelse av naturressurser, tap av naturkapital, kritiske økologiske tilstander og ressursbegrensninger. Dette omfatter bl.a. bedre avveininger for å sikre bærekraftige løsninger, mer aktiv håndtering av risiko i forvaltningen, proaktive investeringer i naturkapital og sterkere fokus på ressurseffektivitet.

Arbeidet med en «grønn økonomi» møter også utfordringer forbundet bl.a. med fordeling og hensynet til fattige og til marginaliserte befolkningsgrupper, og det kan f.eks. vises til Vatn mfl. (2013) for en diskusjon om fordeling, vekst og grønn økonomi. Land med ulike behov vil også legge ulike ting i begrepet grønn økonomi, både når det gjelder hva den skal føre til og hvordan den kan utvikles.

Arbeidet med en grønn økonomi ble diskutert på verdenstoppmøtet om bærekraftig utvikling i Rio i 2012, men vedtaket om grønn økonomi, bærekraftig utvikling og fattigdomsbekjempelse⁶ ble mindre forpliktende og konkret enn opprinnelig planlagt. Det anerkjennes i vedtaket at grønn økonomi kan bidra til bærekraftig forvaltning av naturressurser, mindre miljøpåvirkning, ressurseffektivitet, rettferdig vekst og jobbskaping. Vedtaket inneholder også en rekke forbehold om hva som kan legges i begrepet grønn økonomi, og understreker også at landene selv må finne sine tilnærminger.

2.9 Eksempler på TEEB-oppfølging og økosystemstudier i andre land

Økt fokus på økosystemtjenester generelt og TEEB-prosjektet spesielt har ført til at myndighetene i en rekke land har igangsatt ulike studier knyttet til økosystemer og økosystemtjenester. Omfanget er varierende, og dekker både brede økosystemstudier og ulike tematiske og geografiske studier. For en oversikt kan det vises bl.a. til TEEBs hjemmesider og til gjennomganger som f.eks. Brouwer mfl. (2013) om TEEB-relaterte initiativ i europeiske land). Waage mfl. (2013) viser i sin gjennomgang til fem globale trender som kjennetegner myndighetenes bruk av økosystemtjenestetilnærmingen, og som de mener det er viktig at bedrifter og næringslivet er klar over. Trendene speiler i stor grad punktene i TEEB-studiene, og omfatter økende innsats for å fange opp verdier av økosystemtjenester i nasjonalregnskap og andre nasjonale beslutningsstøtteverktøy, økende utforskning av verdsetting, tiltak for å tiltrekke seg investeringer i økosystemtjenester, økte offentlige tilskudd til aktuell forskning, og tiltakende dialog mellom privat og offentlig sektor rundt temaet. En del studier knyttet til økonomisk verdsetting vil bli omtalt i kapittel 8 og en del av arbeidet med økosystemregnskap vil bli omtalt i kapittel 11.

Sverige

Naturvårdsverket og Havs- og vattenmyndigheten leverte i 2012 en rapport (Naturvårdsverket 2012) til Miljødepartementet hvor de sammenstilte informasjon om økosystemer og økosystemtjenester som er viktige i svensk sammenheng og identifiserte sentrale påvirkningsfaktorer. Den svenske regjeringen vedtok i januar 2013 å igangsette en utredning for å analysere og foreslå metoder for å verdsette (*värdera*) økosystemtjenester. Utredningen skal også foreslå hvordan disse verdiene skal kunne integreres i økonomiske beslutninger, politiske avveininger og i andre samfunnsbeslutninger. Utredningen skal leveres innen 30. september 2013, og arbeidet med utredningen gjøres av et sekretariat ledet av Stockholm Resilience Center. Det svenske arbeidet skal bidra til den svenske regjeringens mål om å synliggjøre verdien som økosystemtjenester bidrar med for samfunnet (se Miljødepartementet 2012).

Storbritannia

Storbritannia har gjort en større vurdering av sine økosystemer og på ulike måter anvendt økosys-

⁶ Vedtaket er tilgjengelig på FNs nettsider på <http://sustainabledevelopment.un.org/futurewewant.html>.

temtjenestetilnærmingen både i politikktutvikling og i praktisk bruk. Arbeidet med deres *National Ecosystem Assessment* (UK NEA 2011a og 2011b) ble satt i gang i 2009 som en respons på MA, og ble underveis utvidet med den mer økonomiske tilnærmingen fra TEEB-prosjektet. Arbeidet med UK NEA har involvert et stort antall offentlige, akademiske og private institusjoner, i tillegg til interesseorganisasjoner. Totalt har omkring 50 eksperter med naturfaglig, økonomisk og samfunnsfaglig bakgrunn bidratt i prosessen.

Rapporten gir en omfattende vurdering av status og trender for Storbritannias ulike habitater og samfunnets bruk av dem de siste 50–60 årene. Det fokuseres spesielt på de største endringene og deres effekt på produksjon av økosystemtjenester, og det vises til at av de vurderte økosystemtjenestene er omkring 30 pst. i nedgang og mange flere er i en redusert eller degradert tilstand. Det pekes også på kunnskapshull i sammenheng med bærekraftig forvaltning av de ulike habitattypene.

Scenarier benyttes for å belyse hvordan samfunnet vil kunne se ut om 50 år, avhengig av hvilke drivere og trender som får dominere samfunnsutviklingen. Resultatene viser blant annet at å fortsette med dagens politikk og virkemidler for å sikre økosystemtjenester vil ha en viss positiv effekt i det lange løp. Det er også interessant å se at et scenario der sterk økonomisk vekst fokusert på sekundær- og tertiærnæringer (med påfølgende redusert press i landbruksområder) og et scenario med høy fokus på å vedlikeholde økosystemtjenester innenfor alle sektorer, har tilnærmet samme positive effekter på økosystemtjenestene i landet. For å illustrere hvordan økosystemtjenestetilnærmingen kan spille en viktig rolle i beslutningstaking, verdsetter rapporten utvalgte økosystemtjenester som følger av endret bruk av landområder under de ulike scenariene.

Avslutningsvis presenterer rapporten et utvalg responsalternativer som har vært implementert eller diskutert av aktører på ulike nivåer i Storbritannia gjennom flere år, og vurderer effekten på habitater, tilhørende økosystemtjenester og til syvende og sist på befolkningens velferd. Resultatene viser at bærekraftig forvaltning av økosystemer og deres tjenester i de fleste tilfeller involverer flere tilnærminger inkludert regulering, (økonomiske) insentiver, holdningsendringer, teknologi og frivillig innsats.

Som en oppfølging av bl.a. resultatene fra UK NEA la britiske myndigheter i 2011 fram en mel-

ding *The natural choice: securing the value of nature* (Defra 2011a), som trekker opp visjonen på miljøområdet femti år fremover i tid. Samme år publiserte det britiske miljø-, mat og distriktsdepartementet en strategi for arbeidet med Englands natur og økosystemtjenester fram mot 2020 (Defra 2011b), som baserer seg på denne meldingen.

Det er også igangsatt og planlagt en rekke større og mindre initiativer for å følge opp disse rapportene. Eksempler er strategiske partnerskap mellom privatpersoner, næringslivsaktører og organisasjoner på lokalt nivå, pilotprosjekter for å teste en frivillig ordning for omsetning av rettigheter til erstatningsområder og tiltak som bidrar til å ta vare på biologisk mangfold (*biodiversity offsets*, se boks 15.5), etablering av en arbeidsgruppe med næringslivsledere og eksperter som ser etter muligheter for å bidra både til en forbedret bunnligne og til et bedre miljø (Ecosystem Markets Task Force 2013), og initiativ for å støtte lokale samarbeidsinitiativer for «naturforbedringsområder». Videre er det etablert en komité (*Natural Capital Committee*) som skal gi myndighetene en bedre forståelse av naturkapitalens verdi og gi råd om naturkapitalens tilstand til finansministerens økonomikomité.

Australia

Australia fanget tidlig opp økosystemtjenestetilnærmingen både i forskning og forvaltning, og har i økende grad anvendt den både nasjonalt og på delstatsnivå. For en omtale av aktuelle erfaringer og innganger kan det bl.a. vises til en rapport som nylig ble laget for det australske landbruks-, fiskeri- og skogbruksdepartementet (Australia 21 Limited 2012). Australia har også lagt vekt på å forbedre og komplettere sin miljøstatistikk for bedre å fange opp landets naturkapital og økonomisk viktigste økosystemer. De har også opprettet en ny nasjonal komité for forvaltning av biomangfold og økosystemtjenester.

For en gjennomgang av bruken av økosystemtjenestetilnærmingen i Australia kan det vises til bl.a. Pittock mfl. (2012). De nevner at en årsak til økt bruk av økosystemtjenestetilnærmingen kan være økt fokus på økosystembasert forvaltning (særlig nedbørsfelt), bl.a. for å løse miljøutfordringer på tvers av en rekke forvaltningsgrenser. En annen årsak kan være Australias økende interesse for bruk av økonomiske og markedsbaserte virkemidler.

USA og Canada

Ulike sider ved økosystemtjenestetilnærmingen spiller i praksis også viktige roller i USA og Canada, og bl.a. Molnar og Kubiszewski (2012) gir en oversikt over forskning og anvendelse av tilnærmingen for forvaltningen av naturverdier og økosystemer i disse to landene. Deres gjennomgang viser bl.a. et økende antall forskningsutgivelser og verdsettingsstudier for økosystemtjenester, og også en økende interesse i næringslivet for denne tilnærmingen.

Kanadiske miljømyndigheter ser på hvordan økosystemtjenestetilnærmingen kan anvendes og på hvordan verdier av tjenestene kan synliggjøres og integreres, og har bl.a. utført studier om aktuelle økonomiske virkemidler (Kenny mfl. 2011). Canada har også startet et prosjekt som skal utvikle et system for å kunne måle og gjøre rede for status og utvikling i viktige økosystemer innenfor rammene av nasjonalregnskapet (MEGS – se omtale bl.a. i Mazza mfl. 2013). Det kan også vises til Canadas arbeid med skog, bl.a. gjennom samarbeid med næringslivet og skogsektoren og ulike tematiske studier (se f.eks. Anielski og Wilson 2005).

Amerikanske myndigheter har fulgt opp tankegangen i økosystemtjenestetilnærmingen både i miljø- og ressurspolitikken og i kunnskapsutvikling. Sentrale eksempler på utviklingen av det faglige grunnlaget er bl.a. rapporten fra vitenskapsorganet til det amerikanske miljøbyrået om verdsetting av økosystemer og økosystemtjenester (EPA-SAB 2009) og rapporten med vitenskapelige råd til den amerikanske presidenten om bærekraftig ivaretagelse av miljøkapitalen for å beskytte samfunnet og økonomien (PCAST 2011). For en oversikt over nyere statlig finansiert forskning i USA knyttet til økosystemtjenester kan det vises til Cox mfl. (2013).

I USA er det også innført ulike innovative (ofte markedsbaserte) ordninger for å bevare eller øke verdien av økosystemtjenester, bl.a. innen våtmarker, jordbruk, skog og vannkvalitet, og noe av dette vil vi komme tilbake til i Del IV i rapporten. Vi viser også til en velgerundersøkelse som ble gjennomført i USA i 2010 rundt forståelsen av naturens verdier og bruken av begrepet økosystemtjenester, og til anbefalinger som ble laget på grunnlag av denne (Metz og Weigel 2010). Anbefalingene viser bl.a. til behovet for å se bredt på naturens betydning samtidig som det lages konkrete koblinger til bl.a. folkehelse, sikkerhet, medisiner og mat.

Andre land

Andre land som har gjennomført studier og igangsatt ulike prosjekter som kan være relevante for Norge er bl.a. Tyskland, Nederland, Finland, Japan, New Zealand, Kina og Brasil. Norge ønsker generelt å bidra til multilateralt samarbeid for styrking og anvendelse av kunnskap om økosystemenes verdi og å stimulere til synliggjøring av verdiene av økosystemene i nasjonale beslutningsprosesser i utviklingsland (se bl.a. Meld. St. 14 (2010–2011)). Som en del av dette bidrar Norge bl.a. økonomisk til Verdensbankens prosjekt om verdsetting av økosystemtjenester (WAVES), jf. boks 11.3.

2.10 utfordringer og begrensninger ved økosystemtjenestetilnærmingen

Gjennomgangen over viser at det kan ligge mange *muligheter* i økosystemtjenestetilnærmingen, og for en generell oversikt kan det i tillegg til MA (2005a og c) og TEEB (2010a) bl.a. vises til McNeely mfl. (2009), Braat og Groot (2012) og Kumar mfl. (2013).

Det er imidlertid bred enighet om at det fortsatt er en rekke utfordringer og *utviklingsbehov* knyttet til økosystemtjenestetilnærmingen, ikke minst knyttet til *kunnskapsgrunnlaget* og *verdsettingsmetoder*.

Kunnskapen om sammenhengene i naturen og hvordan vi påvirker den er mangelfull. Vi har lite kunnskap om økologiske funksjoner, økosystemtilstand og biologisk mangfold, om økologisk robusthet og motstandskraft, og om sammenhenger mellom ulike former for biologisk mangfold og ulike former for økosystemtjenester. Vi mangler også kunnskap om tilstanden i naturen og for økosystemtjenestene, om hva tjenestene betyr for menneskelig velferd, og om hvordan vi skal få til gode avveininger i tid og rom og mellom ulike tjenester og interesser. Dette er utfordringer for all naturforvaltning, uavhengig av økologisk eller økonomisk tilnærming. Kunnskapsbehovet vil fremheves gjennom hele utredningen.

Økosystemtjenestetilnærmingen er imidlertid også møtt med mer spesifikk kritikk, rettet prinsipielt mot etiske perspektiver og mot den grunnleggende forståelsen av samspillet mellom menneske og natur, mot ulike faglige og metodemessige svakheter, og mot den praktiske og forvaltningsmessige anvendelsen av tilnærmingen og mulige konsekvenser av dette. For en gjennom-

gang av ulike aktuelle faglige spenningsfelt og kritiske perspektiver viser vi til Dempsey og Robertson (2012), Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez (2011) og Luck mfl. (2012).

Luck mfl. (2012) ser spesielt på etiske vurderinger i anvendelsen av økosystemtjenestetilnærmingen, og gjennomgår disse i lys av antroposentrisk fokus, forbruk, økonomisk verdsetting, kommersialisering (eller varegjøring av natur – *commodification*), sosiokulturelle virkninger, endringer i motivasjon og fordelingsvirkninger. Et generelt inntrykk er at mange av dem som presenterer kritiske perspektiver ønsker at mye eller deler av økosystemtjenestetilnærmingen skal anvendes og videreutvikles, men at det er viktig å forstå og reflektere hvilke faglige og forvaltningsmessige begrensninger og utfordringer den står overfor. Mye av kritikken er rettet spesielt mot økonomisk verdsetting og spørsmålet om økt økonomisk verdsetting nødvendigvis vil gi bedre løsninger for økosystemene og for samfunnet (se f.eks. Pritchard 2011).

Utvalget mener det er viktig at disse utviklingsbehovene og kritiske perspektivene blir vurdert nøye. Nedenfor presenterer vi noen av de *utfordringer* og *begrensninger* som er særlig aktuelle for økosystemtjenestetilnærmingen. Deler av dette vil også gjelde andre tilnæringer til forvaltning av miljø og økosystemer. Det bør også understrekes at utfordringene vil komme fra ulike faglige perspektiver, hvor det bl.a. er aktuelt å skille mellom naturfaglige og økonomifaglige innganger. Utvalgets vurderinger vil vi komme tilbake til i kapittel 2.11.

Er det egentlig noe nytt i økosystemtjenestetilnærmingen?

Noen spør om hva økosystemtjenestebegrepet egentlig omfatter og fanger opp som ikke kan dekkes eller vurderes innenfor allerede etablerte økonomifaglige rammeverk. Mange samfunnsøkonomer vil mene at det å gjøre avveininger av hvordan knappe ressurser skal disponeres i tid, rom og mellom ulike anvendelser er det hele samfunnsøkonomifaget dreier seg om. At naturen leverer varer og tjenester til mennesker, og at disse godene (eller goder generelt) kan ha en verdi uten å ha en pris, er også velkjent. Eksterne effekter og kollektive goder er klassiske begreper fra samfunnsøkonomien for å beskrive situasjoner der summen av enkeltmenneskes handlinger ikke nødvendigvis gagnar samfunnets interesser samlet sett. Sharman (2010) sier at «nytte for mennesker» på ulike vis har vært framme i diskusjonen i

flere tiår, herunder i internasjonale miljøforhandlinger, uten at dette har endret utviklingen. Andre igjen (se f.eks. MacDonald og Corson 2012) hevder at TEEB og økosystemtjenestetankegangen ikke medfører noe substansielt nytt, men at «ny innpakning» har bidratt til å engasjere nye grupper (bl.a. økonomer og næringslivet) som er viktige for bruk og bevaring av økosystemer.

Enkelte (f.eks. Redford og Adams 2009) hevder videre at det er en fare for at også økosystemtjenestetilnærmingen blir en motesak i miljøforvaltningen, som i likhet med tidligere «nye» tilnæringer kan kreve mye oppmerksomhet før den blir forlatt uten egentlig å ha klart å møte de store utfordringene knyttet til bevaring av økosystemer.

Økonomisk og mekanisk sneversyn eller nyttig metafor?

Flere (se f.eks. Dempsey og Robertson 2012) mener at økosystemtjenestebegrepet brukes for bredt og for lite presist. De hevder at begrepet «tjeneste» i noen sammenhenger fremstår som alle sider ved miljøet som er nyttige for mennesker, og at begrepet da blir vanskelig å sette inn i noenlunde stringente rammeverk. Det blir også vist til behovet for å synliggjøre abiotiske (ikke-biologiske) elementer og til ulike former for menneskelig innsats som er viktige for økosystemtjenestene. Mer grunnleggende er det imidlertid at det fra ulike ståsted blir påpekt at tankegangen i økosystemtjenestetilnærmingen kan begrense våre perspektiver og gi mangelfulle svar på de utfordringene som skal løses. Norgaard (2010) benytter f.eks. tittelen «*Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder*» i en artikkel og hevder at økosystemtjenestetilnærmingen ikke fanger opp økologisk kompleksitet eller økonomisk og politisk helhet på en god nok måte.

Norgaard (2011) hevder videre at økosystemtjenestebegrepet lenge hadde som hensikt å informere og utfordre samfunnet til å tenke bredere på viktigheten av naturen og på ødeleggelse av økosystemer gjennom høyt uttak av energi og materialer, men at det nå er i ferd med å utvikle seg til en *for* dominerende modell for miljøpolitikk og -forvaltning, med *for* stor fokus på økonomiske tilnæringer. Han mener dette særlig synes å gjelde i en del utviklingsland, og i mindre grad i industriland, og antyder at dette kan skyldes større økologisk kunnskap og mer vitenskapelig diskusjon i industriland.

Det er bred enighet om at økosystemtjenestetilnærmingen krever en både flerfaglig og tverrfaglig tilnærming, og at det fortsatt er store utviklingsbehov her (se f.eks. Kumar mfl. 2013). Fra ulike hold blir det imidlertid hevdet at utviklingen og anvendelsen domineres for mye av økologiske og/eller økonomiske fagdisipliner. Chan mfl. (2007) peker f.eks. på behovet for å trekke inn antropologi, geografi og historie, mens Kumar og Kumar (2008) trekker fram behovet for mer psykososiale og kulturelle perspektiver og bl.a. Büscher og Wolmer (2007) understreker behovet for samfunnsvitenskaplige perspektiver på mer strukturelle og institusjonelle forhold.

Enkelte kritikere (se f.eks. Spash 2009 og 2011, Sharman 2010 og Sullivan 2013) mener at bruk av begreper fra fagfelt som økonomi og ingeniørfag kan medføre at vi angriper utfordringene på for mekaniske og lite helhetlige måter. Spash (2009) og Sullivan (2009) mener også at den tilhørende språkbruken vil favorisere etablerte maktstrukturer og tankeganger, og at dette setter miljødebatten inn i den dominerende formen for maktdiskurs med for sterkt fokus på penger og kortsiktig privatøkonomisk lønnsomhet fremfor langsiktig samfunnsøkonomisk lønnsomhet.

Et liknende poeng er at ulike faglige tilnærminger og institusjonelle prosesser kan resultere i at verdier og verdibegreper uttrykkes og forstås svært forskjellig, f.eks. av økonomer og økologer (se f.eks. Vedeld 1994). Dette vil kunne føre til at ulike fagdisipliner og forvaltningsinnganger legger ulike ting i grunnleggende begreper som «synliggjøring av verdier». En økolog kan her tenke på alle forhold i økosystemene som vurderes som viktige både for naturen og for mennesker, mens en økonom kan tenke på hvilken økonomisk verdi denne naturen gir mennesker i dag og for fremtiden.

Sharman (2010) stiller en rekke prinsipielle spørsmål til bruken av begrepet «økosystemtjenester», og mener at språkbruken bidrar til å kamuflere menneskers overforbruk av naturen og jordas ressurser. Ved å snevre inn perspektivet gir tilnærmingen rom for å videreføre en politikk som over tid vil ødelegge naturen og livsgrunnlaget. Sharman mener videre at dagens bruk av begrepet fokuserer for mye på verdiene økosystemene har for mennesker, og at dette underkjenner at vi har et ansvar for å ikke ødelegge naturen, uavhengig av nytten den har for oss. Child (2009) sier videre at bevaring av biologisk mangfold krever en argumentasjon som er klarere forankret i etiske argumenter og livets egenverdi, en språkbruk som klarere uttrykker menneskers følelser

for naturen, og mindre bruk av politisk ufarlige begreper og mer nyttepregete argumenter.

En liknende kritikk mot økosystemtjenestetilnærmingen (og TEEB) er at fokuset på økosystemtjenester kan gå på bekostning av hensynet til biologisk mangfold (se f.eks. Child 2009, Ridder 2008 og McCauley 2006). Tilnærmingen kan dermed svekke arbeidet med bevaring av biologisk mangfold som sådan, og redusere anerkjennelsen av den betydningen biologisk mangfold har for mange økosystemtjenester på sikt. Det kan bl.a. hevdes at tilnærmingen kan føre til forvaltningsstrategier hvor biomangfold kan erstattes så lenge økosystemtjenestene kan opprettholdes.

Reyers mfl. (2012) diskuterer hvordan det i en del sammenhenger vil være viktig å klargjøre om hovedmålet for tiltak er bevaring av biologisk mangfold som sådan og/eller sikring av én eller flere økosystemtjenester. Som nevnt over kan det i mange tilfeller være en positiv sammenheng mellom tiltak rettet mot bevaring av biologisk mangfold og tiltak rettet mot sikring av økosystemtjenester (se f.eks. Polasky mfl. 2012 og Maes mfl. 2012a), men i andre tilfeller kan det være motsetninger mellom slike mål.

Forholdet mellom natur og kultur og immaterielle verdier

Det er fremmet ulike former for kritikk mot begrepene og rammeverkene som brukes i økosystemtjenestetilnærmingen for å håndtere forholdet mellom natur og kultur, og for håndteringen av de såkalte kulturelle økosystemtjenestene spesielt. En gjennomgang av denne kritikken og disse utfordringene blir gitt bl.a. av Setten mfl. (2012), Daniel mfl. (2012) og Chan mfl. (2012).

Setten mfl. (2012) viser bl.a. til at natur og samfunn ikke kan betraktes som adskilte enheter, og at denne helheten må reflekteres i analyseverktøyene som brukes. De viser også til at kategorien kulturelle tjenester ofte blir behandlet mer stemoderlig enn andre tjenester, og til at det ofte ikke gjøres klart hva som er økosystemenes bidrag eller hvordan verdiene oppstår i et samspill mellom natur og kultur. Setten mfl. oppfordrer også til økt bruk av landskapsmessige tilnærminger og viser til at det i større grad er påkrevd å forstå hvordan sosiokulturelle prosesser er avgjørende for holdninger og adferd knyttet til miljø. Ulike landskapsmessige tilnærminger står også sentralt hos bl.a. Gobster mfl. (2007), som diskuterer landskapet som inngang til å forstå hvordan vi oppfatter og påvirker miljøet rundt oss, og til hvor-

dan estetiske oppfatninger av landskapet må sees sammen med viktige økologiske forhold.

Chan mfl. (2012) trekker opp en del av de samme argumentene, og understreker at det er viktig å gi større plass til sosiale (ofte vanskelig håndterbare) perspektiver. De mener imidlertid også at økosystemtjenestetilnærmingen kan anvendes på en måte som respekterer og ivaretar ulike interesser og perspektiver, og dermed kan overkomme noe av den «kulturelle ufølsomheten» som de mener har preget naturvernet. Andre (f.eks. Menzel og Teng 2010) mener økosystemtjenestetilnærmingen og -begrepene kan gi for mye «definisjonsmakt» til eksperter og for lite til lokale brukere og interessenter, og at det må arbeides aktivt for klarere å få fram menneskelige verdier på lokalt plan.

«*Crowding out*» er et sentralt begrep som beskriver at naturverdier kan «bli fortrent» hvis naturforvaltning blir preget av økonomisk verdsetting (Berglund 2006, Bowles 2008, Bowles og Polonia-Reyes 2012 og Luck mfl. 2012). Motivasjonen for å ta vare på naturen kan bli svekket hvis man kan kjøpe seg fri fra forpliktelsene som ansvarlig naturforvaltning innebærer (se f.eks. Spash 2008b og Claro 2007). Det klassiske argumentet er at innsatsviljen for fellesskapet svekkes når det blir mulig å kjøpe seg fri (Frey og Jegen 2001). Tilsvarende blir kjøp av klimavoter sammenliknet med å kjøpe seg god samvittighet (Gooding 1994 og Spash 2010).

Større økologiske sammenhenger – sammenbrudd og ikke-linearitet

Kunnskapen om økologiske sammenhenger er mangelfull, og flere viser til at den må antas å forbli mangelfull i lang tid fremover. Norgaard (2010) mener at selv om det finnes en del studier av økologiske sammenhenger, er få studier godt nok utviklet eller godt egnet til å vurdere sammenhengen mellom beholdningen av økologisk kapital og strømmen av økosystemtjenester. Vi kan heller ikke vente at vi vil få økologiske modeller som er store og helhetlige nok til å fange opp alle relevante sammenhenger eller til å forutse alvorlige tap av biologisk mangfold og/eller kritiske systemskift i økosystemer. Norgaard hevder at økosystemtjenestetilnærmingen kan føre til at vi utelater mange viktige økologiske perspektiver og til at vi undervurderer kompleksiteten i økologiske systemer.

Komplekse (ikke-lineære) sammenhenger og terskelverdier, som ofte kan observeres eller forventes i økologiske systemer, representerer en

ekstra utfordring i verdsettingssammenheng (se f.eks. Kumar mfl. 2013 for en generell drøfting). Sett fra menneskenes ståsted, er det to forskjellige verdiaspekter som til sammen bidrar til økosystemenes verdi. Det første er knyttet til de verdiane økosystemets tjenester bidrar med i en gitt tilstand, mens det andre verdiaspektet er knyttet til økosystemets robusthet og evne til å opprettholde en stabil produksjon av økosystemtjenester selv om det utsettes for ulike påvirkninger. De vanlige økonomiske verdsettingsmetodene er utviklet for det første av disse verdiaspektene, og beregner verdien av endringer på et nivå som ikke setter viktige økologiske prosesser eller funksjoner i fare. Verdien av et økosystems robusthet ligger i evnen til å opprettholde produksjonen av økosystemtjenester selv når det utsettes for forstyrrelser. Stabiliteten og funksjonsevnen til et økosystem som er lite robust kan endres selv ved små forstyrrelser, mens et mer robust økosystem kan absorbere større forstyrrelser og sjokk uten at det medfører dramatiske endringer (Mäler mfl. 2007).

Norgaard (2010) mener at mye faglitteratur om økosystemtjenester, verdsetting og betaling for økosystemtjenester er utviklet innenfor rammeverk for enkeltområder for økonomisk bruk av naturen – ikke for hele samfunnsøkonomien – og at mye av anvendelsen har vært på basis av enkeltstående prosjekter for verdsetting av økosystemtjenester. Han hevder at dette hindrer oss i å håndtere de store institusjonelle og økonomiske endringene som er påkrevd for å møte de alvorlige utfordringene som tap av biologisk mangfold og forringelse av økosystemer medfører. I følge Norgaard er det påkrevd å anvende et rammeverk for sammenhengen mellom økosystemtjenester og hele samfunnsøkonomien dersom vi skal kunne nå målet om en mer bærekraftig utvikling. Det er påkrevd å sette økosystemtjenester inn i en større sammenheng, og Norgaard hevder at de alvorlige klima-, ressurs- og biomangfoldutfordringene vi står overfor ikke kan løses gjennom tilnærminger som kun ser på marginale endringer. Han understreker behovet for å ha et overordnet og langsiktig blikk på bærekraftig utvikling, som ikke minst tar hensyn til fremtidige generasjoner og som også trekker inn det økonomene kaller sosiale velferdsfunksjoner.

Kunnskapsmangel og usikkerhet

Fordi kunnskapen om økologiske sammenhenger er mangelfull og fordi vi aldri kan få perfekt informasjon om fremtiden, står usikkerhet og risiko

sentralt i vurderinger både av dagens og fremtidens betydning av økosystemtjenester. Ved økonomisk verdsetting vil økonomisk usikkerhet komme i tillegg til økologisk usikkerhet (se f.eks. Chee 2004 og Sukhdev mfl. (kommer)). Hvilke konsekvenser det kan få for økosystemer og økosystemtjenester at vi ikke har perfekt informasjon om fremtiden, avhenger både av sannsynligheten for at noe skjer og av konsekvensene hvis det skjer. Forvaltning og utnyttelse av økosystemer påvirker livsnødvendige og kritiske økologiske prosesser, og dette krever brede sannsynlighets- og konsekvensvurderinger hvor grunnleggende økologiske funksjoner må sikres. Førre var-prinsippet er derfor et viktig forvaltningsprinsipp, og dette kommer vi tilbake til senere i rapporten.

Mange skiller risiko fra usikkerhet. I situasjoner med risiko forutsettes det at det er mulig å spesifisere alle mulige konsekvenser ved hjelp av et sett spesifiserte alternative tilstander (*state of nature*) og sannsynligheten for hvert alternativ. I en situasjon med usikkerhet er det fortsatt mulig å spesifisere alle alternative tilstander, men sannsynligheten for dem er ikke kjent (Knight 1921). I tillegg eksisterer det en mer grunnleggende form for usikkerhet som oppstår når det ikke er mulig å spesifisere alle mulige konsekvenser av en beslutning. Denne typen usikkerhet omtales gjerne som grunnleggende usikkerhet (*fundamental uncertainty, strong uncertainty*), og er beskrivende for den usikkerheten som ofte eksisterer i forbindelse med verdier fra økosystemtjenester, siden disse som regel inngår i komplekse sammenhenger som vi ikke har fullstendig kunnskap om. I denne sammenheng er uvitenhet (*ignorance*) definert som den type kunnskapsmangel som oppstår når fremtidige alvorlige konsekvenser er ukjente, slik at det ikke er grunnlag for å anslå sannsynligheter for slike utfall (Funtowicz og Ravetz 1990, Wynne 1992 og Stirling 1999 og 2008). Begrepet uvitenhet er en påminnelse om at helt uventede utfall kan oppstå – f.eks. en uventet kollaps i biologisk mangfold som følge av endringer i en del av systemet. Konsekvensene av slike endringer er svært usikre, og noen konsekvenser kan også være irreversible.

Pascuala mfl. (2010) skiller mellom tre ulike kilder til usikkerhet eller grunnleggende usikkerhet. De tre kildene til usikkerhet og/eller grunnleggende usikkerhet dreier seg om usikkerhet med hensyn til fremtidig leveranse eller produksjon av økosystemtjenester (*supply uncertainty*), usikkerhet knyttet til befolkningens preferanser (*preference uncertainty*) og usikkerhet som er knyttet til selve metodene som brukes til å synlig-

gjøre verdier eller verdsette dem økonomisk (*technical uncertainty*)).

Usikkerhet knyttet til leveranse eller produksjon av økosystemtjenester bærer ofte preg av grunnleggende usikkerhet. Vitenskapen er f.eks. i gang med å opparbeide kunnskap om hvilken rolle biodiversitet spiller for leveranse av støttende økosystemtjenester, men det mangler fremdeles informasjon om hvordan biodiversitet bidrar til økologiske funksjoner som igjen yter fysiske tjenester til samfunnet.

Usikkerhet knyttet til preferanser oppstår i følge Pascuala mfl (2010) fordi man ofte forutsetter at mennesker kjenner sine egne preferanser med sikkerhet. Forskning viser imidlertid at folk ofte er usikre på sine valg, og at denne usikkerheten er omvendt korrelert med kunnskapsnivå og erfaring med økosystemtjenesten som skal vurderes. Hva vi mennesker anser som verdifullt i naturen kan også endres over tid. Et eksempel på dette er samfunnets syn på hval. Før 1960 var hval i hovedsak ansett å være en kilde til varer som olje og kjøtt, mens i dag anses hval først og fremst å være en kilde til opplevelse, i form av økosystemtjeneste for turistnæringen, samt en kulturell tjeneste knyttet til verdien av å vite at hval finnes i økosystemene for rekreasjon og turistnæring og som egenverdi

I følge Pascuala mfl (2010) dreier teknisk usikkerhet seg om i hvilken grad metoder for synliggjøring av verdier og beregning av økonomiske verdianslag klarer å gi oss troverdig informasjon om aktuelle verdier.

Naturen har en rekke verdier

Mye av kritikken mot TEEB har bakgrunn i det som oppfattes som prosjektets økonomiske og antroposentriske tilnærming til verdi og verdsetting. En biosentrisk tilnærming til verdsetting derimot, tar utgangspunkt i naturens egenverdi – en form for iboende eller etisk verdi som tenkes uavhengig av menneskelig nytte. Denne verdien kan kobles både til ikke-levende komponenter av naturen (eks. fjell eller vann), og til levende komponenter, altså det biologiske mangfold både på økosystem-, arts- og genetisk nivå. I utgangspunktet er dette en ren biosentrisk verdi som ikke har spesifikk verdi for mennesker. Vissheten om f.eks. eksistensen av villmark, skoger og rovdyr kan imidlertid også gi en erkjennelsesmessig berikelse for mennesker. I den grad den er med å øke livskvalitet bidrar den også med verdi til mennesker og må da kunne kalles en økosystemtjeneste. Verdien er da antroposentrisk, der naturen

verdsettes ut fra menneskers behov og hvilken betydning eller nytte naturen har for menneskers velferd. Nytteverdi er i denne sammenhengen langt mer enn direkte økonomisk nytte, og kan inkludere verdier som helseverdi, estetisk verdi og andre ting vi mennesker opplever som nyttig og/eller verdifullt. Nytteverdier kan videre stamme både fra aktiv bruk eller opplevelse av økosystemtjenester, fra mer indirekte bruk eller fra det å vite at økosystemtjenestene eksisterer og tas vare på. Selv om TEEB anerkjenner naturens egenverdi, har selve økosystemtjenestebegrepet en klar og eksplisitt antroposentrisk forankring.

Det kan argumenteres for at det er etiske utfordringer forbundet med å verdsette naturen kun ut fra hvilke nytteverdier den representerer for mennesker. Gómez-Baggethun og Groot (2010) mener mye av naturens verdi ligger nettopp i at den representerer et spekter av verdier hvor ikke alt uten videre kan vurderes etter hvilket bidrag det gir til menneskers velferd og livskvalitet. Økosystemtjenestetilnærmingens fokus på å synliggjøre hvilke verdier naturen har for mennesker i form av naturkapital og økosystemtjenester har ikke som målsetting å erstatte naturens egenverdi som et hovedargument for vern eller forsvarlig forvaltning av økosystemer. Slik nyttebasert argumentasjon kan heller betraktes som et supplement til etiske argumenter (Gómez-Baggethun og Groot 2010). Det trenger derfor ikke være noen motsetning mellom å mene at økosystemer fortjener beskyttelse fordi de har en egenverdi og økosystemtjenestetilnærmingens fokus på økosystemtjenester som har verdi for mennesker. Denne tosidigheten gjenspeiles også i naturmangfoldloven (boks 2.10). Men selve grunnlaget for verdifastsettelsen er altså prinsipielt forskjellig.

Biologisk mangfold og økosystemtjenester omfatter en rekke typer verdier og verditilnæringer, hvor noen vil være konkurrerende og noen kan brukes parallelt (se f.eks. omtale i Duraiappah mfl. 2013). Flere av disse verdibetraktningene vil være reflektert i ulike typer økosystemtjenester (f.eks. estetiske og symbolske), mens andre i mindre grad vil være dekket (f.eks. moralske). Ulike interessenter vil bygge på ulike verdibetraktninger, og det er viktig å finne en mest mulig felles referanseramme og å unngå fremmedgjøring. For en drøfting av ulike verdidimensjoner knyttet til økosystemtjenestetilnærningen og aktuelle etiske vurderinger knyttet til praktisk bruk kan det vises til Jax mfl. (2013). I noen situasjoner vil det kunne styrke argumentasjonen å synliggjøre naturens nytteverdi parallelt med

argumenter som fokuserer på naturens egenverdi, mens det i andre situasjoner vil være mest hensiktsmessig å anvende de to verditypene hver for seg. Biomangfoldlovutvalget (NOU 2004: 28) hevdet f.eks. i sin utredning at antroposentriske argumenter tradisjonelt har stått sterkere enn biosentriske, og at det har vært enklere å få gjennomslag for miljømessige tiltak og reguleringer dersom de begrunnes ut fra menneskers livskvalitet, helse og overlevelse enn om det bare argumenteres med naturens egenverdi. Eksempelvis vil bevaring av økosystemer for å ivareta både opplevelsesverdier og økosystemets funksjoner kunne begrunnes både med antroposentriske og biosentriske argumenter. Generelt er det også ønskelig ikke bare å ha fokus på enkeltarter (f.eks. rødlistearter) siden en art er avhengig av sitt økosystem for å kunne bidra til, eller representere, en økosystemtjeneste.

Noen økosystemtjenester kan ikke erstattes

Når man verdsetter ulike økosystemtjenester vil knappheten på en tjeneste påvirke verdien av den. Knapphet kan oppfattes på forskjellige måter av økonomer og økologer. Baumgärter mfl. (2006) skiller mellom relativ- og absolutt knapphet. Relativ knapphet brukes i klassisk økonomisk teori, der et gode defineres som knapt dersom det har en alternativkostnad. Det vil si at en må gi avkall på andre goder for å få mer av det aktuelle godet. Knapphet defineres dermed på en relativ måte i forhold til andre knappe goder. Dette økonomiske perspektivet innebærer både at det eksisterer et stort antall forskjellige kombinasjoner av goder som kan produseres med de ressursene som er tilgjengelig i naturen (ved å avstå fra en kombinasjon kan ressursene brukes til en annen kombinasjon), og at mennesker er villig til å gi avkall på noen goder, inkludert økosystemtjenester, for å få mer av andre goder eller økosystemtjenester. Absolutt knapphet oppstår derimot når et gode dekker et behov som ikke kan dekkes ved hjelp av andre goder, og produksjonen av dette godet ikke kan økes ved å endre ressursbruken slik at det produseres mindre av andre goder. Dette vil være tilfellet for det MA betegner som støttende økosystemtjenester, som er grunnleggende for livet på jorda slik vi kjenner det, og i praksis for svært mange regulerende tjenester.

Relativ- og absolutt knapphet korresponderer langt på vei med to forskjellige perspektiver på bærekraft som blir diskutert i kapittel 11, henholdsvis sterk- og svak bærekraft. Svak bærekraft innebærer vektlegging av muligheter for substitu-

sjon mellom menneskeskapt kapital og naturkapital, mens sterk bærekraft innebærer at naturkapital og menneskeskapt kapital er komplementære. De må vedlikeholdes hver for seg, men naturkapitalen er essensiell og kan ikke erstattes eller substitueres med menneskeskapt kapital (Nilsen 2010). Disse to oppfatningene av knapphet er ofte kilde til uenighet mellom økonomer som vektlegger relativ knapphet, og økologer som i større grad og oftere oppfatter knapphet som absolutt (se Vedeld 1994).

Verdier som ikke kan sammenliknes

Diskusjonen om sterk- og svak bærekraft har en parallell til diskusjonen om *inkommensurable verdier*. Denne diskusjonen dreier seg om hvorvidt fundamentalt ulike verdier kan måles på samme skala og om mer av én type verdi kan veie opp for tap i en annen type verdi (se f.eks. Sukhdev mfl. (kommer) for en drøfting og for referanser). To verdier kan sies å være inkommensurable dersom de ikke kan måles i samme måleenhet eller sammenlignes på en meningsfull måte. Eksempelvis kan det oppfattes som uetisk og irrelevant å sammenligne verdien av økt produksjon i primærnæringene som følge av klimaendringer med mulige irreversible og uopprettelige konsekvenser av de samme klimaendringene. Når verdier oppfattes som inkommensurable, kan det være behov for å bruke flere ulike verdsettingsmetoder for å få fram de forskjellige verdiene på en hensiktsmessig måte, og for å sikre at forringelse av grunnleggende økosystemtjenester ikke kamoufleres eller overskygges av positive endringer som skjer som del av det samme hendelsesforløpet.

Miljøfilosofen John O'Neill (O'Neill 2007) argumenter for at mange naturverdier må forstås som inkommensurable verdier som ikke uten videre kan oversettes til en felles pengeverdi, og for at det er etisk problematisk hvis grensene mellom pengeøkonomien og andre typer verdier blir utvisket. Gitt konfliktene i avveiningen mellom landskapsverdier, biologisk mangfold, tømmer og kulturverdier, er det ingen ting som kan erstatte «good practical judgement» med bred medvirkning av ulike samfunnsinteresser, i følge O'Neill.

Markedsorientering og økosystemer som handelsvare

Gómez-Baggethun mfl. (2010) viser til at utviklingen har gitt en økende bruk av økosystemtjenestebegrepet i offentlige beslutninger på 1990- og 2000 tallet, og til økt bruk av økonomiske og markedsbaserte virkemidler. Dette gjelder både utvik-

ling av ulike markeder for økosystemtjenester (forankret bl.a. i prinsippet om at forurenseren skal betale) og utvikling av systemer for betaling for økosystemtjenester (og tanken om at den som forvalter godt skal tjene på det). For en generell drøfting av slike perspektiver og for flere referanser kan det vises til bl.a. Sukhdev mfl. (kommer).

På bakgrunn av dette ser noen kritikere (se f.eks. McAfee 2012, Arsel og Buscher 2012 og Sullivan 2013) på hvilke følger tankegangen og tilnærmingen i praksis vil kunne gi, f.eks. gjennom økt markedsorientering og tilhørende økt fokus på økosystemer som handelsvare og eventuell sementering eller forsterking av etablerte maktstrukturer. Denne kritikken gjelder ikke nødvendigvis hvordan de mulige endringene vil påvirke miljøtilstanden, men ofte mer sosiale, politiske og maktmessige forhold.

Det bør også nevnes at flere kritikere ser at økosystemtjenestetilnærmingen kan legge til rette for mer markedsbaserte løsninger, men at de også kan (og ofte bør) legge til rette for en bredere virkemiddelbruk som også omfatter reguleringer (se f.eks. Muradian og Rival 2012). Denne argumentasjonen fremmes bl.a. av Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez (2011), som hevder at vi i dag har et institusjonelt rammeverk hvor bl.a. bredere økonomiske og sosiopolitiske utviklings-trekk fører til at markedstankegang og prissetting brukes på stadig flere samfunnsområder. De hevder at denne «tilretteleggingen» for økt markeds-tankegang over tid kan ha virket mot sin hensikt og ha unødvendige og til dels utilsiktede effekter på bevaring av biologisk mangfold og på en mer rettferdig fordeling og tilgang til nyttige økosystemtjenester.

Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez (2011) peker på ulike kritiske punkter knyttet til økt fokus på økosystemtjenester som handelsvare. Den mest generelle kritikken er at en del ting av etiske årsaker ikke bør være for salg, og at det er viktig å sette grenser for når handel kan og bør være aktuelt for biologisk mangfold og økosystemtjenester. De peker også på at et handelsfokus kan redusere respekten for naturens kompleksitet og mystikk, og det kan maskere komplekse og ikke-økonomiske verdier av økosystemer og asymmetriske maktforhold. Videre kan inndeling og tallfesting av økosystemtjenester gå på tvers av en forståelse av at ulike økosystemfunksjoner er uløselig koblet sammen. Det siste perspektivet er mer politisk, og retter seg mot likhets- og fordelingsmessige forhold i prosessen med økt handelsfokus. Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez (2011) hevder her at økt handelsfokus kan medføre betydelig institusjo-

Boks 2.10 Naturmangfoldloven, økosystemtjenestetilnærmingen og naturens verdier

Naturmangfoldloven ble vedtatt i 2009, bl.a. på grunnlag av biomangfoldlovutvalgets arbeid (NOU 2004: 28). Formålet med naturmangfoldloven er at «naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern, også slik at den gir grunnlag for menneskenes virksomhet, kultur, helse og trivsel, nå og i fremtiden, også som grunnlag for samisk kultur».

Formålsbestemmelsen i loven bygger på at naturen tillegges grunnleggende verdier som nytte- eller bruksverdi, opplevelsesverdi, verdi knyttet til identitetsfølelse og tilhørighet, økologisk verdi og egenverdi. Det vises videre til naturen som grunnleggende forutsetning for menneskers liv, helse, næringsvirksomhet, kultur og trivsel. Aktuelle virkemidler i loven vil bli nærmere omtalt i Del IV.

Forarbeidene til loven omtaler hvilke verdier som knyttes til naturen og viser til at man kan ha et antroposentrisk utgangspunkt for å ivareta naturen, det vil si en verdsetting av natur ut fra menneskers behov, eller en biosentrisk tilnærming, som er sentrert om naturens egenverdi. Videre sies det at det ikke nødvendigvis er en motsetning mellom disse to tilnærmingene når det gjelder målet om å ivareta naturmangfoldet. Det vises til at uansett hvilke begrunnelser vi har for å ivareta mangfoldet, er vi mennesker avhengig av naturen for å overleve og for å skape verdier. Det sies videre at naturen er vesentlig for menneskers mentale og fysiske helse og for utvikling av kultur og identitet.

Regjeringen valgte i sitt forslag ikke å ta med økosystemtjenestebegrepet i selve loven, og begrunner dette som følger i forarbeidene til loven (Ot.prp. nr. 52 (2008–2009)):

«Departementet er kommet til at det i formålsbestemmelsen er mer klargjørende – og i tråd med en del andre høringsuttalelser – å nevne den avhengigheten mennesker har av naturen ved at den danner grunnlaget for virksomhet, kultur, helse og trivsel. Hvis det biologiske, landskapsmessige og geologiske

mangfoldet og de økologiske prosessene ivaretas, så vil naturen kunne levere økosystemtjenester til mennesker. Hvilke økosystemtjenester vil variere ut fra naturens art og kvalitet og menneskenes behov. Disse behovene kan variere mellom mennesker, og mellom generasjoner. Tilsvarende gjelder for målene i §§ 4 og 5. Disse gir grunnleggende mål for sunne økosystemer. Er disse oppfylt, vil mennesker ha valgfrihet i forhold til hvilken nytte vi kan ha av naturmangfoldet.

Dessuten sikrer departementets forslag at naturmangfoldet ivaretas også uavhengig av den direkte nytteverdien det har for mennesker. Departementet mener at det er viktig både når man ønsker å legge til grunn at naturen har en egen verdi, og med tanke på at vi ikke nødvendigvis kjenner til enhver nytteverdi en bestemt naturressurs kan ha for oss mennesker.

Departementet er derfor kommet til at begrepet økosystemtjenester ikke foreslås tatt inn i loven. For det første mener departementet at lovteksten gir fullgod dekning for ivaretagelse av økosystemtjenester. For det andre mener departementet at det er uheldig å forvalte naturmangfoldet kun ut fra de økosystemtjenestene man til enhver tid kjenner til eller verdsetter. Begrepet kan imidlertid være nyttig i forvaltningen etter loven. Den gir et redskap for en mer bevisst forvaltning når det gjelder hvilke verdier mangfoldet har for oss, hvem som bidrar til ivaretagelsen og hvem som nyter godt av tjenestene.»

I merknader til de enkelte bestemmelsene (kapittel 21 i Ot.prp. nr. 52 (2008–2009) vises det til at begrepet «naturen» også omfatter naturens økologiske prosesser og at disse er uttrykkelig nevnt for å gi uttrykk for at dynamikken i naturen må sikres. Det vises videre til at «ved at de økologiske prosessene sikres, kan også naturens produktivitet opprettholdes, og økosystemtjenester kan leveres» og til at «opprettholde naturens produksjonsevne er også et hovedmål etter Grunnloven § 110 b».

nelle og sosiale endringer i situasjoner hvor tidligere åpne og offentlig tilgjengelige tjenester blir tilgjengelig kun for dem med tilstrekkelig kjøpekraft.

Det hevdes også at økosystemtjenestetilnærmingen kan føre til et ensidig fokus på tjenestene det kan handles med (Peterson mfl. 2009), og at betydningen av underliggende økologiske funksjoner og det biologiske mangfoldet blir underkjent av allmennheten og dermed ikke tas nok hensyn til i politiske avveininger. Disse problemstillingene er aktuelle bl.a. i diskusjonene om bevaring av økosystemer som klimatiltak og i utviklingen av ulike markeds mekanismer for karbonlagring. Et eksempel her er tiltak for å bevare skog (såkalte REDD-ordninger) og diskusjonen om hvilken vekt som skal legges på å sikre (og eventuelt betale for) andre hensyn enn karbonlagring, spesielt biomangfold og sosiale forhold (se bl.a. McAfee 2012).

Enkelte kritiske perspektiver i denne gruppen viser også til hvordan økosystemtjenestetilnærmingen kan anvendes i en mer nyliberal miljøpolitikk med bl.a. mer markedsorientert virkemiddelbruk og økt kapitalmakt (se f.eks. Dempsey og Robertson 2012). Noen (se f.eks. Spash 2010 og 2011 og MacDonald og Corson 2012) hevder at den økende interessen fra industrien og finanssektoren for økosystemtjenester skyldes et ønske om bl.a. mindre regulering og mer rom for finansiell spekulasjon i økosystemer og økosystemtjenester. Andre hevder imidlertid at denne økende interessen mest skyldes at næringslivet i økende grad ser at de er avhengige av økosystemer på ulike vis (fra råvaretilgang til kundeomdømme) og at de ser at det kan komme strengere reguleringer på dette området.

I sin videre analyse sier Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez (2011) at det prinsipielt er mulig å skille økonomisk og annen verdsetting fra et slikt økt handelsfokus, og at det å tillegge økosystemtjenester økonomisk og annen verdi ikke nødvendigvis må føre til handelsfokus. De hevder imidlertid at skillet mellom måter å verdsette på blir vasket ut når ulike verdier analyseres i en bredere politisk, institusjonell og økonomisk sammenheng. De mener at det institusjonelle og økonomiske rammeverket i markedsøkonomier ofte favoriserer bruk av nytte-kostnadsanalyser for miljøbeslutninger, og at dette sammen med økt økonomisk verdsetting vil medføre at flere økosystemtjenester vil bli håndtert som handelsvarer. De viser her blant annet til utviklingen av markedsbaserte virkemidler som har funnet sted for karbonlagring.

Institusjonelle forhold og styreset

Økosystemtjenestetilnærmingen vil føre til behov for endringer i både faktisk politikk og i praktisk forvaltning, og dette kan føre til behov for endringer i styring og institusjonelle forhold. Problemforståelse og legitimitet hos berørte forvaltningsorganer og berørte interessenter vil også være kritisk for å kunne oppnå faktisk gjennomslag over tid. Flere forskere (se f.eks. Duraiappah mfl. 2013, MacDonald og Corson 2012, McAfee 2012 og Buscher mfl. 2007 og 2012) understreker derfor behovet for at naturforvaltning generelt og økosystemtjenestetilnærmingen spesielt må settes klarere og mer systematisk inn i mer samfunnsmessig rammeverk. For en bredere diskusjon og klassifisering av økosystemtjenestetilnærmingen som politikkform og diskurs kan det også vises til Bäckstrand og Lövbrand (2006).

Duraiappah mfl. (2013) drøfter generelt hvordan ulike typer institusjonelle oppsett kan styrke forvaltningen av biomangfold på ulike nivå. Vatn (2010) ser på hvordan markedsbaserte løsninger og økonomiske virkemidler bør sees i sammenheng med reguleringer og andre typer virkemidler og på transaksjonskostnader ved ulik virkemiddelbruk. Vi kommer tilbake til slike spørsmål i Del IV om virkemidler og rammebetingelser.

Flere svakheter og begrensninger knyttet til verditeori og verdsettingsmetoder

Ulike forskere (se f. eks. Norton og Noonan 2007, Cowling mfl. 2008, Stoknes 2007 og Spash 2008b) skriver om både faglige og prinsipielle svakheter ved monetære tilnærminger og forsøk på å måle alt med samme enhet (f.eks. penger). De mener at det kan være behov for en bredere og mer åpen tilnærming til måling og verdsetting for å sikre nødvendig faglig kvalitet, samfunnsmessig legitimitet og forvaltningsmessig gjennomslag. Noen hevder videre at verdianslagene blir for grove og ikke solid nok funderte, og at det ikke er mulig å fange opp verdiene på en slik måte at dette gir gjennomslag i offentlige og private beslutninger. Simpson (2011) snakker her om «verdsettingens paradoks» og om at offentlige goder hvor det kritisk å kjenne verdien generelt er de som er vanskeligst å måle.

Simpson (2011) hevder at det både i faglitteratur og anvendt bruk ofte gis inntrykk av at det finnes flere og mer verdifulle økosystemtjenester enn det er faglig belegg for. Det hevdes i mange sammenhenger at en rekke økosystemtjenester er mangelfullt forstått og/eller beskrevet, samtidig

som det påstås at disse tjenestene har stor (økonomisk) verdi. Simpson mener derfor vi generelt bør være forsiktige med å anta og argumentere for verdier – både økonomiske og andre – før en god faglig begrunnelse er på plass. Andre (se f.eks. Cornell 2011) mener at det bør legges mindre vekt på verdsetting i anvendelsen av økosystemtjenestetilnærmingen, og mer vekt på den opprinnelige bruken som et rammeverk for å vise hvordan mennesker er avhengige av økosystemer og naturen rundt seg.

McCauley (2006) mener at det er en fare for å overvurdere den økonomiske verdien av økosystemtjenester og for å undervurdere både muligheter for inntjening fra alternativ bruk av naturen, og betydningen av å utvikle bedre og/eller billigere teknologiske alternativer til å høste av økosystemtjenestene. Mace mfl. (2012) mener økosystemtjenestetilnærmingen har ført til et ensidig fokus på studier på områder hvor biologisk mangfold spiller en sentral rolle for de aktuelle tjenestene og på områder hvor kortsiktig fokus på strømmen av tjenester overskygger den grunnleggende betydningen av å opprettholde beholdningen av biologisk mangfold og velfungerende økosystem. Enkelte (se f.eks. Ghazoul 2007) advarer også mot å bruke økosystemtjenestevurderinger for bredt og aktivt som argument for bevaring av biomangfold og/eller av større arealer.

2.11 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

Utvalget er bedt om å gi en vurdering av TEEBs konklusjoner og anbefalinger, og hvilke som er relevante for Norge. Vi er også bedt om å vurdere TEEBs tilnærming og begrepsapparat. De fleste av TEEBs anbefalinger når det gjelder synliggjøring og virkemiddelbruk som er presentert i kapittel 2.6 foran vil vi komme tilbake til underveis i rapporten. Nedenfor følger utvalgets vurderinger av de mer grunnleggende sidene ved økosystemtjenestetilnærmingen.

En av flere tilnærminger til økosystemforvaltning

Etter utvalgets oppfatning kan økosystemtjenestetilnærmingen utgjøre et relevant bidrag til norsk forvaltning, som kan være nyttig både for å bevare robuste økosystemer og for å sikre viktige økosystemtjenester. Det er imidlertid viktig å anerkjenne at naturen har en rekke ulike verdier, og økosystemtjenestene bør ses på som én av flere begrunnelser for å bevare natur. Økosystemtjenestetil-

nærmingens fokus på å synliggjøre naturverdier i form av økonomiske verdier må ikke erstatte andre argumenter for vern eller forsvarlig forvaltning av økosystemer.

Økosystemtjenestetilnærmingen er utarbeidet for å synliggjøre hvilke verdier økosystemtjenester representerer for mennesker. Vi mener dette antroposentriske utgangspunktet gjør at det er en del prinsipielle og etiske perspektiver denne tilnærmingen ikke er egnet til å fange opp, og at den derfor må suppleres med andre perspektiver i en del sammenhenger. Brukt fornuftig mener vi økosystemtjenestetilnærmingen kan utgjøre et potensielt nyttig supplement til dagens tilnærminger, som i enkelte sammenhenger kan styrke forståelsen av naturens betydning for oss mennesker. Det trenger ikke være noen motsetning mellom tilnærminger som tar utgangspunkt i menneskers behov og tilnærminger som er sentrert om naturens egenverdi når det gjelder målet om å ivareta naturens økosystemer, og utvalget tar som utgangspunkt at begge typer tilnærminger har en plass i naturforvaltningen, som uttrykt i naturmangfoldloven.

Vi vil også understreke at biologisk mangfold er avgjørende viktig, uansett om perspektivet er naturens egenverdi eller grunnlag for økosystemtjenester. Biologisk mangfold er viktig for levering av økosystemtjenester, og biologisk mangfold kan håndteres både som grunnleggende økosystemstruktur (ved å regulere økosystemprosesser) og som økosystemtjeneste i seg selv.

Større forståelse for økosystemtjenestenes betydning for folk

Mennesket er også en del av naturen, det er derfor viktig å synliggjøre hvordan våre valg påvirker økosystemene og dermed også våre egne livsvilkår. Vi mener en økosystemtjenestetilnærming kan være nyttig for kommunikasjon og formidling for å vise sammenhenger i naturen, og for klarere å få fram hvilken betydning naturen og økosystemene har for oss i dag og for valgmuligheter i fremtiden (både for allmennheten og for økonomiske beslutningstakere).

Økosystemtilnærmingen kan også brukes av ressursforvaltningen generelt og miljøforvaltningen spesielt til å løfte fram konkrete eksempler på hvorfor det også rent økonomisk lønner seg å ta vare på naturen. Dette kan virke engasjerende og motiverende, og kan bidra til å involvere større og bredere deler av befolkningen. Dette omfatter f.eks. lokale og regionale planprosesser som berører viktige naturverdier. Mer vektlegging av nytte-

orienterte perspektiver kan virke motiverende for de som har et sterkt miljøengasjement, men det kreves da at også andre perspektiver trekkes klart frem.

Viktige skiller mellom analyseverktøy, virkemiddelbruk og politisk ideologi

Vi ser at det noen ganger settes likhetstegn mellom bruken av økosystemtjenestetilnærmingen og troen på markedsbaserte løsninger, og at mange er bekymret for at tilnærmingen vil føre til mer kommersialisering av økosystemer og økosystemtjenester, i form av kjøp og salg av rettigheter til biologisk mangfold. Vi vil understreke at det her er viktig å skille mellom ulike innganger og anvendelsesområder. Vi mener det er viktig å *synliggjøre betydningen* av økosystemtjenestene – kvalitativt, kvantitativt og økonomisk. *Betydningen av og egenskaper ved* tjenestene bør være med å danne grunnlag for valg mellom og bruk av ulike typer virkemidler, ikke hvilken *metode* som er brukt for å synliggjøre denne betydningen. Poenget med virkemidlene er at de skal gi signaler om økosystemtjenestens betydning, og om nødvendig føre til adferdsendringer. Spørsmål om virkemiddelbruk er tema for Del IV i rapporten.

Vi vil også understreke at vi mener det går et klart skille mellom økonomisk verdsetting og å legge til rette for markeder der man kan kjøpe seg rett til å påvirke eller ødelegge natur. Økonomisk verdsetting av økosystemtjenester kan bidra til å synliggjøre verdien av tjenester som ellers er lite synlige og som kan overskygges av andre mer synlige økonomiske verdier. Dette betyr ikke at økosystemtjenestene i neste omgang blir gjort til handelsvarer. For eksempel vil de fleste tilfellene av ordninger med betaling for økosystemtjenester (PES, jf. kapittel 15.6.1) innebærer et sterkt statlig engasjement både i form av regulering og betaling, det er ikke snakk om at økosystemtjenesten omsettes i frie markeder. Bruk av markedsbaserte løsninger og kommersialisering kan i noen tilfeller medføre problemer, men dette skyldes ikke økosystemtjenestetilnærmingen eller verdsettingen i seg selv.

Rom for bedre synliggjøring, men flere grunnleggende utfordringer

Vi mener at økosystemtjenestetilnærmingen kan være nyttig for å bedre *synliggjøre* at norske økosystemer og aktuelle økosystemtjenester er viktige. Vi ser imidlertid også at det her er en rekke kritiske forutsetninger og begrensninger både

ved tilnærmingen og ved eksisterende kunnskapsgrunnlag som gjør det utfordrende å synliggjøre verdier av økosystemtjenester.

Vi vil spesielt peke på at kunnskapsmangel og grunnleggende usikkerhet knyttet til ikke-lineære sammenhenger i økologiske systemer og/eller risiko for kritiske systemskift gjør det særlig utfordrende å vurdere hvilke verdier ulike økosystemtjenester representerer – både i dag og i fremtiden.

Utvalget mener det er viktig å ta hensyn til at noen verdier kan være vanskelige og måle i samme enhet. Dette kommer vi tilbake til i kapittel 8 om synliggjøring av verdier og økonomisk verdsetting av økosystemtjenester.

Vi legger til grunn at økosystemtjenestetilnærmingen ikke kan eller bør brukes for å håndtere det vi tidligere har kalt «naturens egenverdi».

Mer helhetlig forvaltning og rom for å håndtere større systemutfordringer

Status og utviklingstrekk for en rekke økosystemer globalt, og deres evne til å levere økosystemtjenester som er viktige for folk i dag og i fremtiden, er bekymringsfull. Det er også alvorlig at dette kan forsterkes av klimaendringer og andre globale endringsprosesser. Foringelsen av økosystemene rammer ofte først og mest direkte de fattige delene av verdens befolkning, og det er påkrevd med innsats for å sikre viktige økosystemer fattige er avhengig av. I større grad enn hittil må miljø- og ressurstilstanden ses i sammenheng med viktige forhold for menneskers velferd som økonomi, helse og sikkerhet, både globalt og i Norge.

Verden står overfor store utfordringer for å kunne møte forventet befolkningsvekst, ønsker om bedre velferd og behov for mer rettferdig fordeling, samtidig som naturen og økosystemene må sikres som livsgrunnlag og som forutsetning for økosystemtjenester. Presset på økosystemene er mangesidig og til dels økende, og vi må forholde oss til mange og komplekse økologiske sammenhenger med stadig raskere endringer. Dette gjelder både globalt og i Norge, selv om utfordringene for norske økosystemer er mindre kritiske og dramatiske enn mange andre steder.

Samfunnets behov er også i stadig endring, og til sammen krever dette tilnærminger som setter oss i stand til å forstå og håndtere større *systemer* på en overordnet måte. Vi mener økosystemtilnærmingen kan bidra til nødvendig systemtenkning, og til bedre å forstå sammenhenger mellom økologiske og sosioøkonomiske systemer. Vi har

forsøkt å legge en slik systemtenkning til grunn gjennom denne utredningen.

Bruk ved viktige og kritiske avveininger (trade offs)

Vi ser at økosystemtjenestetilnærmingen kan være spesielt nyttig for å kunne foreta bedre *avveininger* i beslutninger som påvirker økosystemer og menneskelig velferd. Dette gjelder avveininger over tid og i rom, og ikke minst mellom ulike bruksområder for naturen. Særlig når vi står overfor avveininger der vi risikerer å *velge bort* økosystemenes evne til å levere nødvendige og livskritiske prosesser og tjenester, kan økosystemtjenestetilnærmingen være nyttig fordi den kan synliggjøre bedre hvilke avgjørende tjenester som er avhengige av økosystemene.

Økosystemtjenestetilnærmingen kan dermed gi oss et redskap for en mer bevisst forvaltning når det gjelder hvilke verdier det biologiske mangfoldet har for oss, hvem som bidrar til ivaretagelsen og hvem som nyter godt av tjenestene. Dette kan gi rom for mer helhetlig forståelse av komplekse økologiske sammenhenger og sosio-økonomiske konsekvenser, og økt respekt for ulike interesser, rammer for bedre samarbeid mellom sektorer og mer helhetlig (økosystembasert) forvaltning.

Vi understreker at det er viktig å ta hensyn til at de egenskapene ved økosystemene som oppfattes som nyttige kan endre seg over tid, både i Norge og globalt. Klimaendringer og økt urbanisering er aktuelle eksempler på utviklingstrekk som kan påvirke dette de nærmeste tiårene. Vi understreker også at det er viktig å sette økosystemtjenestetilnærmingen inn i en bredere styringsmessig sammenheng, som bl.a. tar hensyn til norske forvaltningstradisjoner og -institusjoner.

Flerfaglig tilnærming, men fortsatt store utviklingsbehov

Økosystemtjenestebegrepet og -tilnærmingen er fortsatt under utvikling og innebærer en rekke tverrfaglige både forskningsmessige og forvaltningsmessige utfordringer. Det er mange og store kunnskaps- og utviklingsbehov, og vi vil i utredningen påpeke behov vi mener er særlig relevante og viktige for Norge.

Vi finner at økosystemtjenestetilnærmingen legger stor vekt på flerfaglige og tverrfaglige tilnærminger, og mange fagdisipliner har bidratt i utviklingen av den så langt. Det er imidlertid fort-



Figur 2.11 Økosystemtjenestetilnærmingen kan hjelpe oss å gjøre bedre valg om hvordan vi skal bruke naturen og naturressursene.

Foto: Landbruks- og matdepartementet

satt stort behov for faglig utvikling, og ikke minst for å engasjere flere fagdisipliner i utviklingen og anvendelsen av transdisiplinære begreper og forståelsesmodeller. Dette gjelder ikke minst mer samfunnsfaglige perspektiver, og vi mener også det er behov for å bruke tid på å forstå og om mulig integrere nye faglige sammenhenger (se f.eks. Vilsmaier 2010).

Vi ser også at sentrale økosystemtjenestebegreper forstås og anvendes forskjellig av ulike fagdisipliner. Dette må man ta inn over seg og håndtere så langt som mulig. Dette gjelder ikke minst begreper knyttet til synliggjøring og verdsetting, hvor f.eks. økonomi- og økologifagene kan ha ulike utgangspunkt og forståelsesrammer.

Internasjonalt samarbeid viktig som grunnlag og inspirasjon

Vi ser også at det pågår et betydelig internasjonalt samarbeid rundt videreutvikling og praktisk bruk av økosystemtjenestetilnærmingen, og mener det vil være viktig og riktig at Norge følger dette løpende og deltar der det er aktuelt. Sentrale globale arenaer er bl.a. FNs miljøprogram og TEEB-prosjektet, FNs arbeid med miljøstatistikk og -regnskap, FNs organisasjon for mat og landbruk (FAO) og naturpanelet (IPBES). Sentrale regionale arenaer vil være EU og det europeiske miljøbyrået (EEA), og nordisk samarbeid. Dette er også viktige arenaer for utvikling innen og mellom ulike fagdisipliner, og det vil være viktig å lære av og dele erfaringer med andre land.

Hovedkonklusjoner

Utvalget vil legge de generelle vurderingene over til grunn i resten av utredningen, og mener vurderingene også er relevante for videre norsk bruk av økosystemtjenestetilnærmingen.

Vi betrakter økosystemtjenestetilnærmingen som et supplement til økologiske, etiske og samfunnsvitenskaplige argumenter. Naturmangfoldloven bygger på at naturen tillegges grunnleggende verdier som nytte- eller bruksverdi, opplevelsesverdi, verdi knyttet til identitetsfølelse og tilhørighet, økologisk verdi og egenverdi. I enkelte situasjoner kan naturverdiene styrkes ved å synliggjøre nytteverdier parallelt med naturens egenverdi, mens det i andre situasjoner vil være mest hensiktsmessig å anvende de to verditypene hver for seg.

Som for annen miljø- og naturressursforvaltning, er det utfordringer knyttet til økosystemtjenestetilnærmingen. Dette gjelder spesielt økologisk kompleksitet, etiske vurderinger, interessekonflikter og kortsiktighet. Det går et skille mellom økonomisk verdsettning for å synliggjøre natur versus tilrettelegging av nye markeder for økosystemtjenester på bekostning av juridiske virkemidler.

Økosystemtjenestetilnærmingen må videregjøres i en bredere samfunns- og styringsmessig sammenheng som tar hensyn til norske forvaltningstradisjoner og miljøpolitiske virkemidler og som styrker grunnlaget for bedre samarbeid mellom sektorer og mer helhetlig (økosystembasert) forvaltning.

Del II
Økosystemer og økosystemtjenester

Kapittel 3

Innledning til Del II – Økosystemer og økosystemtjenester

En viktig betingelse for fornuftig forvaltning av økosystemene og de tjenestene de gir oss er at vi har oversikt over tilstanden i naturen, og dermed grunnlaget for økosystemtjenestene, og over hva som påvirker den. Å få en best mulig oversikt over tilstanden i økosystemer og for økosystemtjenestene, og så godt som mulig forstå og erkjenne hvilke verdier de representerer, er første trinn i TEEBs tilnærming til analyse og politikktutvikling. Å framskaffe en slik oversikt er også et sentralt punkt i utvalgets mandat: *«Utvalget skal beskrive status og utviklingstendenser for norsk naturmangfold og økosystemtjenester og peke på økosystemer som er under press eller i nedgang og hovedårsakene til dette.»*

Status, utvikling og påvirkningsfaktorer for økosystemer og økosystemtjenester i Norge er tema for denne delen av rapporten. Der det er aktuelt har vi også fulgt føringen i mandatet om at det *«skal legges særlig vekt på økosystemtjenester som er viktige for å møte klimaendringer og forventede arealbruksendringer (jf. økologisk infrastruktur)»*. Vi understreker at en slik oversikt selvsagt vil ha sine begrensninger. Det er mye vi rett og slett ikke vet, og det er mye vi ikke vet at vi ikke vet. Det er også mye omkring disse sammenhengene vi aldri vil komme til å vite. Slik sett er det viktig å se på forskning og utvikling som langsiktige prosesser for en møysommelig kunnskapsgenerering som på sikt kan gi økt forståelse og økt innsikt.

Kapittel 4 går gjennom tilstand og utviklingstrekk for norske økosystemer, hav, kystsonen, ferskvann, skog, våtmark, fjell, arktiske økosystemer, kulturlandskap (åpent lavland og jordbruksområder) og grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer). For de fleste økosystemers vedkommende er naturindeksen fra 2010 utgangspunktet for gjennomgangen, supplert med ny kunnskap. Vi identifiserer noen viktige drivkrefter og påvirkningsfaktorer som påvirker naturen generelt, og hvilke påvirkningsfaktorer som gjør seg spesielt gjeldende for det enkelte økosystem. Kapitlet inneholder også en drøfting av sammenhengen mellom biologisk mangfold og

økosystemtjenester. Det understrekes at gjennomgangen er gjort på grunnlag av eksisterende kunnskap, og at utvalgets arbeid ikke er noen økosystemstudie som sådan.

Gjennomgangen avslører bl.a. at kunnskapen om tilstanden og sammenhengene i norske økosystemer er relativt mangelfull, og kapitlet avsluttes med en oversikt over viktige kunnskapshull og utvalgets anbefalinger for å bøte på dette.

Kapittel 5 gir en gjennomgang av viktige norske økosystemtjenester. Vi har kategorisert økosystemtjenestene om lag på samme måte som FNs Millennium Ecosystem Assessment (MA) fra 2005, og vi beskriver fire hovedkategorier: grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester i MA), regulerende tjenester, forsyvende tjenester og opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester i MA).

Vi vil understreke at dette ikke er noen full gjennomgang av norske økosystemtjenester og kunnskapen om dem, men vi har lagt vekt på å presentere hovedtrekkene og få klart fram hva som ligger i de ulike kategoriene og tjenestene. Kapitlet drøfter også ulike problemstillinger knyttet til kategorisering av økosystemtjenester. Også dette kapitlet avsluttes med en oversikt over kunnskapshull og utvalgets anbefalinger på dette feltet.

Utvalget har i noen grad koblet leveransen av økosystemtjenester til tilstanden i norske økosystemer, men understreker at en grundig analyse av slike sammenhenger vil kreve mer omfattende arbeid. Det hadde også vært ønskelig med en bredere gjennomgang av hva som påvirker de ulike økosystemene og leveransen av ulike økosystemtjenester, samt av hvilke drivkrefter som ligger bak dette. Utvalgets mandat etterspør som nevnt over spesielt en gjennomgang av norske økosystemer og -tjenester, og hvilket press de utsettes for. Utvalget er også opptatt av hvordan norsk økonomisk aktivitet utsetter økosystemer i andre land for press. I kapittel 6 ser vi spesielt på hvordan norsk import, norske investeringer og norsk bistand kan tenkes å påvirke økosystemene i land vi samhandler mye med.

Kapittel 4

Tilstand og utvikling i norske økosystemer

4.1 Innledning

Norge har en svært variert natur. Forskjellene mellom ulike deler av landet når det gjelder landskap, naturtyper, plante- og dyreliv er slående. Den store variasjonen over korte avstander er sjelden, ikke bare i nordisk, men også i global sammenheng (Moen 1998). Det kalde klimaet i nord er krevende, og artene som finnes her er godt tilpasset lave temperaturer, kort vekstsesong og et fuktig klima.

Rundt 55 000 *arter* med flercellede organismer finnes i Norge, hvor ca. 40 000 av disse er påvist. Bakterier og virus er ikke tatt med. Den største dyregruppen på land er insekter, som det er påvist ca. 16 000 av i Norge (Aagaard 2011). For mange arter er kunnskapen begrenset til registrering av om artene finnes i Norge eller ikke. Artsmangfoldet i Norge er generelt lavt sett i et globalt perspektiv. Likevel finnes det noen unntak. Moser og lav er godt tilpasset et fuktig klima med lav fordamping, og her har vi en høy andel av verdens arter; 6–10 pst. (Moen 1998). Blant torvmosene har vi hele 47 av 50 europeiske arter i Norge. Humlene er også godt tilpasset et kaldt klima, og vi har 14 pst. av alle humlearter i verden (34 av 250 arter).

Størsteparten av Norge var dekket av is fram til mindre enn 10 000 år siden. Dette er for kort tidshorisont til at det har blitt utviklet mange nye arter. De aller fleste artene har innvandret etter siste istid, og kun et fåtall arter finnes bare i Norge (endemiske arter). Noen av de truede artene i Norge er også sjeldne i europeisk sammenheng, og for 4 pst. av artene på den norske rødlista har Norge over halvparten av den europeiske bestanden (Kålås mfl. 2010a).

Det som er mest spesielt med Norge er den store variasjonen i naturtyper. På fastlandet spenner variasjonen fra de sørlige bøkeskogene til de arktiske områdene helt nord i Finnmark, og fra våte kyststrøk til tørre områder i innlandet. I Norge regner vi med 26 vegetasjonsgeografiske regioner. Til sammenligning har Danmark to og

Finland ti slike regioner (Moen 1998). Innenfor de vegetasjonsgeografiske regionene er store variasjoner i jordsmonn, terreng og lokalklima viktig for hvilke arter som etablerer seg hvor. I havet spenner variasjonen fra østerspoller med varmekjære arter i sør til kalde havområder og fjorder med arktiske arter i nord.

De norske marine områdene er svært store sammenliknet med landjorda og de er også artsrike og varierte. Havområdene strekker seg fra det tempererte, sentrale Nordsjøområdet til Polarthavet, og fra grunne banker og kyst til dyphav på 4–5000 m dyp. I det nordøstlige Atlanterhavet er det registrert 12 270 ulike arter. Fisk utgjør 9 pst. av disse artene (Webb mfl. 2010).

Vi innleder dette kapitlet med en omtale av forholdet mellom biologisk mangfold og økosystemtjenester, som bl.a. vil utdype noen av begrepene og sammenhengene som ble trukket opp i kapittel 2. Vi viser så hvordan vi har kategorisert norske økosystemer og presenterer grunnlaget vi har brukt i beskrivelsen av dem, særlig naturindeksen. Kapitlet beskriver så drivkrefter og påvirkningsfaktorer som er viktige for tilstanden i norske økosystemer, og vi fremhever spesielt betydningen av arealbruksendringer. Til slutt følger hoveddelen av kapitlet, som er utvalgets vurdering av tilstand og utvikling for norske økosystemer. Vi er spesielt opptatt av hvordan tilstanden og utviklingen kan påvirke systemenes evne til å yte økosystemtjenester over tid.

4.2 Forholdet mellom biologisk mangfold og økosystemtjenester

Biologisk mangfold spiller en nøkkelrolle for alle typer økosystemtjenester (se bl.a. Cardinale mfl. 2012, Hooper mfl. 2005, Mace mfl. 2012 og Naeem mfl. 2012). Hvilke gener, arter eller økosystemer som er viktig og hvor stor betydning de har, varierer fra tjeneste til tjeneste. Det vil også variere fra tjeneste til tjeneste hvor viktig det er med et høyt *mangfold* (bl.a. høyt artsmangfold). For en illustra-

sjon av ulike arter som er viktige for økosystemtjenester kan det vises til en eksempelsamling som er utgitt av den svenske ArtDatabanken (2012).

Økosystemfunksjonene danner grunnlaget for økosystemtjenester, og biologisk mangfold er nødvendig for å opprettholde økosystemfunksjonene (se figur 2.6 og figur 4.1). Biologisk mangfold og levende organismer er nødvendig for disse funksjonene og variasjonen i de levende organismene er viktig for å sikre stabilitet i økosystemer over tid og for å opprettholde/styrke økosystemenes evne til å møte ulike påvirkninger. Viktige økosystemfunksjoner er produksjon av organisk materiale (primærproduksjon), nedbrytning av organisk materiale og jorddannelse. Omfanget av økosystemfunksjonene (kvantiteten) og kvaliteten er bestemmende for potensialet for uttak eller opplevelser knyttet til økosystemtjenester. Velfungerende økosystemer har generelt større potensial for å kunne levere mange økosystemtjenester samtidig.

Samtidig pågår det en diskusjon om hvorvidt biologisk mangfold er en økosystemtjeneste i seg selv. De fleste studier ser på sammenhengen mellom enkelte deler av det biologiske mangfoldet og økosystemfunksjonene, mens biologisk mangfold som økosystemtjeneste i seg selv er studert i mindre grad. Det er imidlertid anerkjent at biologisk mangfold kan gi opplevelses- og kunnskapstjenester.

Fuglekikking, opplevelsen ved fritidsfiske og selve naturopplevelsen av det biologiske mangfoldet er eksempler på slike tjenester. Tabell 4.1 gir eksempler der arter gir grunnlag for økosystemtjenester i dag, men illustrerer også at biologisk mangfold i seg selv kan sees på som en forsikring som er nødvendig for produksjon av tjenester i fremtiden.

Levende organismer er en forutsetning for økosystemfunksjoner, men ikke alle økosystemfunksjoner er avhengige av et stort mangfold av organismer. Det finnes derfor økosystemtjenester hvor det er vanskeligere å påvise klare koblinger til artsmangfold. Videre kan noen elementer av biologisk mangfold virke negativt på økosystemtjenester, spesielt koblet til menneskelige sykdommer og skadeorganismer i landbruket (se bl.a. Cardinale mfl. 2012 og boks 2.9).

Figur 4.1 viser hvordan EUs arbeidsgruppe for kartlegging og vurdering av økosystemer og deres tjenester (MAES) ser for seg hvordan biologisk mangfold underbygger økosystemfunksjoner og økosystemtjenester gjennom seks dimensjoner: 1) forbedrer effektiviteten (f.eks. produksjon eller karbonopptak) i økologiske prosesser, 2) gir funksjonelle egenskaper som definerer artenes økologiske roller, dvs. hvilken funksjon de har i økosystemet 3) strukturerer leveområder og landskaper, 4) inneholder et genetisk mangfold som gir resiliens og genetiske ressurser, 5) gir artsrik-

Boks 4.1 Alle nivåer av biologisk mangfold er viktige

Som nevnt i kapittel 2 (se bl.a. figur 2.7) omfatter biologisk mangfold i følge definisjonen i biomangfoldkonvensjonen alle de tre nivåene genetisk mangfold, artsmangfold og økosystemmangfold. Når det gjelder det genetiske mangfoldet omfatter det all genetisk variasjon innen en art, herunder populasjoner av relativt like individer som f.eks. elgbestander og laksestammer. Mangfoldet er gjennom årtusener tilpasset levetilstandene i en gitt elv eller et bestemt område, og forvaltningen må derfor tilpasses dette mangfoldet og miljøforholdene.

Artsmangfoldet er gjerne den best kjente delen av biologisk mangfold, og det har vært mye fokus på truede arter og spesielle forekomster. Hva som er en akseptert art, og ikke bare en rase eller underart, er det imidlertid ofte diskusjon om blant biologer. I den senere tid har det vært en tendens til å splitte tidligere underarter i selvstendige arter, også som en følge av

bedre metoder for å skille disse på genetisk grunnlag. Det finnes også eksempler på at man gjerne vil heve disse til artsnivå for å få større oppmerksomhet i forvaltningssammenheng.

Når det gjelder det tredje og mest komplekse nivået, økosystemet, er det viktig å få fram at økosystemnivået er en del av det biologiske mangfoldet (slik det er definert i konvensjonen om biologisk mangfold). På økosystemnivået er det et finstilt og komplekst samspill mellom artene (og deres bestander, stammer og populasjoner) og mellom artene og de abiotiske (ikke-levende) faktorene, som jord (ofte med en stor andel biologisk materiale), berggrunn og klima. Det er altså ikke alt i økosystemet som er biologi, men det er helt avgjørende hvordan vi forvalter denne helheten og samspillet dersom vi skal ta vare på arter og genetisk mangfold også. Dette har gjort at man nå er mere fokusert på hvordan man forvalter økosystemnivået.

Tabell 4.1 Eksempler på hvordan ulike elementer av biologisk mangfold bidrar til økosystemtjenester og nytteverdier for menneskets helse og velferd

Elementer av biologisk mangfold	som økosystemtjeneste	som nytteverdi
Ville plante- og dyrearter som er i slekt med avlinger og husdyr	Kan bidra til å sikre matproduksjonen i dag og ved fremtidige klimaendringer, skadedyr og sykdommer	Matsikkerhet
Organismer som produserer kjemiske forbindelser som beskytter dem mot sine naturlige fiender	Kan bidra til å utvikle kjemiske forbindelser som kan brukes i legemidler og andre produkter (opsjonsverdi)	Større evne til å bekjempe sykdommer
Ville predatorer som beiter på skadeinsekter	Bidrar til å redusere skader på avlinger	Matsikkerhet og redusert helseskade gjennom mindre bruk av kjemisk plantevern
Ville pollineringsinsekter	Produksjon av blomster og matvarer, særlig frukt, bær og grønnsaker	Matsikkerhet
Store karismatiske virveldyr (fugler, pattedyr) og bemerkelsesverdige planter	Bidrar til estetisk opplevelse av skjønnhet, inspirasjon og kunnskap om naturen	Velvære og inspirasjon til de som verdsetter disse organismene
Truede arter	Opprettholdelse av biologisk og genetisk mangfold	Estetikk og opsjonsverdi og direkte nytteverdi (f.eks. genetiske ressurser og semi-naturlige arealer som habitat), avhengig av kontekst

Kilde: Omarbeidet etter Mace mfl. 2012

dom og 6) bidrar til biotiske interaksjoner i næringsnett. De tre dimensjonene til venstre i figuren kobler biologisk mangfold direkte til økosystemfunksjoner, mens de tre dimensjonene til høyre kobler biologisk mangfold både til økosystemfunksjoner og til økosystemtjenester som sådan. Figuren er den samme som figur 2.6, illustrert med eksempler.

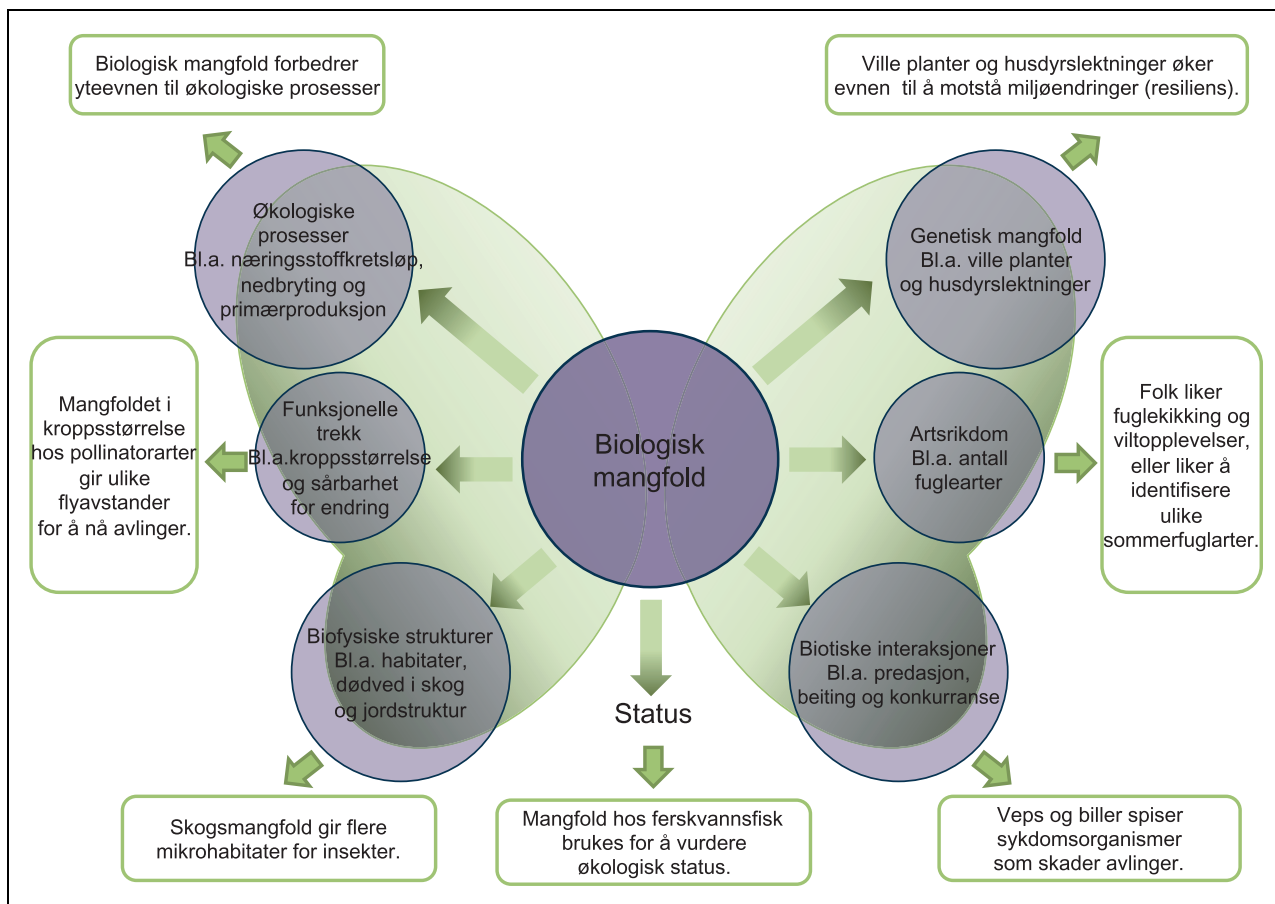
Erkjennelsen av at velfungerende økosystemfunksjoner er viktig for uttak av økosystemtjenester setter fokus på nødvendigheten av en god og langsiktig økosystemforvaltning. Dette er nødvendig for å sikre grunnlaget for at alle typer økosystemtjenester opprettholdes på lang sikt, inkludert reguleringstjenester og opplevels- og kunnskapstjenester (Maes mfl. 2013).

Artsgrupper og enkeltarter

Organismegrupper som utfører spesielle oppgaver i et økosystem kalles funksjonelle grupper. Organismene i en funksjonell gruppe er viktige i ulike økosystemfunksjoner, og de kan f.eks. produsere biomasse, pollinere, fiksere nitrogen, spre

frø, spise andre organismer, bryte ned organisk materiale, blande jord, eller endre økosystemene ved at arter koloniserer/ invaderer nye områder (TEEB 2010a). Funksjonelle grupper kan også defineres ut fra hvordan de responderer på endrete miljøforhold (Hooper mfl. 2005).

Innenfor en funksjonell gruppe kan det være noen arter som er mer vanlige eller tallrike enn andre arter. Slike tallrike arter kan dominere visse økosystemfunksjoner. Kunnskap om funksjonelle grupper og tilstanden til disse er derfor vesentlig når man skal vurdere økosystemfunksjonene (potensialet for økosystemtjenestene). Samtidig sikres viktige funksjoner i økosystemet ofte av mer sjeldne eller mindre åpenbare arter, f.eks. ved å bidra til pollinering og frøspredning som ofte er høyt spesialisert, ved at ulike insekter er spesialisert på ulike planter (Cox mfl. 1991). Et godt eksempel fra norsk natur er osp, som ikke er et dominerende treslag i norsk natur, men som likevel har mange økosystemfunksjoner, ikke minst som levested for hulerugende fugler, pattedyr, insekter og lav (Latva-Karjanmaa mfl. 2007). Sjeldne arter kan ha betydning bl.a. som økolo-



Figur 4.1 Biologisk mangfold, økosystemfunksjoner og økosystemtjenester.

Kilde: Maes mfl. 2013

gisk forsikring og ved tilpasning til raske endringer (Mouillot mfl. 2013).

Både vanlige og mer sjeldne arter som har spesielt stor betydning for økosystemfunksjonen kalles *nøkkelararter* (Power mfl. 1996). Tap av en nøkkelart vil ha vesentlig større konsekvenser for økosystemet som helhet enn tap av andre arter. Utryddelse av en nøkkelart er mer sannsynlig i økosystemer med lavt artsantall eller få funksjonelle grupper (Folke mfl. 2004). Den logiske begrunnelsen for dette er at det er liten sannsynlighet for at andre arter med tilsvarende funksjonell rolle i økosystemet kan «overta» rollen til den tapte nøkkelarten. Dette er spesielt relevant på nordlige breddegrader der artsantallet er en femtedel av det som finnes i tropisk regnskog (MA 2005b). Forsøk viser at både antall arter og antall funksjonelle grupper er avgjørende for omfanget av viktige økosystemprosesser (Reich mfl. 2001). Dermed er både antall arter, antall funksjonelle grupper og nøkkelararter viktige for økosystemtjenestene.

Det vil imidlertid også være slik at mennesker i en del sammenhenger reduserer mangfoldet for

å favorisere en eller noen få økosystemtjenester. Dette gjelder ikke minst for forsyningstjenester, både mat, fiber og bioenergi. Økosystemene blir da modifisert og tilrettelagt for bruk og høsting av en eller noen få arter, til dels monokulturer, og konkurrerende og skadelige arter vil bli aktivt bekjempet eller kontrollert. Dette vil ofte være resultatet av bevisste valg om bruk og forvaltning, og reflekterer gjerne at økologisk og økonomisk effektive løsninger kan være ganske ulike (se f.eks. Vedeld 1994). Det gjenværende biologiske mangfoldet vil imidlertid være viktig å opprettholde også i slike menneskepåvirkede økosystemer, og kan f.eks. styrke økosystemets produktivitet, stabilitet og robusthet for jordbruk, skogbruk, fiskerier og fiskeoppdrett.

Enkeltarter har stor betydning for gitte økosystemtjenester. Blåskjell er et eksempel på en tallrik art som både bidrar til å rense sjøvann (regulerende tjeneste) og som mat (forsynende tjeneste) (se f.eks. ArtDatabanken 2012). Et annet eksempel er torvmoser som har stor evne til å binde vann, og som på denne måten kan bidra til å redusere negative effekter av store nedbørsmeng-

der (ArtDatabanken 2012). Også arter som i dag er truet er viktig for økosystemtjenester, f.eks. kløverhumle for pollinering av kløver og ålegras som oppvekstområde for kysttorsk.

Artsantall

Kunnskapen om sammenhengen mellom artsantall, økosystemfunksjoner og tjenester utvikles raskt. Her gir vi en kort oppsummering av kunnskapsstatus våren 2013.

I 2012 oppsummerte Cardinale mfl. resultatene fra mer enn 600 eksperimentelle forsøk som testet sammenhengen mellom *artsantall* og hvor stor betydning dette har for økosystemfunksjonene. Potensialet for uttak av økosystemtjenester avhenger av «vitaliteten/ produksjonen» til økosystemfunksjonene. Basert på denne forskningen oppsummerer artikkelen seks generelle trender. De presiserer imidlertid at det finnes unntak knyttet til alle trendene.

- Produksjon av *biomasse* reduseres når antallet gener, arter og funksjonelle grupper reduseres. For *nedbrytning* av organisk materiale har man samme observasjon, men en noe svakere sammenheng.
- Høyt artsmangfold øker *stabiliteten* i økosystemfunksjonene over tid. Særlig produksjon av biomasse er tatt fram som eksempel på dette. For eksempel når et eng-økosystem har mange arter, vil ulike arter bidra til produksjonen når klimaet endrer seg gjennom sesongen eller over år (Hector mfl. 2010). Dette er fordi noen arter er tilpasset tørke, mens andre er tilpasset våtere miljø. Et økosystem med færre arter, vil i mindre grad kunne opprettholde en stabil produksjon.
- For gitte økosystemfunksjoner har artsmangfold en ikke-lineær sammenheng med økosystemfunksjonen. I de fleste tilfellene vil et gradvis tap av arter føre til en moderat negativ nedgang i økosystemfunksjonen inntil man når en terskelverdi og/eller et vippepunkt, hvor økosystemfunksjonen bryter sammen med ytterligere artstap (Folke mfl. 2004).
- Økosystemer med høyt mangfold av arter er mer *produktive*, dvs. de har et mer effektivt ressursopptak. Dette er vist både for terrestre og akvatiske planter (Tilman mfl. 1996 og Ptačnik mfl. 2008). Nøkkelararter og andre arter bidrar grovt sett med 50 pst. hver til produksjonen.
- Tap av et trofisk nivå i et næringsnett (næringskjede) er mer alvorlig enn tap av diversitet innen en trofisk gruppe. For eksempel vil tap av toppredatorer (rovdyr) kunne føre til økte

mengder plantespisere som dermed spiser mer planter. Dette tapet av plantebiomasse kan være minst like stort som når plantene erstattes av monokulturer.

- *Funksjonelle egenskaper* (eks. nitrogenfiksering, tørketoleranse, frosttoleranse, pollinatorer) har stor betydning for økosystemfunksjonene. Effekten av tap av funksjonelle egenskaper avhenger av hvilke egenskaper som tapes.

Cardinale mfl. (2012) peker også på noen nye erkjennelser, som ennå ikke er godt nok studert. Disse sammenhengene vil bli studert fremover. Bl.a. er det indikasjoner på at tap av artsmangfold gir tap av primærproduksjon i samme størrelsesorden som tørke, UV-stråling, klimaendringer, ozon, forsuring, økt CO₂-nivå, branner og enkelte former for forurensning med næringsstoffer. Videre tyder studier på at effektene av tap av artsmangfold øker over tid, og at opprettholdelse av mange økosystemtjenester samtidig krever høyere artsmangfold enn opprettholdelse av bare én tjeneste. Til slutt pekes det på at man kan bidra til prediksjon av effektene av tap av arter ved å se på evolusjonær historie.

I 2012 og tidlig 2013 kom det også to større artikler som har studert sammenhengen mellom biologisk mangfold og økosystemtjenester på store arealer. Gamfeldt mfl. (2013) brukte data fra den svenske landskogtakseringen (4500 transekter) til å studere sammenhengen mellom antall trearter og mengden tilgjengelig økosystemtjenester. Studien viser at skog med flere trearter kan yte et bredere sett med økosystemtjenester og hvordan dette bl.a. bør påvirke sammensetningen av produksjonsskog. De fant at i skog med 5 trearter var produksjonen av trebiomasse 54 pst. høyere, karbonlager i jord 11 pst. høyere, blåbærproduksjon 45 pst. høyere, potensiale for hjorteviltproduksjon basert på mengden tilgjengelig beiteplanter 20 pst. høyere, artsrikhet i bunnvegetasjonen 31 pst. høyere og dødvedmengden høyere enn i skog med kun ett treslag. Det er tatt hensyn til ulikheter i næringsstoffinnhold i jord, klima og skogens alder i disse beregningene. De påpeker at forvaltning av produksjonsskog bør tilstrebe flere treslag for å kunne realisere flere økosystemtjenester samtidig.

En gjennomgang av økosystemtjenester i de vernede Natura 2000-områdene i Europa, viste at områder med en god tilstand innehar mer biologisk mangfold enn områder med en dårlig tilstand, og at disse områdene hadde et høyere potensial for å levere økosystemtjenester. Det var særskilt regulerende tjenester og opplevelsese-

kunnskapstjenester som favoriseres av god tilstand (Maes mfl. 2012a).

Motsatt vil noen økosystemtjenester i mindre grad la seg påvirke av artstap på kort sikt av flere grunner (Hooper mfl. 2005), bl.a. fordi et økosystem kan inneholde flere arter som har lignende eller nærmere identiske roller i økosystemprosessen (det vil si at økosystemet har *artsredundans*). Økosystemfunksjoner kan opprettholdes selv om noen arter går tapt fordi andre arter tilsynelatende kan fylle samme rolle. Det kan også være slik at de tapte artene kan ha forholdsvis liten kjent betydning i en økosystemprosess, eller at de biotiske bidragene til en gitt økosystemfunksjon er forholdsvis mindre enn bidraget fra abiotiske økosystemprosesser (dvs. økosystemfunksjonen er primært kontrollert av abiotiske forhold). Vi vet imidlertid ikke hvor grensene går for at økosystemfunksjonene kan opprettholdes, og det kan være ukjente samspillseffekter mellom arter som i dag ser ut til å fylle tilnærmet samme roller, og det er derfor viktig å opprettholde arts mangfoldet i så stor grad som mulig.

Det finnes flere veldokumenterte eksempler på at menneskeskapte endringer i et økosystem har ført til negative endringer for produksjon av økosystemtjenester (Hooper mfl. 2005). Slike endringer er enten vanskelige, kostbare, eller rett og slett umulig å gjenopprette i etterkant med tekniske løsninger. Drenerte våtmarker krever f.eks. store investeringer for å gjenopprette områdets evne til økosystemtjenesten flomdemping og habitat for trekkfugler og vadefugler.

De ulike delene i økosystemene er tett sammenvevd, og de ulike elementene er avhengig av hverandre. Dette medfører at naturen er svært kompleks og det er vanskelig å forutsi hvilke konsekvenser forstyrrelse og påvirkning vil få. Ofte vil det ikke være kjent hvilke arter og deler som henger sammen og som er kritiske for ulike funksjoner og hvordan nøkkelarter kan påvirkes av faktorer som inngår i viktige og ikke alltid synlige sammenhenger. Eksempler på dette knyttet til faktorer som påvirker humlers og biers pollinering av blomster og frukt, er presentert i boks 4.2, med referanser fra Darwin og fram til i dag.

Boks 4.2 Viktige og ikke alltid synlige sammenhenger – bier og pollinering

Charles Darwin (1859) beskrev i sitt grunnleggende verk om artenes opprinnelse hvordan dyr og planter på ulike måter og på ulike nivåer er bundet sammen i et nett med komplekse interaksjoner. Dette var et tidlig bidrag til erkjennelsen av viktige økologiske sammenhenger i naturen. I et kjent eksempel beskriver han en positiv sammenheng mellom tettheten av katter og mengden og sammensetningen av blomster i England. Han forklarer dette utførlig med hvordan bestemte blomster (spesielt kløver) bare bestøves av humler, hvordan humleredene blir ødelagt av mus, og hvordan musene blir spist av katter. Han påpekte at vi kan møte særtrekk i naturen vi vanskelig kan se på forhånd, og at vi derfor bør være føre var og skaffe oss best mulig kunnskap om økologiske sammenhenger av ulike slag.

Rachel Carson (1962) trakk også fram bier og pollinering for å illustrere viktige økologiske sammenhenger i sin kjente bok «Den tause våren» om virkninger på naturen av kjemikalier og pesticider. I et eksempel beskriver hun hvordan kjemikalier skader biene og hvordan manglende pollinering fører til at vi ikke får epleblomstring og heller ingen frukt. Hun viste også

at fjerning av en art kan føre til uønskede effekter mange steder i økosystemene, og at dette kan gå utover både mangfold, naturglede og produksjon.

Bier og pollinering som er sårbare for ytre påvirkning illustrerer at det er mange viktige og komplekse økologiske sammenhenger som spiller inn, og dette må tas hensyn til dersom insektmangfoldet og pollineringstjenesten skal sikres over tid. En nyere svensk studie (Jansson og Polasky 2010) viser f.eks. hvordan byplanlegging i Stockholm bør ta hensyn til at pollinering utøves både av enslige bier og av svermer. De viser at en skånsom byutvikling kan sikre nødvendige leveområder for biene i både naturlige, jordbrukspregede og urbane økosystemer, og dermed sikre pollinering av både jordbruksavlinger og ville planter også fremover i tid. Det er imidlertid en rekke faktorer som påvirker økosystemene som bier lever i og dermed deres evne til å pollinere. Vi vil komme tilbake til dette i omtalen av pollinering som økosystemtjeneste. Situasjonen kan f.eks. tyde på en alvorlig nedgang av bier i Sverige, med bl.a. store konsekvenser for pollinering av rødkløver (Bommarco mfl. 2011).

Bevaring av et størst mulig biologisk *mangfold* kan dermed ses på som livets egen forsikring, hvor det er viktig ikke å ødelegge eller fjerne deler som kan vise seg kritiske under endrede miljøforhold og hvor ulike deler kan gi viktige økosystemtjenester i fremtiden. Den genetiske variasjonen er en forsikring for artene, slik at de kan bestå over tid og under varierende miljøforhold. Mangfoldet av arter er vesentlig for at de naturlige økosystemene skal kunne fungere og bestå, og variasjonen av økosystemer er en forsikring for en fremtidig bærekraftig utvikling for menneskene. Ulike faglige sider ved denne forsikringshypotesen blir bl.a. diskutert av Yachi og Loreau (1999) i deres vurdering av biologisk mangfold og økosystemproduktivitet i et fluktuerende miljø. Artssammensetning påvirkes av endringer over tid, og Dullinger mfl. (2013) hevder f.eks. at et den langvarige påvirkningen på arters leveområder i Europa kan true en rekke arter selv om bevaringstiltak settes i gang.

Et område hvor mangfoldet er særlig stort og viktig er jordbiologi, hvor et gram jord kan inne-

holde opptil 10 mrd. bakterier, 10 000 «arter» og 15 km sopphyfer. Dette mangfoldet bidrar til at økosystemene blir mer robuste mot påvirkninger av ulike slag, noe som er viktig bl.a. for jordøkosystemenes evne til å sikre matproduksjon. Det er imidlertid fortsatt enormt mange sammenhenger man ikke kjenner til eller har tenkt seg til eller forstått, og det er mange arter og funksjoner i jorda som kan være viktige uten at vi er klar over det. Også jord utsettes for en rekke påvirkningsfaktorer, herunder klimaendringer og forurensning. Endringer i jordsmonnets sammensetning kan dermed uten at vi vet det, påvirke evnen til bl.a. grunnleggende luftrensing, klimaregulering og vannrensing.

Mengden av artene

Mengden av arter, i form av antall individer eller biomasse, har betydning for kvantiteten til ulike økosystemfunksjoner og dermed potensialet for uttak av økosystemtjenester. Dette er åpenbart når vi omtaler forsynende tjenester som marin

Boks 4.3 Nøkkelarter – raudåte – Norges viktigste dyr



Figur 4.2 Tre sentrale arter av hoppekreps i norske havøkosystemer, feitåte, ishavsåte og raudåte (nederst). Raudåte er kanskje Norges viktigste dyr. Alle arter påvirkes av klimaendringer.

Foto: Janne Søreide

En milliliter vann kan inneholde mange tusener av planktonalger, og biomassen (vekten) av dem i havet er mange ganger større enn biomassen av all fisk. Planteplanktonet er grunnlaget for så

å si alt liv i havet. De beites i stor grad av dyreplankton, der særlig hoppekrepsene er viktige. Den dominerende av artene av dyreplankton, *raudåte* (*Calanus finmarchicus*) er med god grunn kalt Norges viktigste dyr, og den er trolig den mest tallrike dyrearten på kloden. Raudåte er det vi kaller en *nøkkelart* fordi den er essensiell føde for fisk som sild, lodde og yngel av mange fiskearter, og de små fiskene spises igjen av større fisker som torsk. Fisk utgjør næringsgrunnlaget for sjøfugl, sjøpattedyr som sel og hval. På toppen av denne *næringspyramiden* befinner isbjørnen – og mennesket – seg.

I takt med at havet blir varmere synes raudåte å avta kraftig i Norskehavet, og i noen grad flytte seg nordover i Barentshavet der de erstatter andre og større arter. Dette får store konsekvenser for hele det marine økosystemet, og dermed også for grunnleggende livsprosesser. Raudåte er kritisk for en rekke forsyningstjenester, ikke minst sjømat. Arten kan også bli et viktig grunnlag for nye produkter, bl.a. innen medisin, matvaretilsetning, kosttilskudd, kosmetikk og bekjemping av lakselus og som spesialfôr til marint yngel.

Kilder: Havforskningsinstituttets temasider, se <http://www.imr.no/temasider/plankton/dyreplankton/raudate/nb-no>, Solhaug 2010 og Frederiksen mfl. 2013.

fisk, tømmer, vilt. For øvrige økosystemtjenester er dette lite studert, men intuitivt er det åpenbart. For eksempel vil volumet av trær i skog være av stor betydning for lagring av karbon over bakken.

4.3 Drivkrefter og påvirkningsfaktorer og norske økosystemer

Teknologisk utvikling og økonomisk vekst har redusert fattigdommen og skapt grunnlag for velstand og velferd i mange land. Dette gjelder i stor grad også i Norge, som i dag opplever en meget høy levestandard med bl.a. betydelig økonomisk handlefrihet og høy sysselsetting.

Sammen med høy befolkningsvekst har økonomisk vekst økt menneskenes samlede belastning på miljøressursene, og dagens forbruks- og produksjonsmønstre utsetter økosystemene for ulike former for press som påvirker naturmangfoldet og økosystemenes evne til å levere økosystemtjenester. Gjennom FN har verdenssamfunnet samlet seg om at hovedutfordringene for en bærekraftig utvikling er internasjonal fattigdom, tap av biologisk mangfold, klimaendringer og spredning av miljøgifter. I dette kapitlet skal vi se nærmere på utviklingen i en del viktige drivkrefter i Norge, og deretter på en del viktige påvirkningsfaktorer¹. Betydningen av de ulike påvirkningsfaktorene for de forskjellige økosystemene blir omtalt under gjennomgangen av økosystemene senere.

Globale og regionale studier har identifisert flere viktige drivkrefter som påvirker verdens økosystemer og biologiske mangfold (se f.eks. CBD 2010, EEA 2010a, MA 2005a, b og c, OECD 2012 og UNEP 2012b), bl.a.:

- Befolkning og demografi, herunder befolkningsvekst, urbanisering og aldersfordeling
- Økonomisk aktivitet og økende velstand, herunder produksjonssammensetning og forbruksmønstre (inklusive bl.a. arealbruk, transportbehov, utslipp og avfall), fordeling, globalisering og handelsrammeverk

¹ Skillet mellom drivkrefter og påvirkningsfaktorer er ikke alltid klart, og forhold som omtales som en påvirkningsfaktor (eller pressfaktor) ett sted kan omtales som en drivkraft i andre kilder. Mange aktiviteter vil kunne være begge deler, f.eks. energiproduksjon og transport. Vi har valgt å omtale faktorer som påvirker økosystemene direkte som påvirkningsfaktorer, og forhold som er mer underliggende som drivkrefter. For en omtale av ulike diskurser rundt drivkrefter og påvirkningsfaktorer som påvirker biologisk mangfold kan det vises bl.a. til Svarstad mfl. (2008).

- Teknologisk utvikling, herunder energi-, material- og miljøeffektivitet med tilsvarende reduksjon i forbruket av energi, råstoffer og miljøbelastning pr. produsert enhet.
- Ulike kulturelle og sosiale faktorer.

Befolkningsveksten og veksten i forbruk pr. innbygger er sterke underliggende drivkrefter for økt totalproduksjon og miljøbelastning. Innen 2050 ventes det at jordas befolkning vil øke fra 7 mrd. til over 9 mrd. og verdens økonomiske aktivitet forventes å bli nesten firedoblet. Dette vil bidra til økende etterspørsel etter energi og naturressurser (OECD 2012). Denne veksten vil være ulikt fordelt på land og regioner, men vil sammen med ulike demografiske endringer og høyere kjøpekraft og levestandard kunne få en betydelig konsekvens for miljøet. For å sikre matforsyningen til en voksende befolkning med endrede kostholdspreferanser og økt betalingsevne er det f.eks. ventet at samlet jordbruksareal globalt vil utvides i løpet av det neste tiåret, men med avtakende hastighet.

Videre er teknologien avgjørende både for hvilke mengder varer og tjenester som kan stilles til rådighet, og for hvilke miljøvirkninger produksjonen har. En verdensøkonomi som er fire ganger større enn dagens anslås f.eks. å ville bruke bare 80 pst. mer energi i 2050. Uten en omlegging av politikken vil andelen fossile brenslere fortsatt utgjøre rundt 85 pst. av energitilførselen (OECD 2012).

Mye kan sies om sammenhengen mellom presset på naturen og de underliggende drivkreftene bak dagens økonomiske system og det sterke fokuset på produksjonsøkning, inntekts- og forbruksvekst som preger store deler av verden, inklusive Norge. Dette er et stort og komplisert tema som utvalget har valgt å ikke gå inn på i detalj. Nedenfor presenterer vi likevel noen grunnleggende drivkrefter vi ser fører til et økende press mot norske økosystemer og deres evne til å levere økosystemtjenester. Drivkreftene vi opplever i Norge vil også påvirke andre lands økosystemer, bl.a. gjennom norsk forbruk. Dette kommer vi tilbake til i kapittel 6.

4.3.1 Grunnleggende drivkrefter

De generelle drivkreftene som er identifisert i globale og regionale studier vil i all hovedsak også gjelde for norske økosystemer og for deres evne til å levere økosystemtjenester.

Befolkning og demografiske forhold

Befolkningsutviklingen spiller en viktig rolle både for tilbuds- og etterspørselssiden i en økonomi, ved å gi grunnlag for arbeidsstyrken som kan bidra til verdiskapende arbeid og ved å bestemme etterspørselen etter varer og tjenester. Norges befolkning har vokst fra 2 mill. mennesker i år 1890 til 3 mill. i 1942 og til 5 mill. mennesker i 2012. Det er ventet at befolkningen vil vokse videre til rundt 6 mill. i 2030 og 6,9 mill. i 2060 (figur 4.3). Det er imidlertid knyttet stor usikkerhet til disse beregningene, og spesielt gjelder dette anslagene for innvandringen. Befolkningsvekst vil føre til økt produksjon og forbruk, men virkningene på norske økosystemer vil avhenge av bl.a. vekstens omfang og sammensetning. *Urbaniseringen* spiller også en sentral rolle, og det er ventet at utviklingen i retning av en stadig mer sentralisert bosettingsstruktur vil fortsette.

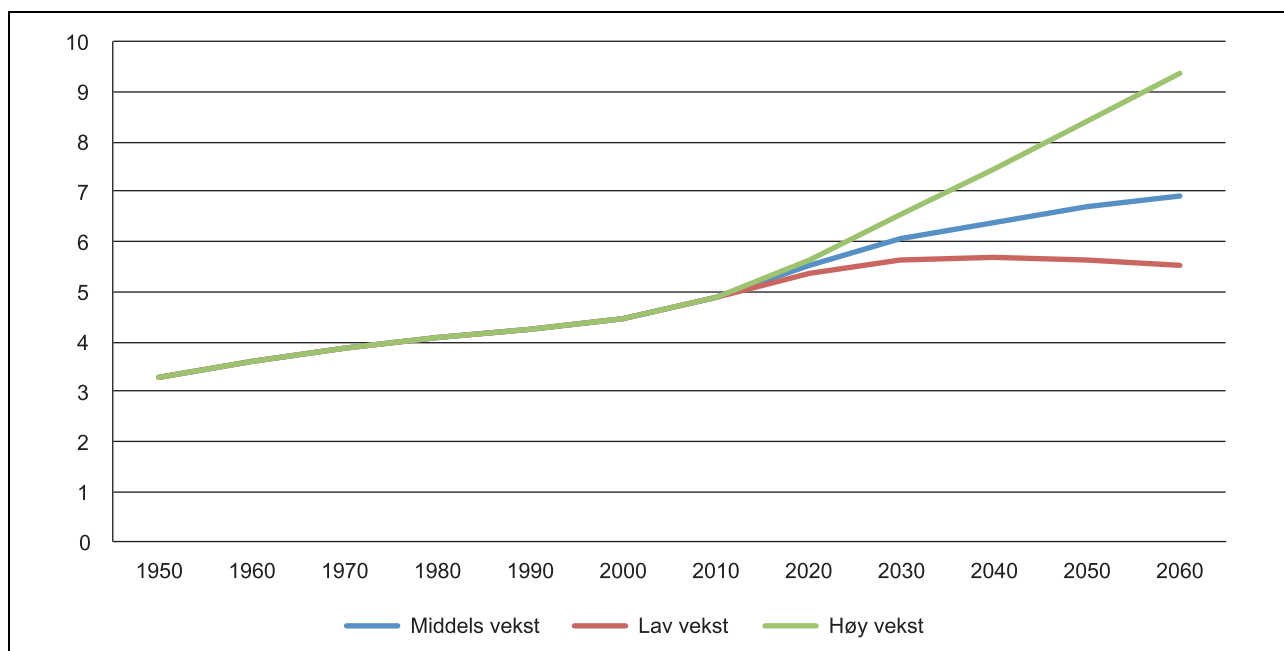
Den samlede befolkningsveksten i Norge vil øke den samlede etterspørselen etter økosystemtjenester basert på økosystemer både i Norge og i andre land. Økt befolkning i byer og tettsteder vil øke etterspørselen etter arealer i disse områdene, og vil ventelig øke etterspørselen etter økosystemtjenester som er viktige for en mer urban befolkning. Eksempler på dette kan være muligheter for friluftsliv og rekreasjon i og rundt byer og bruk av naturelementer for å håndtere avrenning og mer ekstremvær.

Produksjon, forbruk, energibruk og transport

Bruttonasjonalproduktet (BNP) viser den økonomiske verdien av alt som produseres i et land, og BNP per innbygger brukes ofte som et mål på økonomisk velstand. Norges BNP i faste 2005-priser har vokst fra rundt 100 mrd. kr i året rundt 1920, til rundt 500 mrd. kr i 1966, og til noe over 2 000 mrd. kr i 2011. Målt i 2011-priser var BNP per innbygger ca. 550 000 kr i 2011, og det er bare Luxembourg som ligger høyere i Europa når en justerer for ulikheter i prisnivå mellom landene. Husholdningenes *forbruk* har også vokst kraftig, og er tredoblet siden 1958, målt i faste priser. Figur 4.4 viser utviklingen i BNP og privat forbruk per innbygger målt i faste 2005-priser i perioden 1970 til 2012. Det er forventet at både produksjon og forbruk fortsatt vil vokse fremover².

Økonomisk vekst og befolkningsvekst påvirker miljøet og økosystemene bl.a. gjennom hvordan de enkelte varene og tjenestene produseres og gjennom omfanget og sammensetningen av produksjon og forbruk. Sammensetningen av norsk forbruk har endret seg over tid i takt med økte inntekter og høyere materiell levestandard, i retning av en større andel tjenester og en mindre andel varer. Det vil imidlertid være påvirkninger

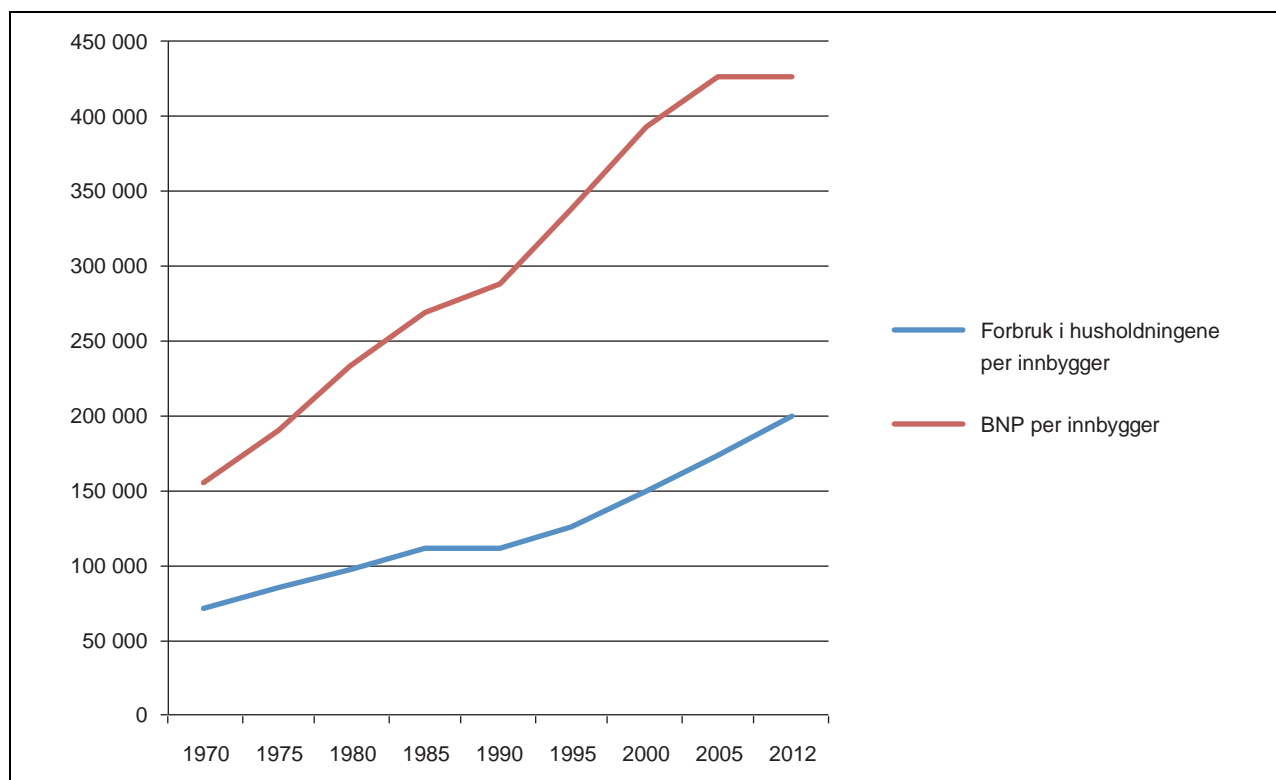
² Se f.eks. SSBs nettsider (<http://www.ssb.no/nasjonalregnskap-og-konjunkturer>) om konjunkturtendensene for Norge og utlandet.



Figur 4.3 Folkemengden i Norge 1950–2060.

Tabellen angir antall i mill., med fremskrivninger for perioden 2010 – 2060 ved lav, middels og høy befolkningsvekst

Kilde: Statistisk sentralbyrå



Figur 4.4 Bruttonasjonalprodukt per innbygger og forbruk i husholdningene per innbygger 1970–2012. Faste 2005-priser.

Kilde: Statistisk sentralbyrå

på naturen både fra varer og tjenester, og i en del sammenhenger vil det være påvirkninger både på økosystemene og på menneskers helse direkte (f.eks. miljøgifter). Norske husholdningers forbruk av bolig, mat og transport har spesielt store miljømessige konsekvenser. Også forbruk som utgjør en liten andel av husholdningsbudsjettet kan ha alvorlige miljøkonsekvenser. For eksempel inneholder medisiner, tekstiler, kosmetiske produkter og andre av hverdagslivets kjemikalier stoffer som virker inn og skader biologisk mangfold og økosystemer (se f.eks. AMAP 2009 om miljøgifter i Arktis). Næringenes betydning endrer seg også over tid, noe som gjenspeiles i inntektsmuligheter, ressursbruk og miljøpåvirkninger. Oljevirkosomheten utgjør nå om lag en firetedel av BNP, mens denne næringen ikke eksisterte i Norge i 1970. Fiskeoppdrett er også en næring som ikke eksisterte i Norge i 1970 og som i dag har stor nasjonaløkonomisk betydning. Jordbruk og industri har mindre andeler av BNP i dag enn for 30 år siden, mens de tjenesteytende næringene, som f.eks. databehandling og helsetjenester, betyr mer. Internasjonale utviklingstrekk spiller en betydelig rolle for norsk produksjonsmønstre, ikke minst gjennom endringer i verdensmarkedspriser på varer Norge kan tilby (f.eks. energi,

sjømat, trevirke og mineraler) og gjennom endret etterspørsel etter disse varene.

I omtalen av de enkelte økosystemene kommer vi tilbake til næringer og sektorer som i særlig grad påvirker dem. To sektorer skiller seg imidlertid ut ved å påvirke mange økosystemer - energisektoren og transportsektoren. *Energiproduksjon og energibruk* står for viktige påvirkningsfaktorer for økosystemene, både direkte gjennom infrastruktur for produksjon og distribusjon, og mer indirekte ved at produksjon og forbruk av fossil energi gir forurensende utslipp til luft. Norges energibruk har økt som følge av økt økonomisk virksomhet, og f.eks. har den samlede innenlandske energibruken (utenom energisektorene) økt fra 604 PJ i 1976 til 872 PJ i 2007. Energiforbruket, og dermed også utslipp fra energibruk, i forhold til verdiskapning går imidlertid ned bl.a. på grunn av teknologiutvikling.

Innenfor energisektoren vil sammensetningen av energibruken og energiproduksjonen bestemme hvilke økosystemer som påvirkes mest og hvordan. Virkninger på store arealer er et fellestrekk for de energiprojektene som er mest aktuelle det nærmeste tiåret, utbygging av vannkraft og vindkraft³, økt bruk av bioenergi og bygging av nye nettforsindelser (se f.eks. Energiut-

redningen (NOU 2012: 9)). Tilgangen på bioenergi vil være avhengig av økosystemenes produksjonsevne, særlig i skog og jordbruksareal og på lenger sikt også i havet og kystsonen. Bruk av bioenergi som et klimatiltak vil ofte være en avveining mellom ulike økosystemtjenester, f.eks. i etablering av ny produksjonsskog og gjødsling av eksisterende skog sett i forhold til bevaring av biologisk mangfold, rekreasjon og stedsidentitet. Energiutredningen drøfter ulike perspektiver og mulige utviklingsbaner for produksjon og etterspørsel av energi i Norge. Den planlagte utbyggingen av fornybar energi og nettforbindelser vil trolig bli den største påvirkningen knyttet til arealendringer i Norge i de kommende tiår.

Både *veier og jernbanespor og trafikken* på dem fører til tap og/eller forringelse av leveområder for planter og dyr gjennom støy, støv, nedbygging og barrierevirkninger, og transportinfrastrukturen fører i tillegg til nedbygging og fragmentering av arealer. Bygging, drift og vedlikehold av transportanlegg medfører forurensning og spredning av fremmede arter. Sjøtransport medfører spredning av fremmede arter gjennom ballastvann og begroing på skip. Økt saltbruk på veinettet har gitt redusert vannkvalitet i flere innsjøer og ført til skader på vegetasjon og veinett. Transportsektoren står for rundt 30 pst. av Norges klimagassutslipp, og er sektoren med raskest voksende utslipp. I byene er biltrafikken den dominerende kilden til støy og luftforurensning. I vinterhalvåret opplever flere byer helseskadelige forurensningskonsentrasjoner langt over forurensningslovens grenseverdier.

Transportveksten i Norge har vært formidabel de siste årene, fra 1980 til 2011 har persontransporten vokst med over 85 pst. målt i antall personkm. Det er de individuelle og raske transportmidlene som vokser mest, – flytransport har økt med 225 pst. og transport med personbil med 95 pst. Transport av gods målt i tonnkm er doblet i samme periode, og transport av gods på vei har økt med over 220 pst. Imidlertid har kjøretøyene blitt mer energieffektive, og utslippene av CO₂ fra veitransport har «bare» økt med noe over 75 pst. Ny og renere kjøretøyteknologi har også ført til at utslipp av andre forurensende stoffer har blitt til dels betydelig redusert. Transportveksten er forventet å fortsette fremover, se f.eks. Nasjonal

transportplan 2014–2023 (Meld. St. 26 (2012–2013)).

Også aktiviteter i *primærnæringene* innebærer betydelig påvirkning på norske økosystemer, både innen jordbruk, skogbruk, fiskerier og fiskeoppdrett. Dette vil vi komme tilbake i omtalen av ulike påvirkningsfaktorer. Her vil internasjonale utviklingstrekk, ikke minst internasjonale råvarepriser og handelsregimer, spille en viktig rolle sammen med norsk politikk og virkemiddelregimer for disse næringene. Vi vil i kapittel 5 komme tilbake til hvordan disse næringene er avhengige av økosystemene i sin produksjon av mat og andre viktige samfunnsgoder.

Norge produserer også stadig mer *avfall* som følge av økt økonomisk aktivitet, og fra 1995 har årlig avfallsmengde økt med over 30 pst. Mye av avfallet går til materialgjenvinning eller energiutnyttelse, men det er allikevel et betydelig ressursbruk og stor miljøpåvirkning knyttet til disse avfallsmengdene.

Teknologiutvikling

Teknologisk utvikling har ført til at norsk økonomi er blitt mer ressurseffektiv, mer produseres med samme ressursinnsats og ulike former for utslipp per produsert enhet har også gått ned. I andre sammenhenger bidrar teknologi med nye løsninger for å møte menneskelige behov, og kan erstatte eller redusere bruken av mer miljøskadelige løsninger. For eksempel kan video- og telefonkonferanser erstatte flyreiser og dermed gi redusert miljøbelastning fra møteaktivitet. Mye teknologi som i praksis fører til økt påvirkning på miljøet blir også utviklet, enten gjennom at teknologien i seg selv påvirker miljøet, eller ved at teknologien øker produksjon av varer og tjenester som påvirker miljøet negativt. Teknologi kan f.eks. åpne for bruk av økosystemer som tidligere har vært lite utnyttet, slik vi har sett en utvikling av fartøyer og utstyr som kan fiske på stadig dypere vann. Det er ikke aktuelt å gi noen bred gjennomgang av teknologiutvikling og mulig påvirkning på norske økosystemer, men omtalen under illustrerer noen aktuelle utviklingstrekk.

De siste tiårene har vist en økende interesse for teknologi knyttet til utnyttelse av biologiske ressurser, som kan ha store og noen ganger lite kjente langsiktige virkninger på økosystemer. Et eksempel på dette er utviklingen av *genmodifiserte organismer*, hvor en stor andel av arealene med økonomisk viktige avlinger globalt sett dyrkes med genmodifiserte sorter. Det letes også etter nye måter å utnytte biologiske ressurser på, f.eks.

³ Flere former for fornybar energi, herunder vannkraft og vindkraft, er knyttet til viktige fysiske prosesser i økosystemene. Disse defineres imidlertid ikke som økosystemtjenester og omtales derfor ikke her.

ved bruk av alger til mat og bioenergi, og dette kan på sikt gi lønnsomme og viktige økosystemtjenester og vesentlige konsekvenser for økosystemene. Slike problemstillinger tas opp innenfor bioøkonomi. Det pågår også en betydelig utvikling innen bl.a. *nanoteknologi* (se f.eks. Wickson mfl. 2010) for en omtale av utfordringer) og *syntetisk biologi* (se f.eks. Bioteknologinemnda 2010), hvor det også er viktig å vurdere hvilke konsekvenser dette kan få for økosystemer og økologiske funksjoner på sikt.

Ulike former for teknologi som er rettet mot å redusere klimaendringene kan også påvirke økosystemene både positivt (bl.a. gjennom reduserte utslipp) og negativt (bl.a. gjennom arealbruk og forurensning). Eksempler på dette er teknologi knyttet til økt bruk av fornybar energi og til økt karbonlagring i ulike økosystemer. Som en del av dette pågår også utvikling av teknologi rettet mot storskala påvirkning av økosystemer for å minske utslippet av klimagasser eller redusere påvirkningen av klimaendringer. Dette betegnes som *geo-engineering*, og omfatter f.eks. forslag om havgjødsling for å øke opptaket av klimagasser i havet og utslipp av partikler for å øke refleksjonen av solstråler. Dette er kontroversielle forslag til tiltak som har som mål å påvirke klimaet og som også kan påvirke økosystemer negativt i stor grad.

4.3.2 Viktige påvirkningsfaktorer for norske økosystemer

Både globalt og for Norge er det arealinngrep, arealbruksendringer, klimaendringer, spredning av fremmede arter, overbeskatning og forurensning som medfører tap av biologisk mangfold og forringelse av økosystemer. For mer informasjon om de ulike påvirkningsfaktorene kan det vises bl.a. til CBD (2010) for en omtale av situasjonen globalt, NOU 2004: 28 for en omtale av situasjonen for Norge generelt og Kålås mfl. (2010b) og Lindgaard og Henriksen (2011) for en omtale av miljøforhold og påvirkninger for truede arter og naturtyper spesielt. Det kan også vises til Nybø (2010) som diskuterer Norges biologiske mangfold i et globalt og europeisk perspektiv. Bak påvirkningsfaktorene ligger drivkreftene som ble diskutert over, som igjen reflekterer bl.a. ulike samfunnsbehov, næringsinteresser og politiske prioriteringer.

Når økosystemer påvirkes og når bestander av arter har negativ utvikling, kan det i mange tilfeller være vanskelig å identifisere en enkelt årsak. Ofte er det flere faktorer eller samvirkende effekter som er årsaken. Effekten av en enkelt påvirkningsfaktor kan være liten, men den samlede

belastningen av flere påvirkninger kan i enkelte tilfeller være større enn summen av enkeltfaktorene (se bl.a. Kålås mfl. 2010b). Mangelfull eller feilslått forvaltning og påvirkning av særlig viktige elementer i økosystemene kan også forsterke dette. Eksempler på aktuelle sammenhenger er at fremmede arter lettere kan etablere seg i områder som er ustabile på grunn av menneskeskapt arealpåvirkninger, klimaendringer gjør det lettere for fremmede arter å spre seg, endringer i klima kan påvirke skadeomfang av giftige stoff osv. Det er liten kunnskap om slike samvirkende effekter, noe som gjør at det kan være vanskelig å identifisere årsak og dermed også vanskelig å iverksette effektive forvaltningstiltak i tide.

Det europeiske miljøbyrået (EEA 2010a) viser til at det meste av den negative påvirkningen skyldes økende bruk av naturressurser for å tilfredsstille dagens produksjons- og forbruksmønstre. Miljøbyrået viser til at det har det skjedd positive ting innen ressurseffektivitet og utslipp, men at den samlede belastningen fortsatt er stor og at dette har negative konsekvenser for europeiske økosystemer og jordressurser og for befolkningens helse og velferd. Klimaendringer fremheves som en særlig viktig trussel også for Europa, med potensielt store negative konsekvenser både for økosystemer, vannressurser, jordressurser og menneskelig helse.

Nedenfor presenteres status og utviklings-trekk for de viktigste påvirkningsfaktorene norske økosystemer utsettes for. For en nærmere omtale av virkningsmekanismene til de ulike påvirkningsfaktorene kan det vises til Kålås mfl. 2010b.

Arealinngrep og arealbruksendringer

Økt økonomisk aktivitet fører som regel med seg økt bruk av areal, bl.a. til transportinfrastruktur, energiproduksjon, bolig- og næringsbygg, og til vekst i byer og tettsteder. Utbygd areal utgjør nå rundt 2 pst. av det norske landarealet⁴. Nedbygging og bruksendring av arealer antas å være den største trusselen mot biologisk mangfold i Norge (se bl.a. Kålås mfl. 2010b). Enhver endring i arealbruk påvirker det biologiske mangfoldet på stedet i større eller mindre grad, og dette kan påvirke både enkeltelementer og økologiske funksjoner. For åpent lavland kan f.eks. intensivering av driften ved gjødsling eller pløying føre til en betydelig og langvarig reduksjon av det biologiske mangfoldet. Det kan få konsekvenser både at arealer tas helt ut av biologisk produksjon og bygges ned, og

⁴ <http://ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/arealstat>



Figur 4.5 Terminalområdet i Groruddalen i Oslo – sterkt preget av menneskelig aktivitet.

Foto: Svein Magne Fredriksen/Miljøverndepartementet

at flere små inngrep virker sammen gjennom bl.a. endring i habitatkvalitet og oppsplitting av leveområder (fragmentering).

De nærmeste 10–20 årene vil arealbruksendringer være den viktigste påvirkningsfaktoren på norske økosystemer. Etableringen av ny fornybar energi (overføringslinjer og utbygginger), boligbygging, hyttebygging, urbanisering, annen infrastruktur, nedbygging av matjord og gjengroing på grunn av opphør av tradisjonell landbruksdrift og utmarksbruk er eksempler på slike arealbruksendringer. Mange av arealbruksendringene vil i praksis være irreversible, f.eks. ved nedbygging av matjord, mens effektene av andre arealinngrep vil avhenge av bruk og forvaltning over tid. At arealbruksendringer er så fremtredende når det gjelder negativ påvirkning på truede og nær truede arter, henger sammen med de betydelige endringene som har funnet sted i Norge de siste 50 år. Dette gjelder både omfanget av fysiske inngrep generelt og arealbruksendringer knyttet til jordbruks- og skogbruksaktivitet.

Kålås mfl. (2010b) viser til at en stor andel av de truede og nær truede artene i Norge er negativt påvirket av arealendringer forårsaket av fysiske inngrep. De viser til at dette bl.a. skyldes at mange av disse artene finnes i de sørøstligste delene av Norge der befolkningstettheten er høyest, og at artene gjerne er konsentrert til bestemte arealer som forekommer relativt begrenset og som sammenfaller med arealer som er eller har vært viktige for mennesker. For en nærmere omtale av ulike former for og årsaker til arealinngrep og arealbruksendringer kan det vises bl.a. til NOU 2004: 28.

Endringer i arealbruk er den viktigste påvirkningsfaktoren for flere av økosystemene som omtales under, herunder kystsonen, fjell og åpent lavland, og blant de viktigste påvirkningsfaktorene for de aller fleste norske økosystemer. Også for havområdene er det snakk om arealpåvirkninger, spesielt fra økonomiske aktiviteter som fiskeri, skipsfart og petroleumsvirksomhet. Arealinngrep vil også kunne bli en økende utfordring i arktiske økosystemer, hvor vi bl.a. ser at mindre

Boks 4.4 Landbruket – gir stor påvirkning på økosystemene, og samtidig nødvendige tjenester

Landbruket er en leverandør av livsnødvendige økosystemtjenester, ikke minst i form av mat og økologisk grunnlag for fremtidig matproduksjon. Primærnæringene er imidlertid også en betydelig påvirkningsfaktor mot naturlige økosystemer, og disse næringene må dermed forstås både som «forutsetning» og som «problem». Også for norsk økosystemforvaltning er det krevende å fange opp denne tosidigheten. I denne sammenheng er det også viktig å skille mellom «tradisjonell» og «moderne» jordbruksdrift. Det tradisjonelle norske og nordiske jordbruket har f.eks. måttet tilpasse seg de økologiske betingelsene, og har gjennom tusener av år skapt mange forskjellige semi-naturlige habitater som har stor betydning for vårt biologiske mangfold (se f.eks. Pykäälä 2000).

Økosystemtjenestetilnærmingen kan bidra til å klargjøre dette bildet, bl.a. ved å legge til rette for bedre avveininger mellom ulike typer bruk og tilhørende verdier for mennesker. For en generell drøfting av slike forhold kan det bl.a. vises til Foley mfl. (2011) og til Zhang mfl. (2007). Det kan også nevnes at TEEB (sammen med bl.a. FAO) planlegger en temastudie om mat og landbruk som bl.a. skal se nærmere på avveininger mellom produktivitetsøkning på kort sikt og økosystemvirkninger på lang sikt.

En sentral avveining er knyttet til utnyttelsen av forsyningstjenester, f.eks. mat fra jordbruket, og andre økosystemtjenester (se f.eks. Bateman mfl. 2013 om slike avveininger i Storbritannia). Det er særlig viktig å se på beslutninger som kan påvirke grunnleggende livsprosesser, og hvor det f.eks. er viktig å unngå tap av viktig biologisk mangfold, utslipp av langtidsvirkende miljøgifter og drift som forringer kvaliteten på eller reduserer mengden av jordsmonnet. Viktige regulerende tjenester må også vedlikeholdes, både for selve jordbruksproduksjonen og for andre samfunnshensyn. Det må også tas hensyn

til ulike kulturelle tjenester (opplevelses- og kunnskapstjenester), og bl.a. ivaretagelse av landskapet og bevaring av artsmangfold står sentralt for mange.

Elmqvist mfl. (2011) har foreslått et generelt rammeverk for slike avveininger, hvor han ser på ulike særpreg ved arealene og landskap og på balansen mellom forsynings- og reguleringstjenester. Sterkt endrede landskap og monokulturer har dårlig kapasitet til å levere regulerende økosystemtjenester, og det er viktig å sikre og skjytte et tilstrekkelig omfang av semi-naturlige områder slik at viktige økosystemfunksjoner opprettholdes (f.eks. biologisk mangfold, habitat for pollinatorer, genetiske ressurser og det økologiske grunnlaget for fremtidens matproduksjon). Eksempler på hva som kan gjøres for å få til en mer balansert og utvikling kan være restaurering av økosystemer som er viktige for forsyningstjenester, mer beiting i utmark, redusert bruk av kjemikalier og mindre jordpakking. Kulturlandskapets semi-naturlige områder må også skjottes aktivt (se f.eks. Norderhaug mfl. 2006).

Våre forståelsesrammer og evner til å forstå landskapet er dessuten påvirket av erfaringer og preger våre vurderinger av f.eks. jordbruket som kilde til goder og som en påvirkningsfaktor. Et eksempel på dette er hvordan norske og svenske turister i Norge oppfatter gjengroing av viktige kulturlandskap som en negativ endring i landskapet, mens flere utenlandske turister ser et landskap der skogen er truet av jordbruket og menneskelig utbyggingsaktivitet (Bryn mfl. 2013).

Se også boks 5.1 om utfordringer knyttet til hvordan mat og andre goder produseres i et bredt samspill mellom leveranser fra økosystemene og menneskelige innsatsfaktorer, og boks 2.4 om avveininger mellom ulike økosystemtjenester fra skogen.

havis gjør Svalbards kystområder stadig lettere tilgjengelige, og generelt fører til økt aktivitet og økte muligheter for utbygging og utnyttelse særlig gjennom økt petroleumsvirksomhet, skipsfart, fiske og gruvedrift.

Arealinngrep og arealbruksendringer er også en kritisk påvirkningsfaktor for de mer menneskepåvirkede økosystemene som omtales under, jord-

bruksområder og urbane økosystemer, og dette kan få store konsekvenser både for omfanget av og kvaliteten på økosystemtjenestene som kan leveres fra disse økosystemene. Kombinasjonen av at mange byer og tettsteder er omgitt av dyrket mark, og at en ønsker en mest mulig kompakt utbygging, fører til at det er vanskelig å finne nye utbyggingsområder uten å bygge ned dyrket

mark eller viktige natur- og friluftsområder. For eksempel er befolkningen i Oslo-regionen forventet å øke med 350 000 personer fram mot 2030, og nedbyggingen av dyrket mark på grunn av riksvei- og jernbaneprosjekter er anslått til å bli om lag 6 000 dekar i 10-årsperioden fram til 2019.

Klimaendringer

Klimaendringer vil være en viktig påvirkningsfaktor for norske økosystemer, både marint, på land og i ferskvann. Klimavariasjonene på jorda har til alle tider vært påvirket av naturlige forhold, som variasjoner i solinnstråling og vulkanaktivitet. Det er med stor grad av sikkerhet påvist at klimaet også blir påvirket av utslipp av drivhusgasser og partikler, og at jordas klima har endret seg merkbart i løpet av de siste drøyt hundre år (se bl.a. IPCC 2007 og Klimameldingen (Meld. St. 21 (2011–12))). Målinger viser at den globale gjennomsnittstemperaturen har økt siden den industrielle revolusjonen, og at tiåret 2000–2010 var det varmeste som er registrert. Temperaturen har økt mer over landområder enn over hav, og vi ser den største økningen i Arktis, hvor temperaturen har økt dobbelt så raskt som det globale gjennomsnittet de siste 50 årene, hvor både havet og luften har blitt varmere. Reduksjonen i temperaturforskjeller mellom ulike årstider i nordområdene og forlenget vekstsesong og økt plantevekst i nord kan føre til at det blir mindre sesongmessige forskjeller mellom nordområdene og områdene lenger sør. Dette gjør at Norge og andre nordlige land på sikt kan nærme seg et mellom-europeisk klima, med bl.a. mindre forskjeller mellom årstidene (Xu mfl. 2013). Klimaendringer kan også føre til at de fininnstilte tannhjulene i naturen ikke lenger vil gripe inn i hverandre, men hvor det er vanskelig å forutse de økologiske effektene av ulike endringer (se f.eks. omtale i Rønning 2013 og Reed mfl. 2013 om næringsstilgang og endrede klimaforhold).

Historien har vist at selv små temperaturendringer vil kunne få store konsekvenser. Økning i havnivå, mer intense stormer og endringer i nedbørsmønstre forventes å ha store samfunnsmessige og økonomiske konsekvenser. Verdens befolkning vil kunne oppleve ekstremvær som flom, hetebølger og tørke oftere og med høyere intensitet. Vannforsyning og jordbruksproduksjon blir satt under press mange steder, og klimaendringene vil kunne ramme mange og påvirke helse, matsikkerhet og tilgangen på rent drikkevann. For mange økosystemer vil klimaendringene kunne komme raskere enn systemene klarer å til-

passe seg, og i følge Klimameldingen anser FNs klimapanel det som sannsynlig at rundt 20–30 pst. av alle arter er i økt fare for utryddelse dersom global gjennomsnittstemperatur stiger med mer enn 2 grader Celsius.

Norsk natur blir påvirket når temperatur, nedbørsmønster og snøforhold forandrer seg, og både arter, naturtyper og hele økosystemer vil bli berørt av klimaendringene (se f.eks. Sætersdal og Birks 1997 om utfordringer for alpine arter). I følge Klimameldingen kan årsmiddeltemperaturen i Norge anslås å øke med 2,3–4,6 grader Celsius mot slutten av dette århundret sammenliknet med perioden 1961–1990. Temperaturen vil stige mest i innlandet og i nord. Oppvarmingen og endringene forventes å bli størst i Arktis. Økt isdekke på bakken kan danne et skjold mot vegetasjonen mange dyr på Svalbard og på fastlandet lever av (se f.eks. Stien mfl. 2013). Klimaendringene i Arktis kan også utløse tilbakekoblingsmekanismer som påvirker det globale klimaet, bl.a. gjennom smelting av permafrost (AMAP 2011 og UNEP 2012e) og endrede hav- og luftstrømmer. Skog og jordbruksområder vil også bli påvirket, bl.a. gjennom risiko for mer skader i form av ekstremvær og sykdommer, og økt skogareal, skog- og jordbruksproduksjon.

Årsnedbøren for hele landet vil øke. Vinternedbøren vil øke mest, inntil 40 pst. i deler av Sør-Norge. Dager med mye nedbør vil øke, både i antall og i nedbørmengde. Mer intense regnskyll vil kunne gi nye typer flommer enn de klassiske snøsmelteflommene vi har mest erfaring med i Norge. Fremskrivningene antyder også at havnivået trolig vil stige, noe som kan medføre store utfordringer langs kysten. I deler av landet vil imidlertid stigningen begrenses av fortsatt landnivåstigning etter siste istid. Det er svært stor usikkerhet rundt hvilken effekt klimaendringene vil ha på havstrømmene i våre områder, bl.a. Golfstrømmen.

Temperaturendringene påvirker også havmiljøet, noe som kan få store konsekvenser for fiskeri- og havbruksnæringen. Produktiviteten i jord- og skogbrukssektoren vil kunne øke på grunn av lengre vekstsesong og økt konsentrasjon av CO₂ i atmosfæren, men mer nedbør, ekstremvær og høyere temperatur vil også gi en rekke utfordringer. Høyere temperatur vil kunne øke utbredelsen av enkelte sykdommer, både for mennesker og for organismer i naturen. Smitterisikoen øker fordi noen arter sprer seg raskere og øker i antall ved høyere temperatur. For en nærmere redegjørelse om konsekvenser og behovet

for klimatilpasning i Norge vises det til Meld. St. 33 (2012–2013) og NOU 2010: 10.

Norske økosystemer er i stand til å begrense negative effekter ved klimaendringer, og kan bidra både til å redusere utslipp og til klimatilpasning. For eksempel kan skoger og våtmarker bidra til å lagre klimagasser og til å begrense flom og erosjon (Rusch 2012), og det samme gjelder semi-naturlige områder i kulturlandskapet. Dette vil bli omtalt i gjennomgangen under av klimarelaterte økosystemtjenester.

Havforsuring er også en viktig påvirkningsfaktor som kan ses i sammenheng med klimaendringer. Det er anslått at havet har blitt 30 pst. surere siden den industrielle revolusjonen startet, og forsuringen går stadig raskere, særlig i arktiske farvann (se f.eks. Bellerby mfl. 2005 og AMAP 2013). Dette er blant de raskeste endringene i det marine miljøet som noen gang er observert, og det kan gi svært store effekter på havmiljøet og de høstbare bestandene.

Forurensning

Det er gjort betydelige tiltak for å begrense utslipp av forurensninger til miljøet de siste tiårene, og utslippene av mange stoffer har blitt betydelig redusert. For eksempel ble utslippene av bly i Norge redusert med rundt 80 pst. fra 1995 til 2009⁵. Forurensning utgjør likevel fremdeles en alvorlig trussel mot biologisk mangfold i en rekke områder. Sur nedbør og nitrogenforurensning er særlig negativt for norske økosystemer, men også spredning av miljøgifter og fosforforurensning medfører økosystemforstyrrelser. I tillegg kommer forurensning som forårsaker klimaendringer. For mer informasjon om kilder til og virkninger av forurensning kan det bl.a. vises til NOU 2004: 28 for forurensning og virkninger på økosystemer generelt, til NOU 2010: 9 for miljøgifter spesielt og til Kållås mfl. (2010b) for virkninger på truede arter spesielt.

Forurensning er en viktig trusselfaktor for flere av økosystemene som omtales under, herunder kystsonen og ferskvann. Flere av drivkreftene nevnt over vil påvirke forurensningsnivået både fra norske og utenlandske kilder, og for norske utslipp vil bl.a. befolkningsvekst, økt transport og vekst i fiskeoppdretts- og petroleumsaktivitet være sentralt.

Sur nedbør skyldes utslipp av svovel- og nitrogenforbindelser til luft. Sur nedbør kan transporteres over lange avstander, og utslipp fra andre

land i Europa står for omtrent 90 pst. av den sure nedbøren som faller ned over Norge. Innsjøer med pH under 5 har blitt kraftig redusert siden 1990, men forsuring er fortsatt et vesentlig problem. Det er spesielt Sør-Norge som er utsatt for sur nedbør. I tillegg er Øst-Finnmark utsatt for sur nedbør fra smelteverkene på Kolahalvøya. I Norge er ferskvann det økosystemet som er mest følsomt for forsuring, bl.a. gjennom endret artsammensetning og redusert antall arter, og forsuringen har forårsaket store skader på mange fiskebestander. Sur nedbør rammer også andre økosystemer, bl.a. skog, fjell og åpent lavland, men store skader er ikke dokumentert. Økt kunnskap og handling gjennom internasjonalt samarbeid og ulike tiltak har ført til at forsuringssituasjonen har blitt bedre de 10–15 siste årene. Nivået for forsuring av ferskvann er imidlertid fremdeles over tålegrensene i 10 pst. av Norges landareal.

Tilgjengelighet av næringssalter er en forutsetning for all vekst av alger og andre planter. Når tilførslene blir store, kan de imidlertid få store konsekvenser for økosystemene, og både biologisk mangfold og bruk av bl.a. vannforekomster kan påvirkes negativt. Vannforekomstene betegnes som overgjødslende når økte menneskeskapte tilførsler leder til uønskede forstyrrelser i økosystemene. Eutrofiering vil også påvirke terrestre økosystemer, og kan bl.a. føre til gjengroing i fjell og i åpent lavland. Forurensning som følge av tilførsel av næringssalt (overgjødsling⁶) er fremdeles et betydelig forurensningsproblem, særlig i områder med tett bosetting og i landbruksintensive områder. Overgjødslingsproblemer finnes i dag bl.a. i norske innsjøer og marint i østlige områder langs Skagerrakkysten og i Oslofjordområdet. På nasjonalt plan kommer de viktigste tilførslene fra jordbruk, fiskeoppdrett, kommunalt avløp og industri. Den langtransporterte tilførselen med kyststrømmer fra Østersjøen og sørlige Nordsjøen bidrar også, men er redusert siden 1970-årene.

Videre kan nedfall av nitrogenforbindelser gi økt plantevekst og endret artssammensetning både på land og i vann. Nitrogen påvirker dermed en rekke økosystemer, særlig de næringsfattige økosystemene som kystlynghei, og næringsfattig vann-, eng og fjellvegetasjon. Nedfallet av luftbåren nitrogen bidrar også til forsuring, og er redusert mindre enn andre forsurende stoffer som

⁵ Kilde: www.miljostatus.no.

⁶ Begrepet *overgjødsling* brukes i utredningen i betydningen overskuddsgjødsling, som kan føre til at en del planteneringsstoffer (fosfor og nitrogen) vaskes ut av jorden og forurenser innsjøer og vassdrag.

f.eks. svovel.⁷ Tålegrensene for nitrogen i disse økosystemene er overskredet i sørlige deler av landet (Aarrestad og Stabbetorp 2010).

Kjemikalier kan føre til økt dødelighet, hemmet vekst eller nedgang i formeringssevnen hos dyr, planter og mikroorganismer. Mange miljøgifter oppkonsentreres i næringskjeden og brytes sakte ned. Gjennom oppkonsentrering kan miljøgiftene spres fra art til art i næringskjedene. Det er betydelig risiko for at skaden først blir oppdaget når miljøet er forurenset opp til et nivå der skaden vanskelig lar seg reparere. Miljøgifter i norske økosystem stammer fra nasjonale kilder, import og langtransport. De globale tilførselene av miljøgifter skyldes bl.a. transport fra lavere til høyere breddegrader, og medfører trusler bl.a. mot arktiske og marine næringskjeder (se f.eks. AMAP 2009). Kunnskap om miljøgiftene i Norge er i hovedsak knyttet til belastningsnivåer, og i mindre grad til hvilke faktiske skader som oppstår i naturen. En vurdering av miljøgiftbelastningen i norske økosystem baserer seg derfor i hovedsak på nivåer (NOU 2010: 9).

Det er mye som tyder på at innholdet av kjente miljøgifter i naturen er redusert siden 1970-tallet (se f.eks. NOU 2010: 9), og eksempler på dette er reduksjon av blyforurensning, utfasing av utvalgte giftige stoffer og redusert tilførsel av utslipp som fører til sur nedbør. Dette har skjedd som følge av bl.a. økt kunnskap, internasjonalt samarbeid og målrettede virkemidler. Fremdeles har imidlertid flere fjorder og kystområder kostholdsrestriksjoner på grunn av dels høye nivåer av enkelte miljøgifter, både i sediment og organismer. Utviklingen viser imidlertid at det kan ta svært lang tid fra mistanke om fare for miljø og helse til faktiske reduksjoner i påvirkningen (se f.eks. EEA 2013). Også i dag står vi overfor store og nye utfordringer knyttet til utslipp som kan skade økosystemer og folks helse. Dette omfatter også tidligere utslipp av stoffer som i dag er forbudt og som kan ha langvarige konsekvenser i naturen. Dagens forurensningsbilde er komplisert, både fordi det stadig utvikles nye stoffer og fordi det er mange og spredte forurensningskilder. Effekten av denne cocktailen av nye og gamle miljøgifter (selv i mengder under det som er definert som akseptabelt daglig inntak) på arter og mennesker er ofte ukjente. Et eksempel på dette er utviklingen av nanoteknologi, hvor både bruken av produkter og nye egenskaper ved avfallet kan påvirke økosystemer og biologisk produksjon (se f.eks. Priester mfl. 2012 om mulige virkninger på soyaproduksjon).

Radioaktiv forurensning utgjør også en trussel mot tilstanden i norske økosystemer. Den radioaktive strålingen i norsk natur er i dag stort sett naturlig bakgrunnsstråling, bortsett fra ettervirkningene etter Tsjernobyl-ulykken. Studier, spesielt etter ulykken i Tsjernobyl, har vist at radioaktivitet forblir lenge i norske økosystemer. Nivåene av radioaktivitet i arktiske landområder har imidlertid avtatt siden prøvesprengningene av atomvåpen sluttet i 1964.

Fremmede arter

Globalt er menneskets spredning av fremmede arter betraktet som en av de største truslene mot biologisk mangfold, og det er også en økende oppmerksomhet om fremmede arter og effektene av disse i det norske samfunnet. Fremmede arter kan forårsake betydelige skader på stedegne arter og naturtyper, og utgjør det vi kan kalle en økologisk risiko. Spredning og etablering av fremmede arter medfører også store negative økonomiske konsekvenser, og kan ha negativ effekt på menneskers og domestiserte og kultiverte arters helse. Merkbare økologiske konsekvenser av fremmede organismer vil også kunne medføre at rekreasjons- og opplevelsesverdi forringes. Negative konsekvenser knyttes til at næringsvirksomhet berøres direkte, til kostnader for å bekjempe eller dempe negative effekter, og til endring i økosystemfunksjoner forårsaket av de fremmede organismene.

For en nærmere omtale av fremmede arter i Norge og økologiske risikovurderinger av fremmede arter som reproduserer i norske områder kan det vises til Gederaas mfl. (2012), og det kan også vises til bl.a. NOU 2004: 28 for en mer generell omtale og til Kålås mfl. (2010b) for en omtale av virkninger på truede arter. Gederaas mfl. (2012) inneholder også en systematisk vurdering av fremmede arter som kan være særlig skadelige for norske økosystemer, identifisert på grunnlag av en ny generasjon med økologiske risikovurderinger. Av de 1180 reproduserende fremmede artene som er vurdert, er det totalt 106 arter som er vurdert til svært høy risiko og 111 arter til høy risiko, og disse utgjør norsk svarteliste over fremmede arter.

Antallet observasjoner av fremmede arter i norske områder har vært stigende fram til i dag, med toppe i periodene 1850–1950 og fra år 2000 til i dag. De fleste fremmede artene i Norge har sin naturlige opprinnelse innenfor Europa, deretter følger Asia og Nord-Amerika, fra områder som i noen grad har de samme klimatiske forutsetnin-

⁷ Kilde: Miljøstatus.no

ger som Norge. Et kaldt klima utgjør imidlertid ikke noen forsikring mot problemer knyttet til introduserte organismer, og andelen introduserte arter i forhold til det totale artsantallet er overraskende høyt i den nordlige tempererte sone (se bl.a. Weidema 2000 og Mooney og Drake 1989). Endringene i retning av et mildere klima kan også bidra til at flere arter kan overleve den norske vinteren, at flere fremmede arter kan etablere seg i Norge, og at de organismene som etablerer seg kan spre seg over større arealer.

De aller fleste fremmede artene har kommet til Norge ved utilsiktede introduksjoner, og arter som ankommer som blindpassasjerer med importerte planter utgjør over en tredjedel. De fremmede artene kommer til Norge via fire spredningsveier: Som rømte eller forvillede arter (f.eks. en rekke hageplanter, mink), som blindpassasjerer på importvarer (f.eks. *Gyrodactylus salaris*, furubukk, harlekinmarilhøne), som arter som er introduserte eller utsatt med hensikt (f.eks. plantanlønn, hagelupin, moskus, kanadagås) og som sekundær spredning fra naboland der artene er tilsiktet eller utilsiktet introdusert (f.eks. mårhund, villsvin, kongekrabbe og fjæreknepp). Import av planter og planteprodukter er en av de viktigste innførselsveiene for utilsiktet spredning både globalt og i Norge (Hagen mfl. 2012), men også bl.a. skipstrafikk og utslipp av ballastvann og tømmerimport er viktige. Ulike typer hage- og grøntanleggsvirksomhet er den største kilden til bevisste innførsler av fremmede arter til Norge. Arter som brukes i produksjon til ulike næringsformål utgjør den største enkeltgruppen av arter som er bevisst innført, og her er de fleste av de fremmede treslagene inkludert. Ikke alle introduksjoner medfører negative konsekvenser, og mange organismer har stor nytteverdi for mennesker. Hovedtyngden av disse introduserte artene har i dag en befestet posisjon i norsk landbruk. Nytteverdien har også vært drivkraften bak introduksjon av fremmede treslag i skogbruket.

Det største antallet fremmede arter i Norge er registrert i de sør-østligste delene av landet. Oslo og Akershus er registrert med flest risikovurderte fremmede arter, deretter kommer Vestfold, Østfold og Buskerud. Disse er fylker med en generelt stor artsrikdom og et gunstig klima. Den klart største andelen av fremmede arter finnes i sterkt menneskepåvirkede områder, f.eks. boligområder, industriområder, sandtak, veier (se f.eks. Direktoratet for naturforvaltning 2010 og 2013 om spredning av fremmede karplanter fra veganlegg) og golfbaner/idrettsanlegg. Også de menneskepåvirkede naturtypene kulturmark,

åker og kunstmarkseng er habitater for en betydelig andel av de fremmede artene.

Høsting

Høsting av naturens ressurser har lange ubrutte tradisjoner i Norge, både til lands og til havs. Det er et viktig prinsipp ved utøvelse av jakt og fangst at uttaket skal begrenses til naturens overskudd. Når høstingen får karakter av overhøsting, kan den ikke lenger kalles bærekraftig. Overhøsting av arter med nøkkelfunksjoner i økosystemene kan få alvorlige ringvirkninger for andre arter, og høsting rettet mot truede eller sårbare arter vil i seg selv være en alvorlig trussel mot disse artene. Overhøsting kan også gi store økonomiske tap og nærings- og sysselsettingsmessige effekter.

Overbeskatning av ulike biologiske ressurser er en kritisk påvirkningsfaktor på mange av verdens økosystemer, og det er påkrevd med mer bærekraftig bruk og forvaltning av de biologiske ressursene i disse økosystemene. Dette gjelder bl.a. overutnyttelse av en stor og økende andel av verdens fiskebestander (se bl.a. FAO 2012a) og avskoging (se bl.a. FAO 2012b). *Feilbeskatning* kan også føre til tap av ressurser som ellers kunne vært høstet eller til at andre økosystemtjenester blir unødig påvirket, f.eks. gjennom bruk av mindre hensiktsmessige jakt- og fiskemetoder eller gjennom lite optimale fangst- og høstingsregimer. For norske økosystemer anses ikke høsting generelt som en sentral påvirkningsfaktor i dag, men beskatning og bruk vil bli drøftet nedenfor for de økosystemene der det er særlig relevant. *Bekjempelse* av rovdyr har hatt, og har stor innvirkning på rovdyrbestandene, noe som bl.a. medfører mindre predasjon på våre hjortedyr. Dette påvirker igjen beitepresset på ungskog og annen vegetasjon.

Ressursutnyttelsen har heller ikke i Norge bestandig vært tilpasset ressursgrunnlaget, og det er flere eksempler på *overbeskatning*, herunder nedfisking av norsk vårgytende sild i slutten av 1960-årene, stor jakt og dramatisk nedgang i bestanden av bever på 1800-tallet, og stor avvirkning av tømmer fram mot 1920-tallet. Overbeskatning kan bidra til å endre størrelsesforholdet mellom ulike bestander, men fangst på en bestand kan også endre næringstilgangen for andre arter eller utilsiktet ramme arter en ikke ønsker å beskatte. *Bifangst* (fangst av arter en ikke er ute etter under fiske) er et problem i fiskeriene, både for andre kommersielle fiskeslag enn den som fiskes (f.eks. bifangst av torsk i fisket etter lodde i Barentshavet) og for enkelte bestander av sjøfugl og sjøpattedyr (f.eks. bifangst av nise ved garn-

fiske). Hvordan høstingen utføres er også viktige for påvirkningen av økosystemer, f.eks. gjennom valg av driftsform i skogbruket og gjennom valg av fangstredskap i fiskeriene.

4.4 Utvalgets valg av kategorier for norske økosystemer

Vi har tatt utgangspunkt i et sett med hovedøkosystemer og vil bruke dette både i gjennomgangen av norske økosystemer og for å koble økosystemtjenester til ulike hovedøkosystemer. Et sentralt utgangspunkt for dette settet med hovedøkosystemer er den inndelingen som anvendes for flere økosystem i *naturindeksen* (Nybø 2010), men vi har også tatt utgangspunkt i hvilke begreper som brukes internasjonalt og i norsk forvaltning. *Naturindeksen* er utviklet i Norge som en metode å måle tilstanden i landets store og viktige økosystemer: fjell, skog, våtmark, åpen mark i lavlandet, ferskvann, kystvann og hav (se boks 4.5 for en nærmere omtale av *naturindeksen*). En rekke fagmiljøer har bidratt til utviklingen av *naturindeksen* og til denne grupperingen.

Naturindeksen omfatter imidlertid ikke dyrket mark eller bebyggt areal. Disse arealene leverer en rekke økosystemtjenester med stor betydning for menneskers velferd, og vi har inkludert dyrket mark og urbane økosystemer i gjennomgangen. Tilnærmingen for disse systemene er noe annerledes enn for mer naturlige økosystemer, og det finnes andre typer kilder til informasjon om tilstand og utvikling. Også arktiske økosystem er inkludert i gjennomgangen, selv om *naturindeksarbeidet* så langt heller ikke omfatter arktiske norske områder (Svalbard og Jan Mayen).

Utvalget har for denne gjennomgangen valgt å ta utgangspunkt i følgende hovedøkosystemer: hav, kystsoner, ferskvann, skog, våtmark, fjell, arktiske økosystemer, kulturlandskap og grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer). Kulturlandskap består i denne inndelingen av åpent lavland og jordbruksområder. Inndelingen er i hovedsak arealbasert, og bygger bl.a. på den avgrensingen av økosystemer som gjelder for *naturindeksen*.

Det vil imidlertid i praksis være overlapp og uklare grenser mellom økosystemene, og det kan i noen tilfeller være vanskelig å angi hvilket økosystem som dominerer i et geografisk område. Mer finmaskede systemer må derfor brukes når det er behov for mer presise vurderinger og studier av ulike arealer og økosystemer, f.eks. naturtyper⁸ og vegetasjonskart. Dessuten vil mange

økosystemtjenester trekke på to eller flere av økosystemene, og i mange sammenhenger er det nettopp helheten eller mosaikken av økosystemer som er det sentrale⁹. Naturvårdsverket (2013) bruker f.eks. begrepet «grønn infrastruktur i kulturlandskapet» for å beskrive helheten i jordbrukslandskapet som binder sammen de små semi-naturlige områdene med de større områdene av dyrket mark, og som sikrer kontinuitet i landskapet og spredningsveier både for planter og dyr.

Inndelingen i økosystemer korresponderer i stor grad med det som gjøres internasjonalt, f.eks. i faglige studier som MA (2005a, b og c) og TEEB (2010) og i globalt og i europeisk samarbeid. Inndelingen speiler også hovedtrekkene i det svenske arbeidet med økosystemtjenester så langt, som i tråd med ordlyden i overordnede svenske miljømål bruker kategoriene skog, dyrkingslandskap (*odlingslandskap*), sjøer og vassdrag, hav, kyst og skjærgård, våtmarker, fjellmiljø og bebyggt miljø (Naturvårdsverket 2012).

Inndelingen er også i tråd med hvordan norsk forvaltning generelt grupperer og beskriver hovedøkosystemer i ulike sammenhenger. Bl.a. inngår utvalgte delindekser fra *naturindeksen* i Regjeringens rapportering om bærekraftig utvikling, som indikatorer for endringer knyttet til biologisk mangfold (Meld. St. 1 (2012 – 2013))¹⁰. Inndelingen korresponderer også med Miljøverndepartementets resultatområder (Miljøverndepartementet 2012), hvor *naturindeksen* brukes som en viktig indikator for oppfølging av miljømål.

Tabell 4.2 viser hvordan de valgte økosystemene henger sammen med Miljøverndepartementets resultatområder (se f.eks. Miljøvernde-

⁸ Det kan bl.a. vises til at kartlegging av *marine naturtyper* pågår innen programmet «Nasjonal program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i kysten», finansiert av Miljøverndepartementet og Fiskeri- og kystdepartementet. Programmet framskaffer landsdekkende, kartfestet oversikt av jevn og høy kvalitet over utbredelse av utvalgte naturtyper i kystsonen. Mer informasjon om de marine naturtypene er tilgjengelig på <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Kartlegging-av-natur/Kartlegging-av-naturtyper/Marine-naturtyper/Oversikt-marine-naturtyper/>.

⁹ Det kan nevnes at det pågår et utviklingsarbeid for å etablere en nasjonal oversikt over *variasjon av landskapstyper* med tilhørende områdeinndeling. Landskapstypeinndelingen inngår i Artsdatabankens prosjekt *Naturtypeinndeling i Norge* (versjon 2.0), og et prøveprosjekt for Nordland fylke med inndeling i ca. 50 landskapstyper tilknyttet 2800 landskapsområder vil bli fullført i 2013.

¹⁰ Dette omfatter delindekser for hav/kyst og landøkosystemer, og denne bruken av *naturindeksen* vil bli nærmere presentert i kapittel 11.

Tabell 4.2 Hovedøkosystemene i utredningen sammenstilt med Miljøverndepartementets resultatområder, naturindeksen, EUs typologi, MA og TEEB

Hovedøkosystem	MD	Naturindeks	EU	MA	TEEB
Hav	Levende hav og kyst	Havbunn Hav – pelagisk	Marin sokkel Åpent hav	Marint	Marint/åpent hav
Kystsonen	Levende hav og kyst	Kystvann – bunn Kystvann – pelagisk	Marine sund og overgangsfarvann Kystvann	Kyst	Kystsystemer
Ferskvann	Livskraftige elver og innsjøer	Ferskvann	Elver og innsjøer	Ferskvann	Innsjøer og elver
Skog	Mangfoldige skoger	Skog	Skog	Skog	Skog
Våtmark	Frodige våtmarker	Våtmark	Våtmarker		Våtmarker
Fjell	Storslått fjellandskap	Fjell	Land med lite vegetasjon, Heier og kjerr	Fjell	Heier og kjerr, Is/stein/polart, Tundra
Arktiske økosystemer		Inngår ikke		Polart	Is/stein/polart Tundra
Kulturlandskap (åpent lavland)	Verdifulle kulturminner og kulturlandskap	Åpent lavland	Gressletter, Heier og kjerr, Land med lite vegetasjon		Gressletter og beitemark, Heier og kjerr
Kulturlandskap (jordbruksområder)		Inngår ikke	Dyrket mark		Dyrket mark
Grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer)	Godt bymiljø	Inngår ikke	Urbant		Urbane områder
				Tørrland Øyer	Ørken

partementet 2011 og Prop. 1 S (2012–2013)), naturindeksen (Nybø 2010), forslag til typologi for EUs økosystemstudier (Maes mfl. 2013), MA (2005a) og TEEB (2010a).

4.5 Kilder for vurderingen av norske økosystemer

Formålet med gjennomgangen av norske økosystemer i dette kapitlet er å gi et overordnet bilde av tilstanden i norske økosystemer. Utredningen

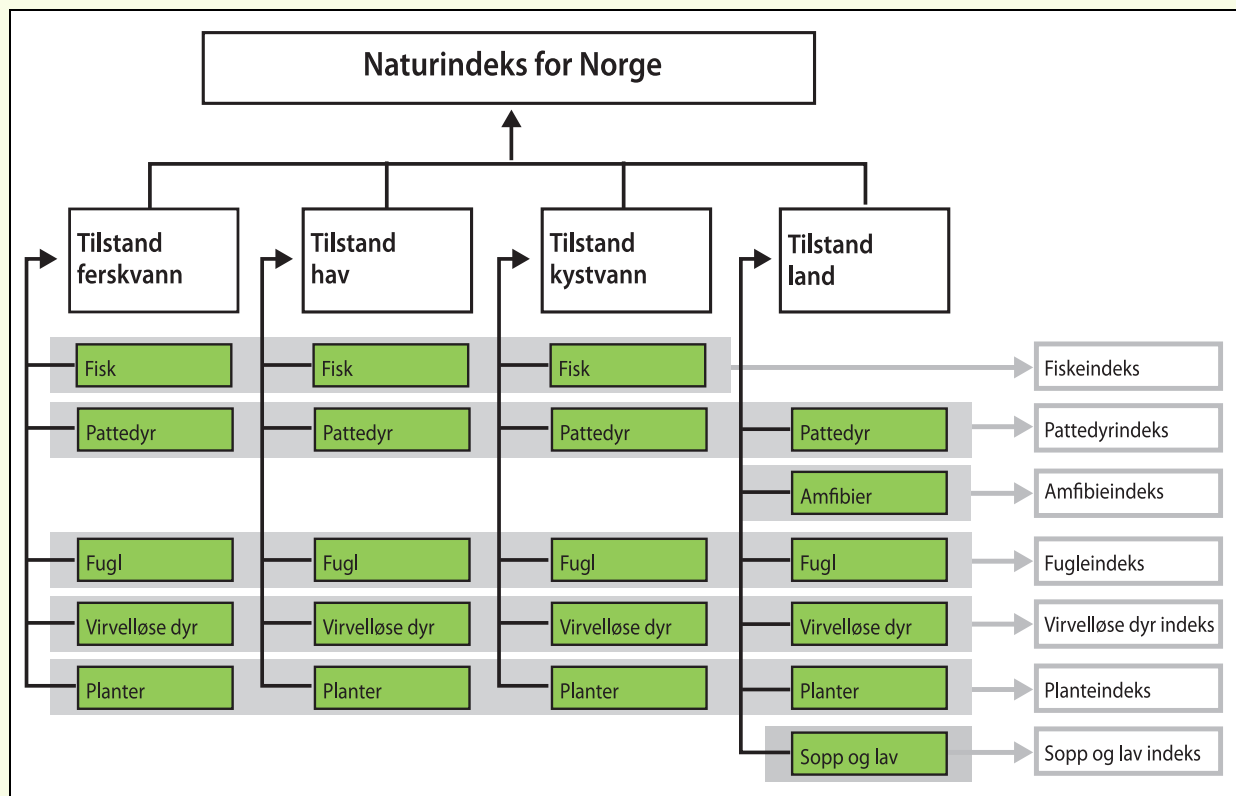
bygger på eksisterende kunnskap, og er dermed ikke en økosystemstudie (*ecosystem assessment*) som sådan. Samtidig vil vi understreke at det finnes betydelig kunnskap om norske økosystemer, både om det biologiske mangfoldet og om andre sider ved økosystemene.

Vi har i denne gjennomgangen valgt å legge vekt på kilder som fokuserer på biologisk mangfold, både fordi det biologiske mangfoldet er sentralt for tilstanden i økosystemene og dermed betyr mye for økosystemtjenestene, men også

Boks 4.5 Naturindeks for Norge

Naturindeks for Norge måler tilstand og utvikling for *biologisk mangfold* i de store økosystemene. Naturindeksen sammenstiller eksisterende kunnskap om et utvalg indikatorer som avspeiler ulike sider ved det biologiske mangfoldet. Naturindeksen legger spesiell vekt på å inkludere *økologiske nøkkelementer* i indikatorsettet. Disse nøkkelementene er arter, grupper av arter eller habitater som har stor betydning for bestandene av mange andre arter i øko-

systemet. Eksempler på slike nøkkelementer er sild i havet, smånagere på fjellet og liggende død ved i skog. Videre inngår både sopp, alger, moser, lav, bregner, blomsterplanter, virvelløse dyr, fisk, fugl og pattedyr i indeksen, både vanlige og sjeldne arter. Naturindeksens bilde av det biologiske mangfoldet kan presenteres som en matrise av arter fordelt på økosystemer, og dette er illustrert i figur 4.6.



Figur 4.6 Naturindeksen – indikatorer fordelt på hovedøkosystem – et rammeverk for økologisk verdsetting.

Kilde: Nybø mfl. (2012)

Naturindeksen for 2010 omfatter i alt 308 indikatorer, og skal, så langt mulig, representere kunnskapsstatusen Norge i dag har på disse indikatorene. Behovene for styrket datagrunnlag for å få bedre tilstandsvurderinger er beskrevet i Naturindeksrapporten fra 2010 (Nybø 2010). Data om påvirkningsfaktorene klimaend-

ringer, fremmede arter, overbeskatning, forurensing og arealbruksendringer inngår ikke som indikatorer i naturindeksen, men registreres i datainnsamlingen og benyttes til å forklare de observerte endringene i økosystemenes tilstand.

Boks 4.5 forts.

Naturindeksen beregnes som et *veid gjennomsnitt* av alle indikatorene. Et veid gjennomsnitt betyr her at naturindeksen beregnes etter prinsippet om at nøkkelementene utgjør halvparten av indeksen. Vektingen avspeiler at nøkkelementene har stor betydning for vitaliteten i økosystemene og bestanden av mange andre arter. I den andre halvparten av indeksen vektet alle funksjonelle grupper likt (primærprodusenter, plantespisere, mellompredatorer, rovdyr, osv.). Denne vektingen sikrer at ulike grupper av arter blir så likt som mulig representert i naturindeksen, slik at enkelte grupper som for eksempel fugl som man har mange indikatorer, ikke fullstendig dominerer vurderingen av tilstanden i økosystemene.

Videre er det fastsatt *referanseverdier* for hver enkelt indikator. Dette er nødvendig for å kunne beregne en indeks basert på mange indikatorer. Referansetilstanden skal representere tilstanden i intakte økosystem med liten negativ påvirkning fra menneskets aktiviteter på artsmangfold, bestander og økologiske funksjoner. I praksis er referansetilstanden hittil fastsatt individuelt for hver indikator etter prinsipper som spenner fra antatt bærekraftig bruk til upåvirket natur. Definisjonen av referansetilstand kan dermed være forskjellig for de ulike økosystemene, slik at forskjeller i naturindeksverdier også til en viss grad kan avspeile ulike referansetilstander. Naturindeksen er derfor for tiden under revisjon hvor referansetilstanden vil bli mer enhetlig definert for å representere tilstanden i intakte økosystem med liten negativ påvirkning fra menneskets aktiviteter på artsmangfold, bestander og økologiske funksjoner. I kulturbetingete økosystemer (dvs. åpent lavland) defineres referansetilstanden som et system i «god hevd» relativt til artsmangfold, bestander og økologiske

funksjoner en tradisjonelt forbinder med den aktuelle kulturtypen. I praksis vil revisjonen trolig ikke gi omfattende endringer i naturindeksverdier, da referansetilstanden for de fleste indikatorer i praksis ble fastsatt etter denne tilnærmingen også i 2010.

En naturindeksverdi på 1 viser at alle indikatorene er i referansetilstanden. Verdien 0 innebærer at alle indikatorene som inngår i naturindeksen i dette økosystemet er borte, dvs. har ingen bestand eller forekomst. Vanligvis vil avveiningen mellom bruk og vern av natur i praksis medføre at ønsket naturindeksverdi er lavere enn 1, noe som kan tolkes som et *forvaltningsmål* for artene i et økosystem i et gitt område. Forvaltningsmål kan fastsettes for arter og økosystemer slik at naturindeksen kan brukes til å følge opp utviklingen, men slike måltall for bruk av naturindeksen er så langt ikke fastsatt av forvaltningen (se boks 4.6).

Dataene som inngår i naturindeksen er hentet fra eksperter ved mange forskningsinstitutt, bl.a. Havforskningsinstituttet, Skog og landskap, Norsk institutt for vannforskning, Bioforsk, Vitenskapsmuseet ved NTNU og Norsk institutt for naturforskning, og er basert på det beste kunnskapsgrunnlaget vi har om disse artene i dag. Naturindeksen ble lansert i 2010 og vil bli delvis oppdatert hvert år og fullstendig oppdatert hvert femte år.

For faglige omtaler om utvikling og bruk av naturindeksen kan det bl.a. vises til Nybø (2010) for en bred gjennomgang, Nybø mfl. (2012) for en omtale av naturtilstand, Aslaksen mfl. (2012a) om bruken av ekspertvurderinger og til Aslaksen mfl. (2012b) om kunnskapsinnhenting og kommunikasjon knyttet til biologisk mangfold.

fordi bl.a. arbeidet med naturindeksen (boks 4.5) har gitt viktige oversikter de siste årene.

Utvalget gjør en del vurderinger av sammenhenger mellom tilstanden i økosystemene og deres evne til å levere ulike økosystemtjenester, men har ikke funnet det mulig å gjøre dette så bredt og systematisk som ønskelig. Vi vil også understrekes at oversikten gir et generelt og overordnet bilde av norske økosystemer med all sin variasjon, og at det under dette vil ligge store lokale og regionale forskjeller.

Utvalget er kjent med at det pågår videreutvikling av metoder og av datagrunnlaget for naturindeksen og for rødlistene, men vi vil i liten grad diskutere mulige svakheter ved tilnærmingen og metoden. Vi vil imidlertid komme tilbake til en rekke grunnleggende kunnskapsbehov, og også understreke behovet for nærmere studier av viktige sammenhenger, bl.a. forholdet mellom biologisk mangfold og økosystemtjenester.

Tabell 4.3 viser tilstand og utvikling for økosystemene som omfattes av naturindeksen og are-

alene de omfatter (se illustrasjon av arealandeler i figur 4.7). Andre fastlandsarealer som ikke er med i tabellen utgjør ca. 14 000 km² (dyrket mark, tettsteder, industriområder, breer, annet). Samlet landareal i Fastlands-Norge er på 323 787 km², og på Svalbard og Jan Mayen henholdsvis 61 022 km² og 377 km²). Arealet av marine økosystemer innenfor Norges økonomiske sone er tre ganger så stort som Fastlands-Norge, rundt 1 mill. km², og tilsvarende marine arealer inngår også i fiskerisonene rundt Svalbard og Jan Mayen. Kystlinjen med vik og fjorder er over 80 000 km, det vil si to ganger lenger enn jordas omkrets ved ekvator.

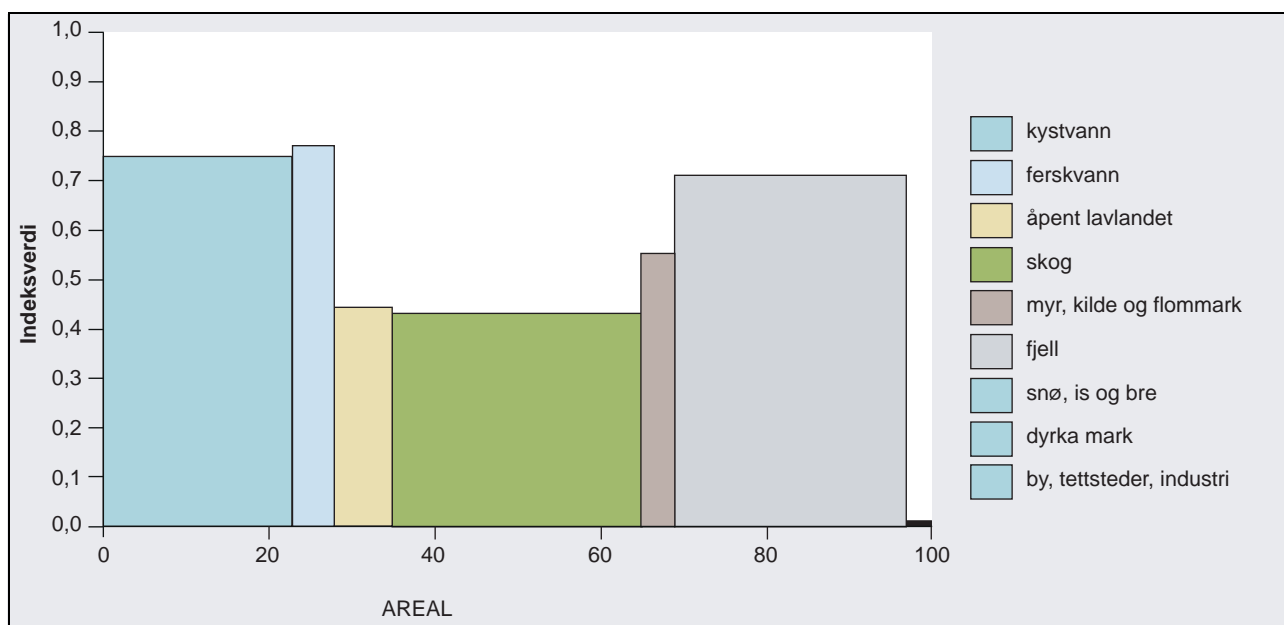
På landjorda dekker skog og fjell de største arealene (hver på ca. 37 pst. av landarealet), mens ferskvann, våtmarker og åpent lavland dekker hver mellom 5 og 9 pst. av landarealet. Åpent lavland slik det er definert i naturindeksen (Nybø 2010) omfatter all åpen semi-naturlig (dvs. halv-naturlig) kulturmark, dvs. slåtte- og beitemark og kystlynghei, samt naturlig åpen mark. Dyrket mark (i betydning intensivt drevet jordbruksområder) inngår ikke i åpent lavland, og dekker 3,4 pst. av landarealet (jf. senere omtale av jordbruksområder), mens by og tettsteder dekker 1,6 pst. og breer 1,0 pst.

Beregnete indeksverdier for 2010 er høyest for hav, kystvann, ferskvann og lavest for skog og åpent lavland. Naturindeksverdien for myr og våtmarker og fjell ligger mellom dette. Videre viser naturindeksen en positiv utvikling for hav og ferskvann på ca. 10 pst. fra 1990 til 2010 (Nybø 2010). I samme tidsrom reduseres naturindeksen

med 12 pst. for åpent lavland. For de andre økosystemene er utviklingen mer usikker, men anslås å ha en stabil eller tendens til svakt negativ utvikling. Naturindeksen viser alltid endringer i de arealene vi til enhver tid har av et økosystem.

Rødlistene vurderer risiko for utrydding av arter eller naturtyper, og slike rødlistene er utviklet både globalt og nasjonalt. De norske rødlistene blir utgitt av Artsdatabanken, og er utviklet i samarbeid med sentrale fagmiljøer og etter relevante faglige kriterier. Den norske rødlista for arter viser at det er flest truede arter i skog, våtmark og åpent lavland (Kålås mfl. 2010a), mens de fleste rødlistede naturtypene finnes i skog og våtmark (Lindgaard og Henriksen 2011). I åpent lavland inngår gamle kulturmarker som blir høstet eller beitet uten at de ble oppdyrket. Flere ulike naturtyper i kulturmark ble slått sammen og gitt en felles truetetsvurdering i den første rødlista for naturtyper (Lindgaard og Henriksen 2011). Tabell 4.3 viser dermed ikke samme detaljeringsnivå for alle økosystemer. I et tidligere arbeid med truetetsvurdering av vegetasjonstyper i Norge, ble det vurdert å være flest truede vegetasjonstyper blant de som er kulturpåvirket (Fremstad og Moen 2001). Det er derfor et godt samsvar mellom rødlistene og naturindeksen i vurderingen av hvilke økosystemer som har størst utfordringer for biologisk mangfold.

Svartelistene gir en oversikt over fremmede arter som utgjør eller kan utgjøre en trussel for norsk natur, og disse utgis også av Artsdatabanken (Gederaas mfl. 2012). Svartelistene bruker



Figur 4.7 Naturindeks for Norge – prosent av totalareal for ulike økosystemer og indeksverdi, 2010.

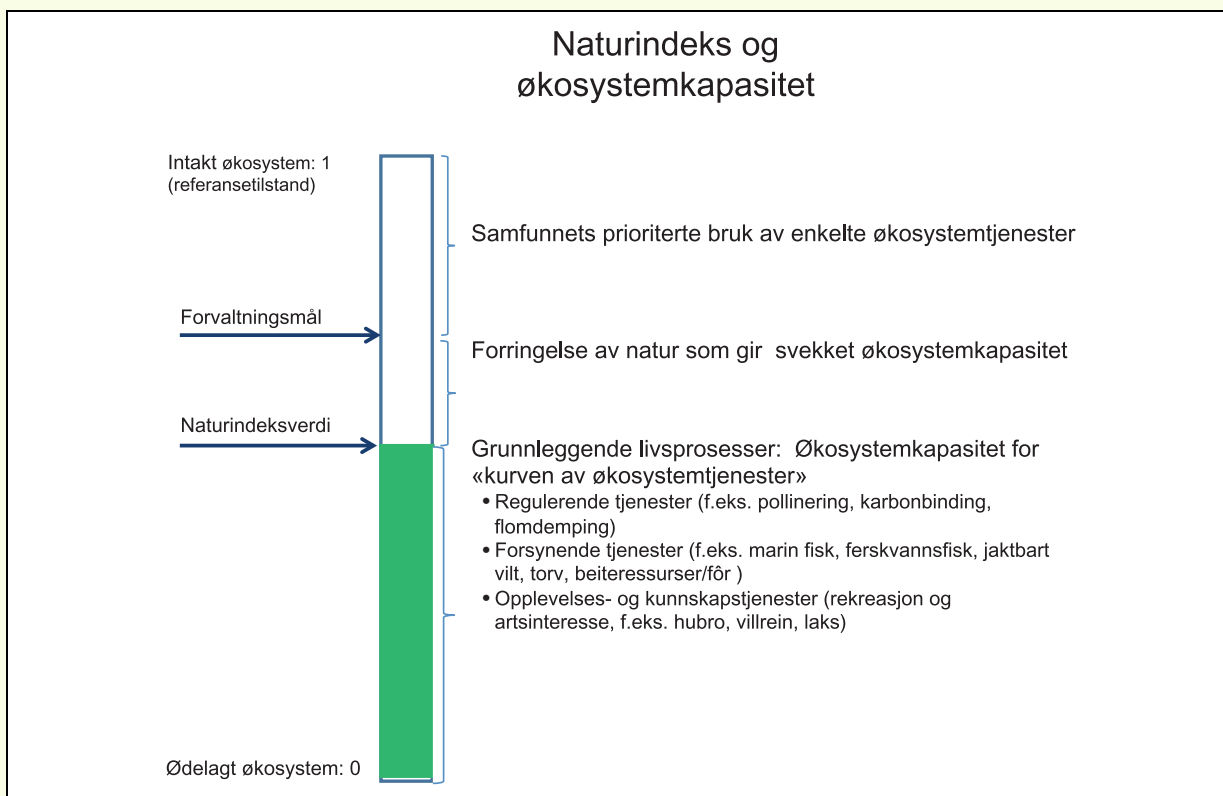
Kilde: Nybø (2010).

Boks 4.6 Naturindeksen som et mål på økosystemenes kapasitet til å levere økosystemtjenester der biologisk mangfold er et viktig element

Naturindeksen måler tilstand og utvikling for biologisk mangfold i de store økosystemene. *Økologisk kapasitet* er et mål på økosystemenes potensial for å levere de samlede økosystemtjenestene nå og i framtida (kurven av økosystemtjenester). Tilstanden til biologisk mangfold er vesentlig for å kunne levere mange av disse tjenestene, og i denne sammenheng kan økosystemkapasitet også sees på som bidraget fra de

grunnleggende livsprosessene (støttetjenestene) til produksjon av økosystemtjenester.

I prinsippet kan naturindeksens verdi avspeile økosystemenes kapasitet til å levere kurven av økosystemtjenester for de typene tjenester der biologisk mangfold er et vesentlig element. En lav naturindeks vil således gi lavere kapasitet til å levere kurven av økosystemtjenester. Det minnes om at naturindeksen ikke er utviklet for områder med dyrka mark og byer.



Figur 4.8 Økosystemkapasitet, måling av naturindeksverdi og fastsettelse av forvaltningsmål.

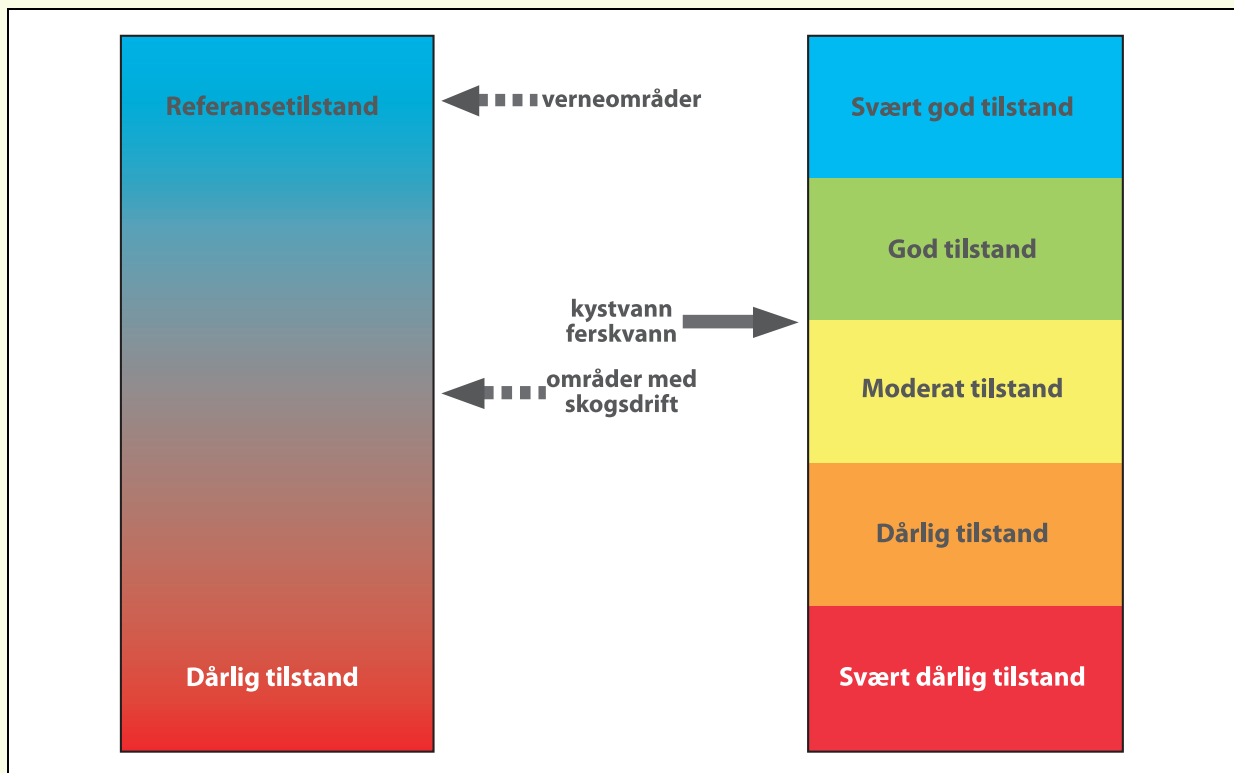
Årsakene til at økosystemet får svekket kapasitet til å levere kurven av økosystemtjenester er av to hovedtyper. Den første følger av samfunnets prioriterte *bruk av biologiske ressurser* og av enkelte økosystemtjenester, som uttak av fornybare naturressurser (f.eks. marin fisk, ferskvannsfisk, jaktbart vilt, torv, beiteressurser/fôr og tømmer). Den andre følger av forringelse av natur som gir svekket økosystemkapasitet pga. *andre negative menneskeskapte påvirkningsfaktorer*. Dette omfatter bl.a. forurensning, overbe-

skatning, arealbruksendringer, fremmede arter og klimaendringer. En vurdering av naturindeksens verdi og av underliggende påvirkninger vil dermed kunne synliggjøre avveininger (*trade-offs*) som gjøres mellom uttak av enkelte økosystemtjenester, forringelse av natur knyttet til andre påvirkninger og økosystemets kapasitet til å levere kurven av økosystemtjenester der biologisk mangfold er et vesentlig element for produksjonen av disse tjenestene.

Boks 4.6 forts.

Uttak av naturressurser (i denne sammenheng i første rekke forsynende økosystemtjenester i form av bruk av biologiske ressurser) er tjenester som samfunnet trenger. Det er derfor kun i særskilte tilfeller, f.eks. naturreservater, at man forventer og ønsker at naturindeksen skal ha en verdi på 1. Vanligvis vil avveiningen mellom bruk og vern av natur medføre at *ønsket naturindeksverdi* er lavere enn 1, noe som kan tolkes som et *forvaltningsmål*. Forvaltningsmål tar hensyn til hva et areal skal brukes til, f.eks. skogsdrift eller naturreservat, og forvaltningsmål må derfor fastsettes ut i fra hvordan området er

tenkt brukt. Ved fastsetting av forvaltningsmål må man søke å minimere forringelse av natur, samtidig som uttak av naturressurser er på et ønsket nivå. I dag er ikke forvaltningsmål satt for noen områder. Fastsettelse av forvaltningsmål er en samfunnsmessig og politisk prioritering. I praksis bør forvaltningsmål knyttes både til nasjonalt og lokalt nivå og fastsettes gjennom en dialog med ulike samfunnssektorer, forskning og befolkning. Figur 4.9 illustrerer hvordan forvaltningsmål kan settes ut fra hvilken bruk samfunnet ønsker et område skal ha.



Figur 4.9 Illustrasjon på forskjell mellom forvaltningsmål (pilene) og referansetilstand for ulike økosystem og geografiske områder.

Note: Per 2013 er det ikke satt konkrete forvaltningsmål for terrestriske økosystemer (stiplede piler). For kystvann og ferskvann setter EUs vannrammedirektiv forvaltningsmål (heltrukne piler). Forvaltningsmålene sier at alle vannforekomster skal ha minimum god tilstand. Eventuelle forvaltningsmål for biologisk mangfold bør trolig være forskjellig avhengig av hvordan området brukes. Et naturreservat vil ha et høyere forvaltningsmål enn et område med skogsdrift.

Kilde: Nybø (2010).

Det presiseres at sammenhengen mellom naturindeksen og økosystemenes kapasitet til å levere kurven av økosystemtjenester langt fra er

entydig. Det må derfor arbeides videre med å operasjonalisere dette, og vi vil komme tilbake med noen forslag i kapittel 11.

Boks 4.7 Truede naturtyper i Norge

I 2011 lanserte Artsdatabanken Norges første offisielle rødliste for naturtyper (Lindgaard og Henriksen 2011). Her ble risikoen for at naturtyper og økosystemer skulle forsvinne eller bli ødelagt vurdert av en ekspertgruppe. Konklusjonen er at 80 typer havnet på rødlista, og av disse er 40 typer truet i Norge. Norsk rødliste for naturtyper gir et innblikk i hvilke økosystemer som har vært under størst press de siste 50 år og hvilke påvirkningsfaktorer som virker på de ulike systemene. Denne kunnskapen er tilgjengelig med detaljer for hver naturtype på Artsdatabankens nettsider¹.

For å kunne lage en rødliste for naturtyper behøves et vitenskapelig basert klassifiserings-system for norsk natur. Norsk natur er svært variert ut fra vår geografiske utstrekning gjennom flere klimasoner og miljøer, fra Skagerrak til Svalbard, og fra dyphav til høgfjell. Dette gir seg utslag et stort mangfold av økosystemer.

For å håndtere denne tilsynelatende uendelige variasjonen i miljøforhold og natur, etablerte Artsdatabanken et nytt type- og beskrivelsessystem i 2009, kalt «Naturtyper i Norge» (NiN) (Halvorsen mfl. 2009). Systemet ble utviklet av landets fremste eksperter på området.

NiN håndterer ulike skalaer, fra substratnivå til større landskap. Det er etablert klare prinsipper for hvordan typer skal defineres, samt et system for å håndtere alle økologiske variabler (kilder til variasjon). Dette systemet gir oss en unik mulighet til å håndtere norsk naturvariasjon på en standardisert og etterprøvbar måte. NiN er et dynamisk system som til enhver tid avspeiler gjeldende kunnskap. Systemet blir jevnlig revidert og kommer i nye versjoner. NiN er i sum et verktøy for å håndtere og beskrive komplekse sammenhenger knyttet til alle norske økosystemer.

¹ www.artsdatabanken.no.

Tabell 4.3 Norske hovedøkosystemers areal og tilstand og utvikling

Økosystem	Areal (km ²) (pst. av landarealet) ¹	Naturindeksverdi i 2010 ² (95 pst. konfidensintervall)	Utvikling i naturindeksverdi fra 1990 – 2010	Antall truede og nær truede arter	Antall truede og nær truede naturtyper
Hav	875 995	0,75 (0,65–0,83) (bunn) 0,71 (0,65–0,76) (vannmasser)	↗	87 ³	5
Kystvann	89 091	0,73 (0,69–0,76) (bunn) 0,66 (0,49–0,71) (vannmasser)	→		9 ⁴
Ferskvann	19 620 (6,0 %)	0,73 (0,68–0,76)	↗	267	7
Skog ⁸	120 746 (37,3 %)	0,40 (0,38–0,43)		1 838	18
Våtmark	17 000 (5,3 %)	0,53 (0,51–0,57)	→	491	15 ⁵
Fjell	118 740 (36,7 %)	0,63 (0,57–0,69)	→	158 ⁶	
Åpent lavland	29 080 (9,0 %)	0,40 (0,36–0,44)	↘	741	3 ⁷

¹ Areal tallene i tabellen er fra SSBs arealstatistikk, mens arealet av fjell og åpent lavland er modellert (N50-enhetene åpen fastmark og bart fjell, grus og blokkmark). For disse arealkategoriene er skoggrensene GIS-modellert, fjell er definert som arealet over den modellerte skoggrensene, mens åpent lavland er skogfrie områder nedenfor skoggrensene (Blumentrath og Hanssen 2010). For hav omfatter arealene norsk økonomisk sone, dvs. ut til 200 nautiske mil.

² Oppdaterte naturindekstall beregnet i 2013, se <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/viktige-signaler-om-samfunnet-117152>.

³ Gjelder marint miljø som helhet, dvs. inkludert både hav og kystvann.

⁴ Antall naturtyper knyttet til kystvann omfatter marine gruntvannsområder og fjæresone.

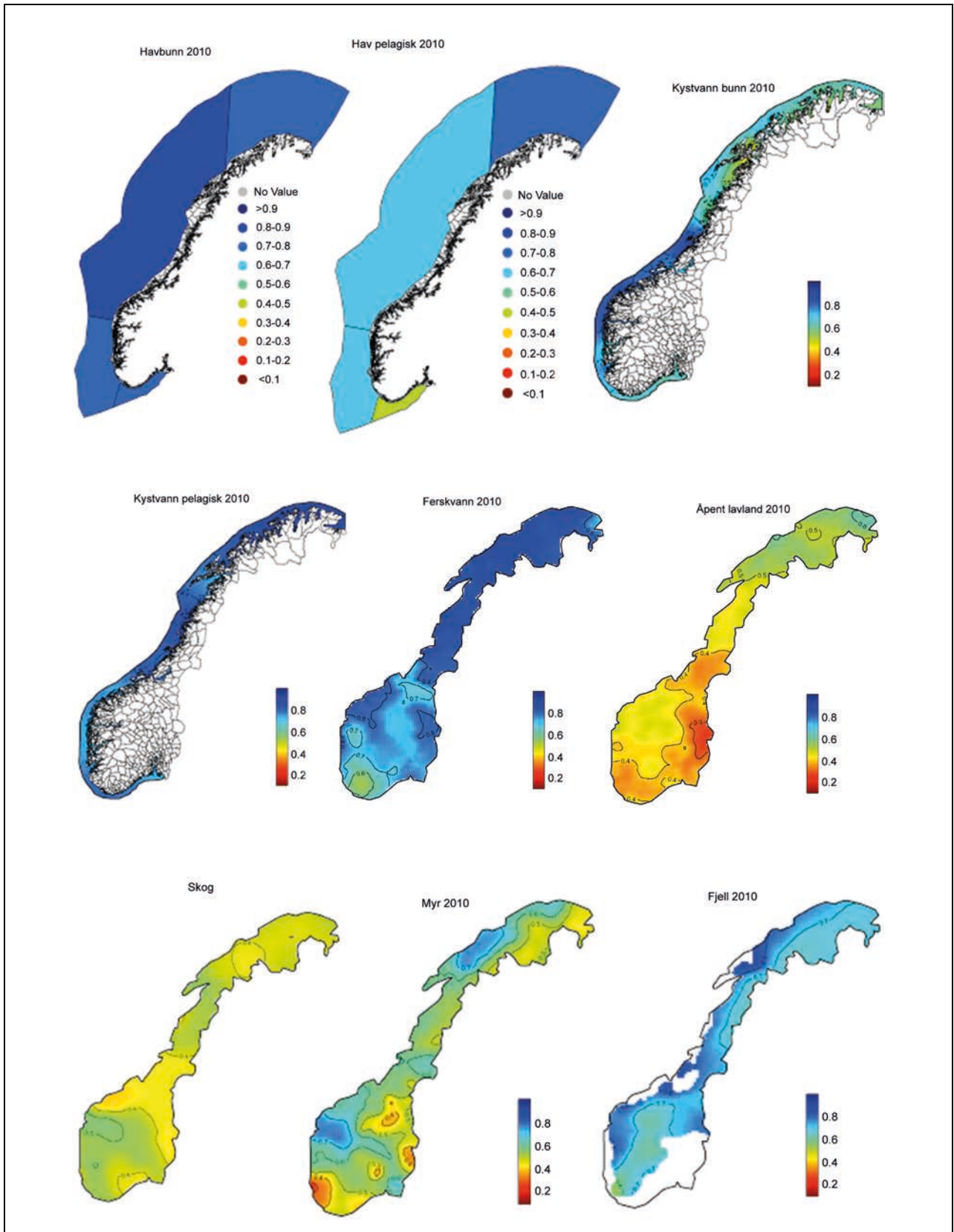
⁵ Antall truede og nær truede arter i våtmark gjelder våtmark og flomsone.

⁶ Austrheim mfl. (2010) for antall truede og nær truede arter i fjell.

⁷ Angitt på mindre detaljeringsnivå enn for øvrige naturtyper.

⁸ For skog var det ikke mulig å beregne en samlet utvikling av naturindeksen fra 1990 til 2010. Dette skyldes at viktige data fra Miljøregistrering i Skog (MIS) mangler for 1990–2000 (Nybø 2010).

Kilde: Der annet ikke er angitt i fotnoter: Nybø (2010).



Figur 4.10 Tilstanden for biologisk mangfold målt med naturindeksen i de store norske økosystemene i 2010.

Mørk blått viser en høy naturindeksverdi (0,8–1), mens rødt viser en lav naturindeksverdi (0–0,2). Disse kartene er ikke oppdatert i forhold til oppdateringen av naturindeksen som ble foretatt i 2013. Endringer på grunn av reviderte indikatorer er små.
Kilde: Nybø (2010).

faglige kriterier for å vurdere økologiske konsekvenser av fremmede arter, og dette gir viktig informasjon om fremmede arter som påvirkningsfaktor knyttet til de ulike økosystemene.

Viktige kilder til informasjon om tilstand og utvikling i de norske havområdene er bl.a. de årlige *havforskningsrapportene* fra Havforskningsinstituttet (de siste er Aglen mfl. 2012 og Bakke-teig mfl. 2013) og kunnskapsgrunnlaget som er utarbeidet for de *helhetlige forvaltningsplanene for norske havområder*.

Vannforskriften (som bidrar til en norsk oppfølging av EUs vannrammedirektiv) vurderer også miljøtilstanden i ferskvann og kystvann, og noe av dette presenteres og reflekteres i omtalen av ferskvann under. For en gjennomgang av tilnæringer og indikatorer (økologiske og kjemiske) som brukes for disse tilstandsvurderingene viser vi til veilederen fra Direktoratetsgruppe Vanndirektivet (2011) om metodikk for karakterisering og risikovurdering av norske vannforekomster. Disse tilstandsvurderingene bruker en noe annen metodikk enn den som benyttes i naturindeksen.

Figur 4.10 viser hvordan naturindeksen varierer innad i Norge for de økosystemene som omfattes av indikatoren. Omtalen under går nærmere gjennom tilstanden i hvert økosystem og hvilke påvirkningsfaktorer som bidrar til å senke naturindeksverdien for de ulike økosystemene. Omtalen er oppdatert med ny kunnskap som er kommet fram etter at naturindeksen ble publisert i 2010. Vi omtaler også tilstanden for økosystemer som ikke omfattes av naturindeksen, arktiske økosystemer, jordbruksområder og grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer).

4.6 Hav

Norge har råderett over store marine områder, og har totalt 115 000 km² sjøterritorium (sonen fra grunnlinjen ut til territorialgrensen på 12 nautiske mil). Norges økonomiske sone (fra territorialgrensen og ut til 200 nautiske mil utenfor grunnlinja) utgjør ca. 870 000 km² hav. I tillegg kommer 715 000 km² hav innenfor fiskerivernsonen ved Svalbard og 290 000 km² hav innenfor fiskerisonen ved Jan Mayen. Av havarealene er Norskehavet størst (56 pst. av havarealet), deretter følger Barentshavet (29 pst.), mens Nordsjøen og Skagerrak utgjør henholdsvis 13 pst. og 3 pst. av havarealet. Livet i havet og langs kysten dekker store arealer med vannoverflate og bunn, og det er også en viktig volumdimensjon som må vurderes og anerkjennes for disse økosystemene (se f.eks.

Armstrong mfl. 2012 for en omtale av økosystemtjenester fra dypere havområder).

Denne vurderingen omfatter de norske havområdene Barentshavet, Norskehavet, Skagerrak og Nordsjøen, slik de er avgrenset i norsk forvaltning. Vurderingen omfatter både vannmasser og bunn, slik dette er definert som «hav-pelagisk» og «havbunn» i naturindeksen. I havområdene er 87 arter oppført som truede eller nær truede på rødlista (Kålås mfl. 2010a). Alvorligst er det for de hekkende fugleartene som er helt eller delvis knyttet til det marine miljø. Her er 25 pst. av artene truet eller nær truet (13 av 52 arter). For marine dypvannsområder står fem naturtyper på rødlista, hvor den mest kjente naturtypen – korallrev – er vurdert som sårbar (Lindgaard og Henriksen 2011).

Atlantehavsstrømmen er den sentrale vannkilden for de norske ansvarsområdene. Den strømmer inn mellom Storbritannia og Island og opp gjennom den Engelske kanal. I vest brer den seg i Norskehavet og strømmer opp langs kysten og deler seg i en grein inn i Barentshavet og en grein vest av Svalbard. I sør brer Atlanterhavsstrømmen seg inn i Nordsjøen og Skagerrak. I Skagerrak blander det seg med vannet som strømmer ut fra Østersjøen og danner Kyststrømmen som går langs norskekysten ut gjennom Skagerrak og videre nordover. Rundt 70 pst. av det atlantiske vannet som kommer inn i Nordsjøen går gjennom Skagerrak. I den polare regionen synker kaldt arktisk vann ned og transporteres i dypet sørover og vest for Norskehavet (Østgrønlandsstrømmen). Vannmengdene som transporteres inn med Atlanterhavsstrømmen er enorme, og den frakter med seg varme, næringsstoffer og arter.

Økosystemene er dynamiske, der de fleste artene ofte ikke er knyttet til ett havområde, men flytter seg etter mattilgang og fysiske forhold,



Figur 4.11 Sjøtre (korall) med reke og slangestjernen medusahode.

Foto: Mareano/Havforskningsinstituttet

som temperatur og saltholdighet. Planteplanktonet er primærprodusentene og kilden til all næring. Vårens algeoppblomstringer, men også ettersommer- og høstoppblomstring, legger grunnlaget for alt annet liv. Mengder av primærproduksjonen ender som næringsrikt nedfall til bunnarter eller i vannsjikt i dypet. Sekundærproduksjon er viktig i marine økosystem, hvor de små dyreplanktongruppene blir førsteleds sekundærprodusenter og hvor f.eks. raudåte er det viktigste mellomledet for at fisk skal få tilgang til primærproduksjonen (boks 4.3). Dyreplankton beiter planteplankton så vel som annet dyreplankton, og er i seg selv viktig næring for store artsgrupper, inkludert fisk, fugl og sjøpattedyr.

Både naturlige og menneskeskapt prosesser påvirker det biologiske mangfoldet i havet. Svingninger i fysisk miljø og næringsstoffer er viktigst for de naturlige prosessene. Små endringer i havtemperaturen kan ha større innvirkning på artene enn en tilsvarende temperaturøkning på land. Varmere hav har allerede ført til at vi finner varmekjære arter lenger nord i norske farvann. Endringene i havet knyttet til naturlige svingninger kan være raske, bl.a. fordi arter hurtig kan utnytte endringene og det er få fysiske barrierer. Dersom uttaket av en fiskebestand blir for stort kan det redusere bestanden til et nivå hvor reproduksjonen blir sterkt hemmet. Dette kalles overfiske eller overbeskatning og er historisk sett den sterkeste direkte menneskelige påvirkningen på havets økosystem. Dette påvirker særlig kommersielle arter, men har økologiske ringvirkninger som delvis kan være kjent, men ikke fullt ut forstått. For sild, torsk og lodde har fiskeri historisk hatt dramatisk påvirkning.

Naturindeksverdien for havbunn for alle havområdene har økt med 10 pst. fra 1990 til 2010. En av årsakene til forbedringene er doblingen av bunnfiskbestandene fra seint på 1980-tallet til 2010 (Fiskeridirektoratet 2013). En mer restriktiv forvaltning av torsk ble introdusert i 2003/04, og fra 2007/08 ble kontrollen av illegale fiskerier og dumping av bifangst bedret. Disse endringene i forvaltningen korrelerer, med en lavere fiskedødelighet, som i 2012 var nær fiskedødelighet målt i 1946, da den høyeste torskebestanden ble målt (ICES 2010).

For rødlistede arter som uer, pigghå og håbrann kan fiskeri ha en betydning i dag. Klimaendringer kan ha en indirekte effekt på sjøfugl, f.eks. gjennom å påvirke mattilgangen i hekketiden – føde kan finnes til feil tid og/eller feil sted slik at beitegrunnlaget blir dårligere. Forhøyede CO₂-nivåer i atmosfæren øker CO₂-konsentrasjo-

nen i havet og kan resultere i havforsuring. Dette vil kunne gi problemer, særlig for planteplankton, kalkalger, bløtdyr (inkl. koraller) og krepsdyr som alle er avhengig av kalk, men også fisk. Oljesøl og miljøgifter er også potensielle negative påvirkningsfaktorer. Dyr med lang levetid, ofte toppredatorer, påvirkes mer av miljøgifter. Innførte arter, som kongekrabben, kan ha en effekt på sammensetning og mengde av lokale arter.

Barentshavet er et rikt hav med en hovedsakelig polar artssammensetning, der særlig bunndyrene har et stort og raskt vekslende artsmangfold. Temperaturen i vannmassene er høyere enn langtidssnittet. Det gir gode forhold for produksjon av plankton, som er viktig føde for de store fiskebestandene. Den høye algeproduksjonen i Barentshavet gir grunnlag for svært tallrike bestander av noen få fiskearter, først og fremst lodde, torsk og sild. Disse er tre nøkkelarter som i stor grad regulerer dynamikken i Barentshavets økosystemer. Lodde spiser mye dyreplankton. Beitepresset er så sterkt at mengden av dyreplankton tenderer til å gå ned når mengden av lodde går opp, og omvendt. Lodde beiter hovedsakelig langs iskanten, men foretar vandringer til Finnmarkskysten for å gyte og er viktig for å få fraktet deler av den store næringsproduksjonen sørover fra iskanten i nord. Sørfra kommer sildelarver drivende inn i området fra gytefeltene langs norskekysten. Sildeelarvene har i oppvekstårene i Barentshavet en betydelig påvirkning på økosystemet både som beiter på andre organismer, men også som byttedyr for andre, før den voksne silda svømmer sørover til Norskehavet. Kollapser i loddebestanden og nedgang i lomvibestander kan knyttes til perioder med stor ungsildbestand.

Torsk er en viktig toppredator i økosystemet. Den ernærer seg av et bredt spekter byttedyr og kan skifte føde alt etter kvalitet og tilgjengelighet. Sild og lodde er et spesielt næringsrikt og foretrukket byttedyr, og torskebestanden påvirkes av svingningene i bestandene. Vellykket forvaltningssamarbeid med Russland med avtaler om et lavt beskatningsnivå, og temperaturøkningen som har gjort større deler av Barentshavet tilgjengelig for torsk, er antatt å være medvirkende årsaker til den gunstige bestandsutviklingen for torsk. I tillegg har en stabil god rekruttering av lodde medført at torskebestanden har hatt en positiv utvikling siden 2000-tallet og gytebestanden er ved inngangen til 2013 på historisk høyt nivå, selv om det ikke var sild i området ved utgangen av 2012.

Noen fiskebestander er fortsatt på et lavere nivå i forhold til grensene for en bærekraftig bestand og arter av sjøfugl har vist en sterk ned-

gang i seinere år. Barentshavet huser rundt 16 mill. sjøfugl, også disse er dominert av noen få arter der hovedandelen er alkefugl. Størst nedgang er observert for lomvi og krykkje, og da særlig i sørvest. Lenger nord og øst i området er situasjonen noe bedre. Årsakene til endringene er ukjent, men antas i alle fall for krykkje å skyldes storskala endringer i det nordlige Atlanterhavet. Det har vært store temperatursvingninger og betydelige endringer i de store pelagiske bestandene i Norskehavet, som igjen påvirker Barentshavet. Til tross for at Barentshavet er resipient for langtransporterte miljøgifter, er det målt reduksjon i forekomstene av persistente organiske stoffer.

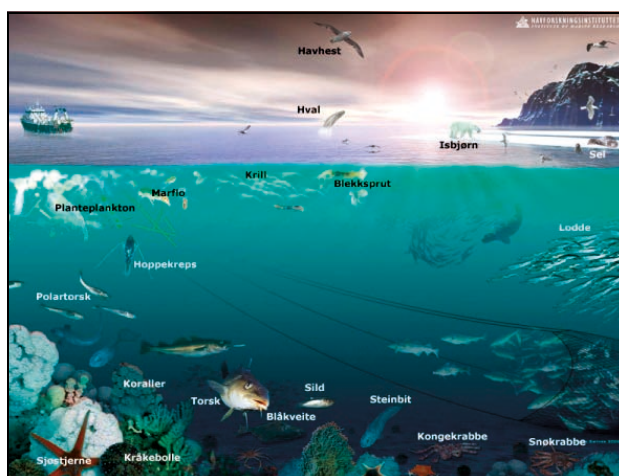
Norskehavet er et meget produktivt område. Langs kysten hekker 1,3 mill. par sjøfugl, hovedsakelig alkefugl. Den biologiske produksjonen er på mange mill. tonn årlig og svært viktig for våre fiskerier. De siste årene har temperaturen i Norskehavet økt, men med en markert nedgang i 2011–2012. Et økologisk element som skiller Norskehavet fra Barentshavet og Nordsjøen er tilstedeværelsen av et lag med flytende organisk materiale fra 400–800 meters dyp. Laget består av småorganismer fra små krepsdyr til forskjellige fiskearter, og disse omsetter biomasse og energi som synker ned fra de øvre vannlagene. Dette laget kan til en viss grad sammenlignes med funksjonen som bunndyr har i Barentshavet og i Nordsjøen.

Dyreplanktonproduksjonen har gått ned siden 1990-tallet men stabiliserte seg i 2011–2012. Bestandene av norsk vårgytende sild er på grunn av svakere årsklasser etter 2004 i nedgang. Kolumle er i 2012 i vekst. Makrellbestanden, har

endret vandringsmønster og utbredelse betydelig. Bestanden synes også å ha økt i mengde. Manglende avtale om internasjonal forvaltning av flere pelagiske bestander i Norskehavet er usikker også i 2014. Situasjonen for dypvannsfisk i Norskehavet varierer. Bestandene av blåkveite, lange og brosme viser tegn til svak økning, men for vanlig uer ser det ut som at gjeldende reguleringer av fisket ikke kan hindre at går det mot et kritisk punkt der kollaps kan inntre. Snabeluer er imidlertid regnet som bærekraftig. Selbestandene i Norskehavet viser ulik utvikling. Klappmyssbestanden synes å være på et lavt nivå, mens bestanden av grønlandssel er høy. Mange steder på kystbankene og på kontinentalsokkelen er det en rik bunnfauna. En rekke områder har fått trålforbud, så det antas at den direkte ødeleggelsen av korallrevene har opphørt. Det er fortsatt noe uvisst om, eller i hvilken grad, korallrevene påvirkes av utslipp fra den ekspanderende oljeindustrien. Nivåene av miljøgifter i Norskehavet er generelt lave, og i stor grad av naturlig opphav.

Nordsjøen og *Skagerrak* har grunnere havområder enn Norskehavet og Barentshavet, og er det mest undersøkte og artsrike havområdet. Typiske kommersielle fiskearter i områdene er nordsjøtorsk, hyse, sei, øyepål, norsk høstgytende sild, makrell, tobis og brisling. I 2012 var temperaturen noe over langtidssnittet 1985–2011. Innstrømming av atlantehavsvann og omrøringen mellom de dypeste vannmassene og øvre lag er god, noe som danner grunnlaget for en god produksjon. I sentrale Skagerrak kom våroppblomstringen i 2012 i gang innenfor normal tidsramme, etter noen år med tidlig start. Produsert biomasse ligger innenfor naturige rammer til tross for en betydelig reduksjon i tilførte næringssalter fra land. En økt biomasseverdi vest i Nordsjøen kan indikere at en betydelig andel av næringssalter blir transportert inn fra Atlanterhavet.

Det er observert en rekke endringer i mengde og artssammensetning av dyreplankton de siste 25 årene. Det er fortsatt svak rekruttering i flere viktige fiskebestander som torsk, sild, tobis og reke, men gytebestander av hyse, øyepål og nordsjøtsild har økt ved inngangen til 2013. I samme tidsrom har det vært en økning i utbredelsen av gytebestanden av tobis. Det hekker rundt 250 000 par sjøfugl, hovedsakelig måkefugl og ærfugl i tilknytning til områdene, der det som i de andre havområdene er bekymring for sildemåke og krykkje. Bestandene av sjøpattedyr, som her omfatter vågehval, spermhval og nise, er relativt stabile. Det er påvist en økning fra 2002 til 2012 av DNA-addukter og PAH-metabolitter i fiskelever på Tam-



Figur 4.12 Økosystemet i Barentshavet – en arktisk marin næringskjede.

Kilde: Havforskningsinstituttet

pen, men det er ikke kjent om dette forårsakes av «gamle synder» eller dagens petroleumsaktivitet.

Naturindeksen for hav er i stor grad basert på samme data som den årlige rapporteringen til bl.a. Havforskningsinstituttet (Aglen mfl. 2012 og Bakketeig mfl. 2013) og samstemmer i store trekk med Havforskningsinstituttets rapporter. Naturindeks for havets vannmasser var moderat til høy i 2010 (0,71, jf. tabell 4.3). Indeksen bygger på 57 indikatorer, med en spredning på ulike artsgrupper og dermed det biologiske mangfoldet. Fiskearter er likevel i overvekt i antall indikatorer. Introduerte arter, for eksempel konge- og snøkrabbe, er utelatt. De er i naturindeksammenheng vurdert som påvirkninger, og kunnskap om fremmede arter benyttes til å forklare eventuelle endringer i arter som ikke er innførte til norske økosystemer. Fremgangen skyldes i hovedsak fremgang i kommersielle fiskebestander. Det er anslått at pelagiske fiskebestander har tredoblet seg fra slutten av 1980-tallet. Til tross for en dramatisk tilbakegang for sjøfugl i både Barentshavet og Norskehavet i perioden, særlig sildemåke, krykkje, lunde og lomvi (Meeren mfl. 2010), så er samlet sett naturindeksverdien derfor økt i perioden, da 5 nøkkelementer utgjør halvparten av indeksen (sild, krill, lodde, planteplankton, dyreplankton), mens sjøfuglindikatorerne kun utgjør 7 pst av indeksverdien.

Naturindeks for havbunn og kysthavbunn var høyere enn for vannmassene i 2010 (0,75 for havbunn og 0,73 for kysthavbunn, jf. tabell 4.3). Samtidig kan vi i figur 4.10 se at naturindeksen for 2010 er høyere for Norskehavet enn for de andre havområdene. Dette kan ha sammenheng med at Norskehavet er svært dypt og overvåkes i liten grad, og at indikatorsettet i en stor grad er basert på ekspertoppfatning i stedet for observerte og faglig forankrede data for et indikatorsett som ikke helt reflekterer artsgruppenes arts-mangfold. Det er likevel grunn til å anta at store deler av Norskehavets dyphavsbunn er lite berørt av menneskelig aktivitet og også har et mer stabilt miljø.

4.7 Kystsonen

Den norske kystsonen (indre farvann) utgjør hele 89 091 km² fra indre fjordområder og ut til grunnlinjen (jf. Tabell 4.3). Kystsonen alene omfatter følgelig et areal som er ca. en tredjedel av landarealet. Kystfiske har til uminnelige tider hatt stor betydning for lokalbefolkningen. Likevel er kunnskapen om det biologiske mangfoldet i kystsonen,

dets endringer over tid og variasjoner dårligere enn for ferskvann og landøkosystemer (Nybø 2010). Her gis en oversikt over tilstanden og utvikling for biologisk mangfold basert på dagens kunnskapsgrunnlag. Vurderingen omfatter både vannmasser og bunn i kystsonen, slik dette er definert som «kystvann-pelagisk» og «kystvannbunn» i naturindeksen.

Kystsonen omfatter et spekter av naturtyper fra fjæresonen til store dyp (1301 m i Sognefjorden). Kystområdene er for det meste grunne, men er preget av store variasjoner i utforming, dybde og bunntyper. I områder med skjærgård er det ofte en mosaikk av bunntyper fra fast til løs bunn, fra strøm- og bølgeutsatte til godt beskyttede miljøer (Oug mfl. 2010b). Vannmassene i kystsonen er oppblandet med ferskvann fra land og strømmer langs kysten som en nordgående kyststrøm. Vannmassene er preget av markerte sesongvariasjoner i temperatur og saltholdighet. I fjordene er vannmassene ofte sjiktet der et vannlag med ned-satt saltholdighet, og som oppvarmes om sommeren, ligger over et dypvann med stabilt kaldt og saltere vann.

Det foreligger ikke sikre oppgaver over antall arter i kystsonen, men overslag antyder opp mot 10 000 arter. Rundt 3000 av disse er encellede, mens det er omkring 500 fastsittende flercellede alger og opp mot 5000 virvelløse dyr (Brattegard og Holte 2001). 150 fiskearter har blitt observert i norske kystfarvann. Av fugl er cirka 60 arter mer eller mindre knyttet til kysten, mens det kan regnes et titall pattedyr, blant dem sel, hval, oter og mink (Oug mfl. 2010a).

I de frie vannmassene er næringskjedene ofte korte; planteplankton – dyreplankton – fisk – sjøfugl og sjøpattedyr. Artene i kystvannet står i nær kontakt med havområdene utenfor. Naturindeksen for vannmassene i kystvann (naturtype kystvann – pelagisk) for landet som helhet i 2010 er moderat (0,66, jf. tabell 4.3). Indeksen er imidlertid bare basert på 32 indikatorer, der 19 indikatorer er sjøfuglarter, men der også planteplankton, dyreplankton, maneter, fisk og pattedyr er inkludert. Nøkkelementene, dyreplankton, planteplankton og sild utgjør halvparten av indeksen, mens sjøfuglene utgjør ca. 14 pst. av indeksen. Det skjeve indikatorutvalget avspeiler stor mangel på gode tidsserier for mange organismegrupper. Videre avspeiler naturindeksen hovedsakelig tilstanden i ytre kystområder, dvs. i mindre grad tilstanden i de indre fjordene. Dette skyldes få indikatorer med tilstrekkelig gode data fra fjordområdene. Med bakgrunn i de valgte indikatorerne, har tilstanden i vannmassene fra 2010 til 2012 vært

stabil i landet sett under ett. I naturindeksberegningen i 2010 for 1990 og 2000 var det tydelige avvik fra referansetilstanden i indre Skagerrak og Oslofjorden som følge av eutrofiering (Oug mfl. 2010a). Dette skyldes både lokale tilførsler av næringssalter fra kommunale avløpsanlegg, avrenningsvann fra landbruksområder og langtransporterte næringssalter fra Østersjøen og sydlige Nordsjøen. Etter at myndighetene på 1980- og 1990-tallet stilte strengere krav til rensing av avløpsvann, har tilførslene til sjøområdene avtatt. Spesielt har tiltakene hatt positiv effekt i områdene omkring Oslofjorden. Dette vises tydelig på utviklingen for planteplankton og har ført til en generell forbedring av vannkvaliteten. Langtransporterte tilførsler av næringssalter fra sydlige Nordsjøen har dessuten avtatt i perioden 2000–2007 (Norderhaug mfl. 2010). I Midt-Norge og Nord-Norge var det derimot en nedgang i indeksverdien fram til 2010. Dette skyldes nedgang i flere arter av sjøfugl og kystfisk. Spesielt har nedgangen vært sterk for pelagisk beitende sjøfugl som lomvi og lunde og overflatespisende sjøfugl som sildemåke og krykkje.

Omkring tre-firedeler av alle artene i kystsonen er knyttet til bunnmiljøer. Bunnforholdene deles grovt inn i hardbunn (fjell og stein) og bløtbunn (leire, mudder, sand og grus). Plantevekst skjer ned til 20–40 meter der lyset blir for svakt for fotosyntesen. Hardbunn domineres av tang og tare, mens bløtbunn kan ha tett vegetasjon av sjøgress (se Oug mfl. 2010a). Bunnområder med vegetasjon er ofte artsrike med en høy produksjon. Naturindeksen (økosystem kystvann-bunn) var relativt høy i 2010 (0,73, jf. tabell 4.3). Indeksen er basert på 45 indikatorer som omfatter fastsittende alger, karplanter (dvergsivaks og ålegras), koralldyr, bløtdyr, krepsdyr, kråkeboller, fisk, sjøfugl og pattedyr. Fisk er den mest omfattende gruppen med i alt 19 arter, fulgt av alger og sjøfugl med fem og krepsdyr og bløtdyr med fire. Mange av artene av fisk overlapper med havbunn. På samme måte som for vannmassene, gjelder her tallene for ytre kyst og i mindre grad fjordområdene. Det er regionalt få indikatorer som er basert på systematisk overvåking. Tilstanden for kystorsk og ål er dårlig til svært dårlig, mens hummer øker noe og kveite i Nord-Norge har blitt mer tallrik (Dahl 2013).

Tilstanden i bunnsystemene for kysten sett under ett viste en svak forbedring i 2012 i forhold til 2010. Tilstanden i kystsonen var god på nordre Vestlandet og i Midt-Norge i 1990 og 2000, mens den var moderat i Skagerrak, sørlige Vestlandet og i Nord-Norge (figur 4.10). Avvikene i Skager-

rak og på sørlige Vestlandet skyldtes mindre god tilstand for mange av indikatorene, f.eks. sukker-tare, sandskjell, hummer og kystfisk. Årsakene er i mange tilfeller ikke klarlagt, men det synes som om eutrofiering, arealinngrep i sensitive kystområder og beskatning er viktige faktorer. Fra Nord-Vestlandet og nordover er det spesielt tilstanden for stortare som slår negativt ut. Denne arten er sterkt nedbeitet av kråkeboller i kystområder med lokal beskyttelse mot bølgepåvirkning. Stortaren utgjør habitat for et stort antall smådyr og fastsittende alger og er viktig som oppvekstområde for kystfisk (Oug mfl. 2010a). Beitingen har meget stort utslag for artsmangfoldet i disse områdene. Stortaren er i gjenoppbygging i midt-Norge i områder som har vært sterkt nedbeitet. Det er ved inngangen til 2013 i hovedsak god forfatning på stortareskogen fra Rogaland til Trøndelag, og forbedringer i Nordland (Dahl 2013).

Utviklingen fra 1990 til 2010 har variert over landet. Naturindeksen har hatt en reduksjon på Sørlandet og Østlandet, vært mer eller mindre stabil på Vestlandet og i Nord-Norge. I Midt-Norge er det indikasjoner på en forbedring. Dette har sammenheng med at kråkebollenes nedbeiting av stortaren er på retur i området, samtidig som tilstanden for enkelte arter av fisk er bedre (Oug mfl. 2010a).

Rødlistevurderinger som er gjort for det marine miljø baserer seg på en lavere andel av artene som finnes der, enn for øvrige økosystemer. Dette har også sammenheng med et lavt kunnskapsnivå sett i forhold til det totale artsantallet. For virvelløse dyr er bare omkring en femdel av artene vurdert. I marint miljø står 87 arter på den nasjonale rødlista (Kålås mfl. 2010a). Det lave antallet truede arter har sammenheng med at mange av de marine artene har stor spredningsevne og finnes over store områder, men den viktigste grunnen, i alle fall for virvelløse dyr, er nok kunnskapsmangel og utilstrekkelig kartlegging (Oug mfl. 2007). Bare for et fåtall arter foreligger det kunnskap om bestandsutvikling og årsaker til oppgang eller nedgang. Handlingsplaner er under utarbeidelse for dvergålegras, sjøfugl og østers. For marine naturtyper er sukkertareskogen vurdert som kritisk truet i Skagerrak og sårbar i Nordsjøen (Lindgaard og Henriksen 2011).

Marine organismer er utsatt for en rekke ulike menneskeskapte påvirkninger. Dette omfatter forurensninger, forhøyde tilførsler av næringssalter (eutrofiering), beskatning ved fiske og fangst, fysisk påvirkning på levesteder, spredning av fremmede arter og klimaendringer. Tradisjonelt har forurensninger, eutrofiering og overbeskat-



Figur 4.13 Mangfoldig natur i kystsonen – barn studerer livet i fjæra.

Foto: Marianne Gjørsv

ning vært sett på som de fremste truslene, men i de senere årene har det blitt klart at skader på artenes leveområder, i form av innskrenkning eller endring av arealer, er av langt større betydning enn tidligere antatt. Klimaendringer og spredning av fremmede arter innebærer nye trusler som det foreløpig er lite kunnskap om. Endringer i klima kan føre til både økt temperatur og økt innhold av drivhusgassen karbondioksid (CO_2), som kan resultere i en forsuring av havet. Spredning av fremmede arter til norsk kystfarvann synes å øke, delvis som en følge av økt verdenshandel og transport, men også ved at fremmede arter som er etablert i naboland sprer seg videre til norske sjøområder (Oug mfl. 2010b). I de siste 30 år har en rekke nye fremmede arter blitt introdusert. Dette skyldes økning i skipstrafikk mellom ulike havneområder med dertil hørende utslipp av ballastvann, sammen med en økning i sjøtemperaturen. Norge ratifiserte i 2006 en internasjonal avtale som pålegger rensning av ballastvann. Fra konvensjonens ikrafttredelse og fram til renskravene blir innfaset i perioden 2009–2016,

er det et krav at skip gjennomfører utskifting av ballastvann etter bestemte standarder i områder mer enn 200 nautiske mil fra land og med en havdybde på minst 200 meter. Dette vil forhåpentligvis bremse utviklingen med nye introduksjoner via ballastvann. I det nylig avsluttede arbeidet med risikovurdering av fremmede arter i Norge (Gederaas mfl. 2012) er i alt 16 etablerte arter av fastsittende alger og virvelløse dyr i kystsonen vurdert til å ha høy eller svært høy risiko for økologiske effekter. For mange marine arter er imidlertid kunnskapen om forekomst og økologiske effekter dårlig.

4.8 Ferskvann

Norge har en rik og mangfoldig vassdragsnatur. Elver, bekker, dammer og innsjøer inngår i ferskvann, og totalarealet er på 19 620 km² (jf. tabell 4.3). Vassdragsnaturen er karakterisert av mange små innsjøer (ca. 870 800 stk.) som er mindre enn 10 mål (10 000 m²) og hurtigstrømmende elver

(se Schartau mfl. 2010b). 2163 innsjøer er større enn 1 km² (1000 mål). Ferskvann i Norge er generelt svært næringsfattig, noe som gjør at de lett påvirkes av økt næringssaltbelastning (eutrofiering) og forsurende forbindelser.

I ferskvann kjenner vi 2800 arter, hvor fjærmygg, hjuldyr og biller er de største artsgruppene. Vi har 31 naturlig forekommende fiskearter. I tillegg har vi to fiskearter som lever deler av sin livssyklus i ferskvann, men som formerer seg i havet; ål og skrubbe. Laksen derimot, formerer seg i ferskvann, men tilbringer store deler av livet i havet. Videre er ferskvann viktig for amfibier (6 arter), fugl (80 arter) og pattedyr (6 arter) og et ukjent antall plantearter, der alger med mer enn 2000 beskrevne arter er langt den mest artsrike gruppen (Schartau mfl. 2010b). I ferskvann er det registrert 267 nær truede eller truede arter (Kålås mfl. 2010a), det vil si cirka 10 pst. av kjente arter i ferskvann. Hoveddelen av disse er vanninsekter og planter, men også seks av ni amfibiearter står på rødlista. Tre naturtyper er oppført som sterkt truet på rødliste for naturtyper; kalksjøer, kalkrike dammer og tjern, og kroksjøer, meandere og flomløp (Lindgaard og Henriksen 2011). Handlingsplaner er bl.a. utviklet for elvemusling, edelkreps, damfrosk, storsalamander, horndykker, kalksjøer/kransalgesjøer, kroksjøer og meandrede elvepartier og elvedelta.¹¹

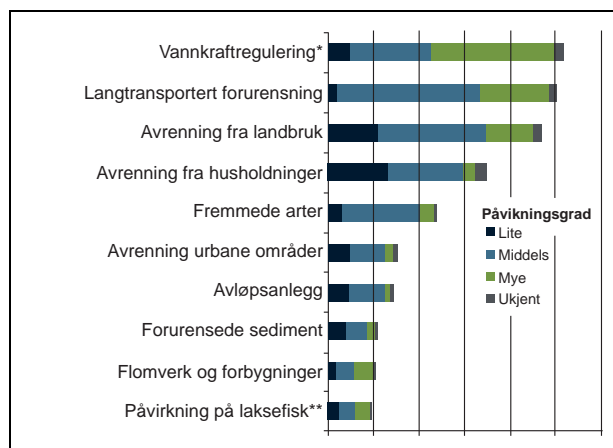
I Norge vurderes den økologiske tilstanden i ferskvann som nevnt også med bakgrunn i vannforskriften (se bl.a. Direktoratgruppen Vanddirektivet 2011). I arbeidet med vannforskriften kommer det bl.a. fram at det på landsbasis er langtransportert forurensning, vassdragsreguleringer, forurensning fra landbruket og spredt avløp som er de hyppigste årsakene til at vassdrag ikke har god miljøtilstand i dag (figur 4.14). Det vil imidlertid være store regionale forskjeller, hvor f.eks. langtransportert forurensning finnes i hele Norge, men hvor påvirkninger er sterkest i Sør-Norge. Mens naturindeksen benytter et veid gjennomsnitt for indikatorene benytter vannforskriften det såkalte «verste-styrer» prinsippet, som innebærer at de indikatorene som kommer dårligst ut avgjør tilstandsvurderingen. Videre benytter vannforskriften et indikatorsett som er noe smalere enn det som benyttes for naturindeksen, f.eks. inngår ikke vannfugl, muslinger og amfibier. Videre er vannforskriften designet for detaljert vurdering av utviklingen på fin geografisk skala, mens naturin-

deksen skal gi et overblikk, men ikke detaljert geografisk kunnskap.. Disse ulikhetene bidrar til at naturindeksen for ferskvann kommer vesentlig bedre ut enn vannforskriftens tilstandsvurdering.

Naturindeksen for ferskvann i 2010 er relativt høy; 0,73 (jf. tabell 4.3). Verdiene er lavest på Sørlandet og på deler av Vestlandet (figur 4.10), noe som har sammenheng med langvarig forurensning som følge av langtransportert forurensning. Ferskvann i deler av Østlandet og Midt-Norge avviker også fra referansetilstanden. Dette skyldes først og fremst omfattende vassdragsreguleringer i disse regionene (Schartau mfl. 2010a).

Fra 1950 til 1990 foregikk det en vesentlig forverring av tilstanden for ferskvann i Norge. Omfattende forurensning av vassdragene i Sør-Norge, store vassdragsreguleringer, økte utslipp av kloakk og avløpsvann rundt tettsteder og i bynære strøk, økt bruk av kunstgjødsel i jordbruket og tilhørende avrenning, samt ulike mindre fysiske inngrep, førte til tap av biologisk mangfold og reduserte bestander av ferskvannsflora og fauna. Tilstanden har siden forbedret seg gradvis. Reduserte tilførsler av sur nedbør, tiltak i form av kalking av forsurede vassdrag, tiltak i næringsmiddelindustri og i avløpssektoren som har redusert organisk belastning/eutrofiering, endringer i fiskeregler og fredning i tilknytning til fiske har bidratt til en forbedret tilstand.

Gjennomsnittlig forbedring i naturindeksen for ferskvann er 10 pst. i perioden 1990–2010. Utviklingen har vært positiv for alle regioner, med unntak av Midt-Norge som har en svak negativ utvikling. Årsaken til den negative utviklingen i denne regionen er sannsynligvis flere nye og utvidelse av eksisterende vassdragsreguleringer. Lokalt har det også vært en negativ utvikling som en følge av eutrofiering og habitatendringer. Vass-



Figur 4.14 Påvirkninger på vassdrag i Norge.

Kilde: Vannportalen.no

¹¹ En oversikt over slike handlingsplaner finnes på <https://www.miljødirektoratet.no/content/1232/Oversikt-over-handlingsplaner>.

drag i lavereliggende områder, f.eks. i sentrale deler av Østlandet, har et biologisk mangfold som avviker betydelig fra referansetilstanden, og i enkelte av disse er utviklingen negativ. Intensivering av jordbruket med økt bruk av kunstgjødsel, samt økt urbanisering, kan være to viktige faktorer. Det er påvisbar forurensning fra langtransportert forurensning med kadmium, bly og kvikksølv i Sør-Norge, og kvikksølvnivåene er så vidt høye at man i enkelte sørlige deler av landet fraråder konsum av stor fisk. I de siste årene har man også påvist nye miljøgifter, så som bromerte flammehemmere.

I overskuelig framtid vil forsuring og eutrofiering trolig stabilisere seg på dagens nivå eller avta forutsatt at dagens tiltak opprettholdes eller forsterkes. Utbygging av fornybar energi i form av småkraftverk og/eller større utbygginger kan øke i omfang, noe som kan påvirke det biologiske mangfoldet i disse vassdragene. Klimaendringer vil kunne endre det biologiske mangfoldet på ulike måter, bl.a. ved å bidra til at effektene av eutrofiering forsterkes (se Schartau mfl. 2010a). Klimaendringer kan også gjøre det lettere for fremmede arter å etablere seg. Fremmede arter er et økende problem i ferskvann, men også forflytting av fiskearter innad i Norge, bl.a. ved bruk som agn, er et problem (Gederaas mfl. 2012). For eksempel har innførsel av den fremmede arten signalkreps (fra Nord-Amerika) gjort det vanskelig å utrydde en annen introdusert art, nemlig krepsepest. Signalkrepsen overlever krepsepest i motsetning til den norske krepsen, og dermed sprer pesten seg lettere til den stedegne europeiske ferskvannskrepsen.

4.9 Skog

Skog finnes i alle fylker og dekker rundt 38 pst. av fastlands-Norge, hvor 80 pst. av skogen ligger under barskoggrensen. De resterende 20 pst. består av fjellbjørkeskog og bjørkeskog i våre nordligste fylker. Av det samlede skogarealet utenfor Finnmark, utgjør gran- og furuskog henholdsvis 34 pst. og 36 pst. av skogarealet, edellauvskog ca. 1 pst. og annen lauvskog 29 pst. (Larsson og Høyen 2007). Det er nylig anslått at vi nå har rundt 10 mrd. trær i Norge, og av dette utgjør bjørk, gran og furu rundt 85 pst. (Granhus mfl. 2012).

Skogen er artsrik. Om lag 60 pst. av Norges kjente arter er knyttet til skog (det vil si rundt 24 000 arter), og av disse er det flest sopp- og insektarter (Gundersen og Rolstad 1998). De van-

ligste treslagene (gran, furu, bjørk og enkelte andre lauvtrær), samt vidt utbredte lyngarter som røsslyng og blåbær og grasarter som smyle, setter et tydelig preg på skogene og er sentrale for skogenes opptak av CO₂ fra atmosfæren og oppbygging av plantebiomasse. Mange små og unnselige arter av insekter og sopp har imidlertid viktige økologiske funksjoner som nedbrytere av levende og dødt organisk materiale. En del av artene i skog er spesialiserte og stiller strenge krav til livsmiljøet for at de skal kunne trives og formere seg. Mange arter insekter, moser og sopp er eksempler på spesialiserte arter som er avhengige av god tilgang på liggende eller stående død ved i ulike dimensjoner og nedbrytingsstadier. Videre er gammel lauv- og barskog viktig for mange spesialiserte fuglearter, blant andre hakkespetter og flere sjeldne rovfugler. 1838 skoglevende arter er ført opp som truede eller nær truede på den norske rødlista (Kålås mfl. 2010a). Dette utgjør 50 pst. av det totale antall rødlistede arter i Norge.

Regnskog er definert som et skogøkosystem med arter som er avhengig av relativt stabil og høy luftfuktighet. I tropiske regnskoger opprettholdes luftfuktigheten av rikelig og hyppig nedbør. I nordlige regnskoger med relativt mindre nedbør bidrar lavere temperatur til redusert fordamping slik at luftfuktigheten holdes høy. I områder med temperert og boreal regnskog i Norge er nedbørhyppigheten høy (over 200 døgn pr år), og den gjennomsnittlige årlige nedbøren er over 1200 mm (Holien og Tønsberg 1996). Kystgranskogen er meget rik på lav og mosearter, og artsinventaret er så spesielt at det har fått en egen benevnelse blant botanikere; trøndelagselementet. Registreringer i 1998 viste at man hadde 20 km² intakt kystgranskog (Gaarder mfl. 1998). Til sammenligning er utbygd areal på Gardermoen flyplass i 2012 rundt 10 km². Senere anslag viser at det muligens kan være opptil 50 km² kystgranskog (Holien og Prestø 2008). Kystgranskog er sammen med temperert kystfuruskog og olivinskog regnet som sterkt truet, mens tre andre skogtyper er definert som sårbare: kalkrik bøkeskog, kalklindeskog og lågurt-grankalkskog. 12 andre typer er regnet som nær truet (Lindgaard og Henriksen 2011). Det er bl.a. utarbeidet utkast til handlingsplaner for høstingsskog, kalklindeskog og kystfuruskog med sikte på å bevare disse for fremtiden.

I en vurdering fra 2010 (Framstad mfl. 2010) er det anslått at ca. 6,8 pst. av alt skogareal var vernet i 2009. Vernet areal dekker i dag noe under 2,7 pst. av produktiv skog. Generelt inneholder

vernet areal lite av den mest produktive og antatt mest verdifulle skogen for biologisk mangfold.

Skog og åpent lavland er de to hovedøkosystemene som hadde den laveste naturindeksverdien i 2010. Indeksen for skog har vært stabil eller svakt avtagende mellom 1990 og 2010 (jf. tabell 4.3). I skogindeksen inngår 72 ulike indikatorer (insekter, sopp, planter, pattedyr og fugl), samt indirekte indikatorer fra Landsskogtakseringen. Hele 29 indikatorer scorer lavere enn 0,4 som er den samlede nasjonale indeksen for skog, og alle artsgrupper er representerte her (Nybø mfl. 2012). Dette betyr at det ikke er noen få enkeltindikatorer som alene er årsaken til den lave naturindeksverdien. Blant de indikatorene som har lave verdier finner vi rovdyr, gamle trær og liggende død ved, elg og hjort (Storaunet og Gjerde 2010). Elg og hjort har i enkelte områder så høye bestander at de er skadelige for andre arter, f.eks. rogn, selje og osp. Både skogbruk og forvaltning av rovdyr og hjortevilt innvirker på naturindeks for skog. Siden skogbruket, hjortevilt- og rovviltbestandene er regulert av politiske vedtak, ulike virkemidler og næringsutøvelse, er den lave naturindeksverdien i hovedsak en konsekvens av menneskers ressursutnyttelse og forvaltning.

Skogbruksdrift er en av de faktorene som sterkest påvirker det biologiske mangfoldet i skog. Etter andre verdenskrig kom omlegging til bestandsbruk for alvor til Norge, med flatehogst, grøfting, markberedning og planting. Grøftingen har tidligere vært omfattende, og den har hatt negativ innvirkning på det biologiske mangfoldet og livsbetingelser for flere rødlistearter knyttet til næringsrik sumpskog (Gjerde mfl. 2010). Grøfting er nå mer eller mindre opphørt (se Bjerke mfl. 2010). Årlig avvirktes ca. 450 km² ved flatehogst, slik at samlet flatehogd areal nå er oppe i



Figur 4.15 Skogen gir mange muligheter, blant annet for friluftsliv.

Foto: Eldar Ryan

vel 50 pst. av det produktive skogarealet (Vennesland mfl. 2006). Planting av ny skog er mer enn halvert de siste tiårene, til ca. 130 km² årlig, og mengden av nye skogsbilveier er også sterkt redusert i perioden.¹²

Skogbruket er en viktig næring for Norge basert på fornybare biologiske ressurser og økosystemtjenester fra norske skoger (figur 5.16). Skogbruket er imidlertid i dag vurdert til å være den klart viktigste påvirkningsfaktoren i skog, og er oppført som en negativ faktor for 76 pst. av de nær truede og truede artene i skog (Kålås mfl. 2010b). Skogbruk medfører både endringer i markstruktur og hydrologi på grunn av markberedning, store maskiner, etablering av skogsbilveier og endring i selve økosystemet i og med at trærne fjernes og en helt ny skogstruktur oppstår. Hogst av trær medfører også en sterk reduksjon av karbonlageret i skog, med økt utslipp av klimagassen CO₂ som resultat, der klimaeffekten vil avhenge av hvordan de hogde trærne brukes. Skogbruket er en viktig påvirkningsfaktor for truede naturtyper, og betydningen av denne øker på mer kalkrik og fuktig grunn (Lindgaard og Henriksen 2011).

Videre er skog i laveliggende områder under sterkt utbyggingspress, både fra utbygging av boliger og tettsteder og fra nydyrking. Dessuten fortettes skogen på grunn av gjengroing, og dette truer lyskrevende arter. Det kan også påpekes at skogbruket nå har en egen miljøforskrift og er gjenstand for en bransjestyrt miljøsertifisering¹³. Her har skogbruket lagt opp til å registrere og ta vare på viktige forekomster av livsmiljøer for truede arter i skog. Volumet av død ved har hatt en positiv utvikling fra 1995 til 2010 (Storaunet og Gjerde 2010). Død ved er viktig for forekomsten av en rekke insekt- og sopparter.

Sett i et tidsperspektiv fra tidlig på 1900-tallet har flere egenskaper i skogen forbedret seg, bl.a. ved en økning i mengden av skog eldre enn 120 år, store trær, edellauvtrær og andre lauvtrær¹⁴. Dette illustreres bl.a. ved at volumet i dagens skog er mer enn doblet siden 1925 (Storaunet og Gjerde 2010). På tidlig 1900-tall var både jaktbart hjortevilt, rovvilt og tømmerressursene på lave

¹² Kilde:
<http://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri?de=Skogbruk>.

¹³ Mer informasjon om Norsk PEFC Skogstandard er tilgjengelig på http://www.pefcnorvege.org/side.cfm?ID_kanal=11.

¹⁴ Kilde:
<http://www.skogoglandskap.no/nyheter/2007/1192537469.38>.

nivåer, trolig vesentlig lavere enn vi vil anse som bærekraftige.

Utviklingen for biologisk mangfold i skog er vanskelig å forutsi. Klimaendringer og eventuelle klimatiltak som økt skogplanting og mer intensiv utnyttelse av trærnes biomasse, vil innvirke på de skogslevende artene. Måten tilplanting av skog, eventuelt andre klimatiltak og avvirkning blir gjennomført på, vil få stor betydning for utviklingen. En mer intensiv utnyttelse av skogen vil med stor sannsynlighet være negativt for det biologiske mangfoldet.

4.10 Våtmark

Våtmark finnes der jordsmonnet er mettet av vann, enten på grunn av et høyt grunnvannsspeil eller der det er naturlige kilder (oppkommer). Planter som lever på våtmark er tilpasset et liv med vannmettede forhold. Våtmark består av kilder og myr, men arealet av naturtypen kilder er samlet sett lite.

Myr dannes der fordampingen av vann er mindre enn tilførsel fra nedbør eller tilsig av grunnvann. Nordlige land som Sverige, Norge, Finland og Island, har sammen med Russland de største myr-arealene i Europa. I Norge finnes de største myr-arealene i indre deler av Østlandet, indre deler av Midt-Norge, samt indre deler av Finnmarksvidda. Variasjonen i ulike myrtyper er stor, og myrer deles i to hovedtyper: nedbørsmyr og jordvannsmyr. Nedbørsmyrene mottar all næring fra nedbøren, mens jordvannsmyr også får tilført næring fra grunnvannet. Menneskelig påvirkning, f.eks. i form av nedbygging av elvedeltaer og drenering av myr, har ført til betydelige tap av norske våtmarker. Våtmark utgjør i dag ca. 5 pst. av landarealet (jf. tabell 4.3).

Mange plantearter tåler ikke det oksygenfattige miljøet i våtmarker. Torvmoser tåler imidlertid godt oksygenfattig miljø og er typiske for myr. Edderkopper og insekter, spesielt kortvinger, trives godt på myr. Dagsommerfugler, øyestikkere og mygg er tallrike i våtmark. Amfibier finnes i våtmarker som ikke har pH vesentlig lavere enn 5,5. Fuglefaunen er rik. Mange vadefuglearter er avhengige av våtmark, og gjess, ender og trane er også vanlige. Fire av de seks fugleartene som har reproduserende bestander i Norge og som står på den globale rødlista, finnes i våtmark (dverggås, dobbeltbekkasin, storspove og svarthalespove).

En av de viktige økosystemtjenestene for våtmarker er flomdemping. Drenering av våtmarker og forbygning av elveløp gir større flommer len-

gre ned i vassdraget der folk bor enn om man hadde hatt intakte økosystemer. Våtmarker er også viktige i klimasystemet, med store karbonlagre (bl.a. i nordlige myrområder med permafrost) og stor risiko for utslipp av klimagasser ved forstyrrelse og klimaendringer.

Naturindeks for våtmark er på 0,53 (jf. tabell 4.3), men den geografiske variasjonen i naturindeksen er stor innad i Norge (figur 4.10). Dette har ulike årsaker, både reelle variasjoner, men også mangel på gode geografisk dekkende datasett på indikatorer for våtmark som kan benyttes i naturindeks for våtmark. Naturindeksen bygger på 34 indikatorer, og moser, karplanter, insekter, amfibier og fugler inngår i indikatorsettet. Myrer i lavlandet er spesielt utsatt på Sørlandet og i Hedmark-Trøndelag (Bjerke mfl. 2010). En av årsakene til disse lave verdiene, er en tidligere høy grøftingsaktivitet. For myrer i fjellet pekes det bl.a. på at nedsmelting av palsmyrer (myrer med permafrost) i Finnmark og Troms er en årsak til lave naturindeksverdier der (figur 4.10). Rødlista for arter angir 215 arter som truet eller nær truet i våtmark og 216 for flomsonen (Kålås mfl. 2010a). Myr omfatter 14 truede eller nær truede naturtyper, hvorav en er kritisk truet (slåttemyrkant) og fire er sterkt truet (palsmyr, rikere myrkanthav i lavlandet, slåttemyrflate og rikere myrflate i lavlandet) (Lindgaard og Henriksen 2011). Slåttemyrkant og slåttemyrflate inngår i en handlingsplan for slåttemark, som er en utvalgt naturtype (Direktoratet for naturforvaltning 2009).

Arealet av myr og våtmark er i dag cirka 19 000 km² (jf. tabell 4.3), men man antar at myrarealet har vært rundt 30 000 km² før krigen (Løddesøl 1948¹⁵). Grøfting av myr og våtmark til jordbruksformål startet allerede på 1700-tallet, men kom for alvor i gang på slutten av 1800-tallet. I perioden fra 1919–1946 ble 2000 km² myr grøftet for dyrking, særlig i lavere strøk, og 4000 km² for skogplanting (Johansen 1997). Grøfting opphørte mer eller mindre rundt år 2000. Grøfting har således omdannet store myrarealer til andre økosystemer (skog og dyrket mark). Uttak av torv til brensel, nedbygging av myrer i lavlandet til boliger, industri og infrastruktur kommer i tillegg. Videre har myrene, på samme måte som åpent lavland, vært brukt til utmarksbeite og utmarksslått. Mye av denne aktiviteten har nå opphørt, og myrene gror igjen. Også den økte nitrogentilførselen som kommer med forurenset nedbør, gir gjengroing.

¹⁵ Denne boken fra 1948 har en tittel som kan vise at økosystemtjenestetanken ikke er helt ny, «Myrene i næringslivets tjeneste».

Dette gjelder særlig nedbørsmyrene i Sør-Norge der tålegrensene er overskredet (se Aarrestad og Stabbetorp 2010). Klimaendringer vil i fremtiden både kunne bidra til gjengroing pga. høyere temperaturer, men også endrede nedbørsforhold.

Fremmede arter ser foreløpig ut til å være en marginal trussel i myrområder, men på næringsrike myrkanter, kilder og flommark er platanlønn, kjempebjørnekjeks, tromsøpalme, hagelupin og legepestrot fremmede arter som har potensial til å invadere områdene (Gederaas mfl. 2007 og 2012). Elvedelta er en type flommark som også har hatt

store inngrep i forbindelse med utbygging av byer og industri, og det er nå bare 23 urørte delta over 250 dekar igjen i Sør-Norge.¹⁶ Med bakgrunn i disse vurderingene, kan man anta at de langt største inngrepene i myrer allerede har inntruffet, men effektene av dette vil vise seg i et langt tidsperspektiv i form av gjengroing og uttørking. For annen våtmark slik som flommark vil trolig nedbygging og etablering av fremmede arter fortsatt øke i omfang.

¹⁶ Kilde: www.miljostatus.no

Boks 4.8 Vern av norsk natur

Hovedmålet med å opprette verneområder er å sikre et representativt utvalg av Norges naturtyper og landskap for kommende generasjoner. Vern skal også bidra til å sikre områder av spesiell verdi for planter og dyr. Kapittel 15 gir en omtale av ulike typer vern som virkemiddel for bevaring av biologisk mangfold og andre miljøverdier i Norge.

Ved inngangen til 2013 var 16,9 pst. av Norges fastlandsareal vernet. Tabell 4.4 gir en over-

sikt over vernet areal på det norske fastlandet og verneområder som er opprettet etter den gamle naturvernloven og etter naturmangfoldloven. Høyfjellsområder dominerer i arealomfang, særlig i form av nasjonalparker og landskapsvernområder. Verneområdene (særlig naturreservatene) omfatter bl.a. skogvernområder, sjøfuglområder, våtmarksområder, myrområder og geologiske verneområder.

Tabell 4.4 Vernet areal per 31. desember 2012

Type verneområde	Antall	Areal i km ²	Andel av Norges landareal
Nasjonalparker	36	31 317	9,7 pst.
Landskapsvernområder	202	17 322	5,4 pst.
Naturreservater	2 051	5 649	1,7 pst.
Andre	473	390	0,1 pst.
Totalt	2 762	54 678	16,9 pst.

Arealet som er oppgitt inkluderer ferskvann.
Kilde: Miljødirektoratet

Norske verneområder (utenom rent marine verneområder og verneområder på Svalbard og Jan Mayen) ble evaluert i 2009 i forhold til de ulike målene ved områdevernet (Framstad mfl. 2010). Evalueringen konkluderte med at verneområdene dekker en betydelig del av Norges areal, men er geografisk skjevt fordelt med en vesentlig underdekning av arealer i lavlandet og langs

kysten. Verneområdene har også utilstrekkelig dekning av flere naturtyper, spesielt produktiv skog, men dekker en stor andel av Norges fjellområder. Svært mange av verneområdene er svært små (61 pst. er mindre enn en 1 km²) og ligger ofte i lavlandet, mens store sammenhengende verneområder i hovedsak finnes i fjellet og nordpå.

Boks 4.8 forts.

Mangelfullt datagrunnlag gjorde det vanskelig å vurdere presist i hvilken grad verneområdene hadde en tilfredsstillende dekning av verdifulle naturtyper og truede og fredede arter. Det ble imidlertid konkludert med at en rekke naturtyper og artsgrupper, spesielt de med forekomst i lavlandet og langs kysten, hadde mangelfull dek-

ning i verneområdene. En senere rapport utdyper dette og ser nærmere på hvordan norske verneområder fungerer som et økologisk nettverk og på hvor robuste de vil være overfor framtidige klimaendringer (Framstad mfl. 2012).



Figur 4.16 Logoer for noen norske nasjonalparker.

Kilde: Miljødirektoratet

Av Norges sjøareal innenfor grunnlinjen på totalt 90 000 km², er rundt 2 900 km² vernet. I tillegg er rundt 4 315 km² sjøareal vernet omkring øya Jan Mayen. En av nasjonalparkene omfatter skjærgårdsområder, men fjordområder er i liten grad representert. De tre første marine verneområdene ble vernet i juni 2013, og disse var Framvaren i Vest-Agder, Tauterryggen i Nord-Trøndelag og Saltstraumen i Nordland, som til

sammen dekker et sjøareal på rundt 74 kvadratkilometer.

Verneområdene på Svalbard er forankret i Svalbardmiljøloven. Naturvernområdene på Svalbard omfatter til sammen rundt 65 pst. av øygruppens landareal, og rundt 87 pst. av territorialfarvannet ut til 12 nautiske mil. I tillegg er nesten hele landarealet på Jan Mayen vernet som naturreservat.

4.11 Fjell

Norge er karakterisert av store fjellområder. Fjell er arealet over skoggrensene unntatt arealet av ferskvann og våtmark. Fjell dekker ca. 118 000 km² eller omtrent 37 pst. av landarealet i Norge (jf. tabell 4.3). Mye av dette arealet dekkes av stein eller nakent fjell hvor lite eller ikke noe vokser, i tillegg kommer ca. 3 100 km² (1 pst.) som dekkes av evig is og snø. Selv om vi har store sammenhengende fjellområder, som Hardangervidda og Finnmarksvidda, er mange av fjellområdene naturlig fragmentert (oppdelt) i større og mindre områder av fjorder og skogkledde daler (Pedersen og Eide 2010). Menneskelig påvirkning har over tid gitt en rekke endringer i norske fjelløkosystemer, særlig rundt tregrensene (lavalpin sone), bl.a. i form av beite, tilførsel av næringsstoffer (bl.a. nitrogennedfall) og varmere klima.

I motsetning til mange av de andre store økosystemene i Norge synes tilstanden i fjellet å være

relativt uendret fra 1990 til 2010 (jf. tabell 4.3). Naturindeksen i 2010 er moderat (0,63), men gjennomgående for hele perioden er en høyere indeks i Midt-Norge enn i resten av landet. Dette skyldes nok i hovedsak større påvirkning fra menneskelig aktivitet i nærheten av store befolkningsentra, som vi finner flere av i Sør-Norge, samt problemer knyttet til overbeiting av lavmatter i Nord-Norge og lave bestander av nøkkelarter som smågnagere og rype både i Sør- og Nord-Norge. Negativ påvirkning i form av utbygging (vei, jernbane, kraft, hytter, turisme) og derigjennom direkte og indirekte forstyrrelse på naturmiljøet i fjellet har i hele perioden vært større i Sør-Norge enn i Nord-Norge (Pedersen og Eide 2010).

Fra 1990 til 2010 gikk naturindeksverdien ned med rundt 6 pst. i Nord-Norge og på Vestlandet, mens det kun var marginale endringer for Sørlandet, Østlandet og Midt-Norge (Pedersen og Eide 2010). I Nord-Norge har spesielt de nordøstligste områdene hatt stor reduksjon i naturindeksen.

Boks 4.9 Store svingninger i smånagerbestander – konsekvenser for viktige økosystemfunksjoner

Smånagere er nøkkelararter i økosystemene, som et bindeledd mellom planter og predatorer. Bestandene svinger, og vi får typiske smånagerår med tre-fire års mellomrom. Mange steder har imidlertid smånagersyklusene stoppet opp eller endret karakter siden 1980-tallet. Dette kan føre til at viktige økosystemfunksjoner går tapt. En gruppe forskere har sammenliknet bestandsendringer hos flere smånagerarter i Norge og flere andre europeiske land, og bl.a. funnet at nedgangen i smånagernes bestandstopper er knyttet til en reduksjon i bestandens vekst om vinteren (Cornulier mfl. 2013). Likeartet utvikling i de europeiske bestandene tyder på at årsakene til endringene skyldes regionale eller glo-

bale påvirkningsfaktorer, der klimaendringer synes mest åpenbare.

Slike svingninger har også bidratt til at fjellreven har vært truet lenge og i løpet av noen tiår har gått dramatisk tilbake i Skandinavia. En annen viktig årsak kan være at den blir fortrent av den større rødreven, som forflytter seg i høyden i takt med at vintrene blir kortere, somrene lengre og skogen krabber oppover i lavere fjellområder. Også for andre av fjellets karakterarter har trenden vært sammenfallende med fjellreven. Snøugla har for eksempel gått fra å være relativt alminnelig til å bli ekstremt sjelden, og nedgangen henger sammen med endringene i smånagerbestandene.

Årsaken til reduksjonen i disse områdene kan være en kombinasjon av flere faktorer som reduserte smånagerbestander som følge av mildere vinterklima med mer ising og nedgang i rypebestander som muligens kan være forårsaket av økt predasjonstrykk på grunn av manglende smånagere, samt en generell økning i forekomsten av generalistpredatorer. Nedbeita lavmatter og redusert habitatkvalitet (mindre viertilgang) på grunn av sterkt reinbeite (Ims mfl. 2007) kan virke i samme retning, der bestanden av rein sannsynligvis ligger langt over det som ville vært naturlig tetthet. Merk at årsakssammenhengene er lite kjent og at vi her bare har gjengitt mulige sammenhenger, som alle krever grundigere undersøkelse. I Sør-Norge var bestanden av villrein for høy på 1950-tallet, noe som førte til nedbeiting av reinbeitelaven. I senere tid har bestanden av villrein blitt bedre tilpasset beitegrunnet, og temaindeksen for villrein-reinbeitelav viser en kraftig forbedring fra 1950. På tross av økt fragmentering og økt grad av forstyrrelser ser det ut som om forholdet mellom reinbeitelav og villreinstammene som vi har i Sør-Norge er under kontroll, med unntak av de aller sørligste villreinområdene (Pedersen og Eide 2010).

Av nær truede eller truede arter finner vi 147 i fjellet, noe som utgjør ca. 4 pst. av artene på rødlista (Kålås mfl. 2010a). I utgangspunktet har økosystemet et lavt artsantall, og et lavt antall rødlistearter har nok sammenheng med dette, samtidig som påvirkningene i fjellet synes å være mindre enn for øvrige økosystemer. Klimaendringer kan imidlertid komme til å true bl.a. typiske fjellplan-

ter når vegetasjonsgrensen blir høyere (se f.eks. Sætersdal og Birks 1997). Ingen av naturtypene i fjell, berg, rasmark og annen grunnlendt mark er klassifisert som truet (Lindgaard og Henriksen 2011).

Endringer som har blitt observert gjennom de siste 100 årene i fjellet, skyldes hovedsakelig menneskelig påvirkning; gjennom arealbruk som opphør av tradisjonell seterdrift og påfølgende jengroing, intensivt seterdrift noen steder, turisme og hyttebygging, utbygging av vei og jernbane, kraftutbygging og kraftlinjer, forurensning, jakt og fangst, samt klimaendring med global oppvarming og lengre vekstsesongens (Karlsen mfl. 2009). Spesielt i løpet av de siste 50 år har menneskelig aktivitet i fjellet i form av veier, hytter og kraftutbygging og kraftlinjer, med dertil hørende direkte og indirekte effekter av forstyrrelse ført til en fragmentering av tidligere store sammenhengende fjellområder. Dette har medført store utfordringer for forvaltning av f.eks. villrein, en art der over 50 pst. av den europeiske bestanden finnes i Norge. Dette skyldes hovedsakelig at reinens sesongvandringer mellom vinter- og sommerbeite blir redusert på grunn av menneskeskapte barrierer som veier, kraftanlegg, skitrekk og fritidsboliger (Nelleman mfl. 2001).

Utviklingen i fjelløkosystemene vil trolig bli preget av ytterligere fragmentering ved etablering av veier, hytter og kraftlinjer, noe som påvirker både økologien og landskapet i fjellet. Videre er fjelløkosystemet spesielt følsomt for klimaendringer, bl.a. fordi dette vil føre til jengroing og hyppigere ising og tining av snødekket. Dette vil gi



Figur 4.17 Fiske i fjellvann.

Foto: Marianne Gjørsv

dårligere levevilkår for fjellarter som f.eks. smånagere, og fjellrev. I dag er det først og fremst opphør av setring som fører til gjengroing, slik at tidligere åpne områder omdannes til fjellbjørkeskog (Bryn 2008). Den økte tilførselen av nitrogen til sørlige deler av Norge via luft og nedbør vil også kunne medføre økt gjengroing her.

4.12 Arktiske økosystemer

Polare økosystemer omfatter økosystemene i Arktis og Antarktis, hvor arktiske områder under norsk forvaltning omfatter Svalbard og Bjørnøya, Barentshavet og Jan Mayen. Norge har også territorialkrav i Antarktis og er med i Antarktistraktaten, men polare økosystem i Antarktis er ikke omtalt her. Omtalen vil overlappes noe med gjennomgangen av norske havøkosystemer, men fokus her vil være på det som kjennetegner de polare delene av norske havområder. Viktige informasjonskilder omfatter bl.a. Aglen mfl. (2012) og Bakketeig mfl. (2013) for de nordlige havområdene, CAFF (2013) for biologisk mangfold i Arktis og Loeng mfl. (2011) om effekter på

økosystemer og biologisk mangfold av klimaendringer i norsk Arktis. En ny sirkumpolar studie av arktiske økosystemer (CAFF 2013) vurderer klimaendringene som den klart viktigste påvirkningsfaktoren for økosystemene i Arktis, men også arealbruksendringer, forstyrrelse og forurensning vurderes som viktige påvirkningsfaktorer.

Svalbard og Jan Mayen

Svalbards landareal består av Bjørnøya og Spitsbergen-øygruppen og er totalt på ca. 61 000 km². Svalbard har en spesielt høy geologisk, topografisk og klimatisk diversitet. Naturtypene varierer fra mellomarktisk tundra i sentrale fjordstrøk til isbreer og polarørken. 60 pst. av landarealene på Svalbard har isdekke, og mindre enn ti pst. har vegetasjon.

Den generelt lave produktiviteten til tundraen på Svalbard og øygruppas isolerte beliggenhet er sannsynligvis hovedgrunnen til at det terrestriske økosystemet har relativt lav kompleksitet med få trofiske nivåer. Det finnes om lag 370 mosearter, 1300 arter lav og sopp og 140 karplanter, og rundt

1100 virvelløse dyr er kjent. Videre finnes det bl.a. 19 arter sjøpattedyr og litt over 200 fuglearter er registrert på og rundt Svalbard. Arktiske områder har imidlertid et viktig genetisk mangfold, med bl.a. tilpasning til ekstreme temperaturer og store temperatursvingninger og til svært variabel næringstilgang.

Reinsdyr er den dominerende planteeteren, mens polarmåke og fjellrev er viktigste toppredatorene. Svalbardrype er den eneste terrestriske fuglearten som overvintrer på Svalbard, mens særlig gjess og sjøfugl opptrer i store mengder om sommeren. Rypebestandene er relativt stabile, mens reinbestandene har stor variabilitet knyttet til fluktusjon i temperatur og nedbør om vinteren. Det er store kolonier av sjøfugl på Svalbard. Disse gjødsler områdene rundt hekkeplassene, som regel fuglefjell, og bidrar til at områdene blir betydelig frodigere enn ellers. På denne måten går det en strøm av næringsstoffer fra den marine til den terrestriske delen av økosystemet på Svalbard. Polarlomvi utgjør størst biomasse av sjøfugl i Barentshavet (60 pst.), mens alkekonge er den fuglearten på Svalbard som har flest individer.

Det har de siste tiårene vært en oppvarming i det terrestriske miljøet på Svalbard, registrert bl.a. ved tilbakegang av breer, færre dager med snødekt mark og høyere temperatur i permafrosten. Det er grunn til å forvente endringer i tundraen med høyere temperaturer, og over tid vil mer varmekjære arter kunne få større betydning og sørlige arter etablere seg på Svalbard og bl.a. fortrenge karakteristiske fjellplanter. Endringer i klima vil også føre til effekter på ulike arters leveområder og livsforhold, og dette kan på ulike måter påvirke næringskjeder. Høye mfl. (2013) viser f.eks. hvordan både insekter og blomster blir påvirket av de stigende temperaturene i Arktis, og dette kan få konsekvenser for andre dyrearter. Dyr som beiter på tundraen, som svalbardrein, påvirkes negativt av nedbør om vinteren som islegger bakken og økt forekomst av slike væertyper kan få konsekvenser for bestandene.

Omfanget av tyngre tekniske inngrep på Svalbard er samlet sett lite, og de økologiske effektene kan anses som ubetydelige. Inngrep reiser imidlertid spørsmål knyttet til opplevelsesverdien av Svalbard som villmark. Høsting av vilt og ferskvannsfisk på Svalbard finner sted gjennom lokalbefolkningens jakt, fangst og fiske av bl.a. svalbardrein, fjellrev, svalbardrype og svalbardrøye. Ni reproduserende fremmede arter er registrert på Svalbard, og av disse antas hundekjeks, tunrapp, vassarve og strandbalderbrå å innebære størst økologisk risiko.

Øya Jan Mayen har et landareal på 377 km², og den norske fiskerisonen rundt øya ble opprettet i 1980 med et totalt areal på nesten 290 000 km². Vulkanen Beerenberg (2277 moh) er verdens nordligste vulkan over havnivå, og Norges eneste aktive vulkan. I 2010 fikk store deler av Jan Mayen status som naturreservat. Øya har en spesiell og ofte sårbar vegetasjon dominert av moser, med flere endemiske arter som bare finnes på Jan Mayen. 27 fuglearter hekker fast på øya.

Arktiske havområder

Svalbard er omringet av et grunt sokkelhav, og det marine økosystemet rundt Svalbard er variert fra relativt tempererte områder i syd ved Bjørnøya til nordøstlige høyarktiske områder sterkt påvirket av havis nord for øygruppa.

Primærproduksjonen skjer både i alger knyttet til isen og i planteplankton i de frie vannmassene. Isalgene starter produksjonen under isen tidlig på året. Når isen begynner å smelte om våren, blir store mengder næringssalter tilgjengelige, samtidig som lysmengden øker. Primærproduksjonen blir derfor spesielt høy langs iskanten. Satelittmålinger kan tyde på at vårblostringen kommer stadig tidligere i deler av Arktis, og dette kan gi ulike effekter på ulike arter og på næringskjeden (se f.eks. Kahru mfl. 2010). Energien fra planteplanktonet kan ta ulike veier i næringsnettet, og kan synke til bunnen, fortæres av mikrober i vannsøylen eller bli spist av dyreplankton. Mengden alger som når bunnen ved iskanten er betydelig større enn i isfrie områder. I Barentshavet kanaliseres 80 pst. av den høstbare produksjonen til dypt vann eller havbunnen. Denne store næringstilgangen gir grunnlag for rike bunndyr-samfunn. Bunnlevende organismer er viktig for fisk, både som habitat og næring. De har høy diversitet med ca. 3000 arter registrert i Barentshavet.

En viktig gruppe dyreplankton er Calanus-artene, og det finnes tre arter rundt Svalbard, ishavsåte, feitåte og raudåte. Geléplankton (ribbemaneter, andre maneter, pilormer, m.m.) forekommer tilsynelatende i store mengder i Arktis, men er lite studert og deres økologiske betydning i økosystemet er trolig undervurdert. Som nevnt i omtalen av hav er lodde en nøkkelart i Barentshavet, og hvor mye lodde det er, påvirker en rekke andre elementer i Barentshavet. Økologisk viktige fiskeslag rundt Svalbard er polartorsk, lodde, sild og torsk, sannsynligvis også blåkveite og uer (vanlig uer og snabeluer). Viktige selarter på Svalbard er ringsel, storkobbe, klappmyss og grøn-

landsstel. De er sentrale som bytte for isbjørn og gjennom å spise ulike fiskearter.

Det har f.eks. vært store mengder torsk vest for Spitsbergen, og det er observert store mengder sild i Adventfjorden. For Barentshavet som helhet meldes det om at flere fuglebestander er i tilbakegang, mens på Svalbard er bildet noe mer nyansert. Det er flere eksempler fra områdene rundt Svalbard på at arter med sydligere utbredelsesområde trekker nordover.

Tidevannssonen rundt Jan Mayen har begrenset flora og fauna. Den marine faunaen ligner den vi finner på sørøstkysten av Grønland, og de to mest kommersielt verdifulle marine ressursene rundt øya er reke og haneskjell. Viktige trusler mot Jan Mayens naturmiljø er forurensning, klimaendringer og overfiske.

I Barentshavet har det vært økt innstrømming av relativt varmt atlantehavsvann de senere årene, og det er en langvarig trend mot økende temperaturer. De senere tiårene har dekningsareal av sjøis i Barentshavet avtatt betydelig, og etter år 2000 har det vært flere år hvor det har blitt helt isfritt om sommeren rundt Svalbard. For Arktis som helhet går utviklingen i retning av at sommerisen vil forsvinne, muligens rundt midten av århundret (AMAP 2011 og CAFF 2013), og det vil bety et grunnleggende skifte i isregime med is kun i vinterhalvåret og ingen flerårsis. Målinger på Hopen og i Framstredet viser at sjøisen også har blitt tynnere de siste årene, og endringer i istyper endrer isen som leveområde for ulike arter. Hvis isen forsvinner vil grønlandssel og klappmyss miste sine leveområder, mens isbjørnen vil miste sine jaktområder. Fisk, plankton og alger, som er avhengig av iskanten, vil reduseres sterkt.

Det er påvist en klar sammenheng mellom reduksjon i isen rundt Hopen på høsten, når isbjørn-binnene trekker på land, og færre hi som telles om våren. Lenger ned i økosystemene er det påvist at det skjer et skifte i sammensetningen av dyreplankton med mer raudåte når vanntemperaturene øker, men det er vanskeligere å påvise hvilke effekter dette får på resten av økosystemet. Dette gir imidlertid indikasjoner på at man kan forvente seg store endringer dersom fremtidig temperaturutvikling i Arktis blir som IPCC (2007) har lagt til grunn, og hvor spesielt det isavhengige økosystemet vil kunne bli dramatisk endret. Hvis isen rundt Jan Mayen og i Barentshavet forsvinner vil også økosystemene bli påvirket mer av fiskeri, skipsfart, olje- og gassvirksomhet og forskning.

Bunnfauna kan også påvirkes av endringer/svingninger i klima, og det er bl.a. påvist store endringer i artssammensetning i Kongsfjorden over de siste tiårene. Det kan forventes at sydlige arter vil etablere seg rundt Svalbard som følge av oppvarming. Oppvarming av området kan også føre til endringer i sammensetning av dyreplanktonarter, som igjen kan føre til grunnleggende endringer i de marine økosystemene rundt Svalbard.

Økte utslipp av drivhusgasser bidrar også til havforsuring, og effekten vil bli sterkere i Arktis enn lenger sør pga redusert isdekke og kaldere vann. Havforsuring skyldes i hovedsak en økt mengde karbon i havet, men også endret ferskvannsbalanse og endret varmeutveksling mellom land og hav spiller en rolle. En ny studie om havforsuring i arktiske strøk (AMAP 2013) påpeker at arktiske havområder opplever en økende og rask forsuring, og hevder at hovedårsaken til dette er økte menneskeskapt utslipp av CO₂. Studien viser at dette kan gi betydelige endringer på marine økosystemer, og at dette bl.a. kan påvirke nøkkelararter i ulike næringskjeder. Forsuring kan potensielt få store effekter på kalkholdige organismer, særlig plankton, men dette er lite kjent så langt. Dette vil igjen påvirke andre deler av næringskjeden, og kan slå alvorlig ut for ulike fiskerier i arktiske strøk. Havforsuring vil også kunne påvirke de arktiske havområdene sin betydning for global klimaregulering og for det globale karbonkretsløpet.

Den marine delen av økosystemet ved Svalbard var tidligere sannsynligvis dominert av større hvalarter, og den tidligere store fangsten av grønlandshval og andre arter kan ha hatt betydelige indirekte effekter på økosystemet. Gjennom fiskerier tar menneskene ut store mengder biomasse som påvirker både bestandene av fiskeslagene det fiskes på og artene som lever av disse. Bunntråling kan gi betydelig effekt på bunnfaunaen, særlig på bløtbunn. De fleste kommersielle fiskeslagene i Barentshavet blir høstet innenfor fiskeriforvaltningens rammer. Blåkveite og uer er på langvarig lave bestandsnivå, sannsynligvis på grunn av overfiske, og mens blåkveite er i noe bedring er situasjonen for uer bekymringsfull.

Hovedkildene til miljøgifter i Arktis er utslipp lenger sør som transporteres med luft- og havstrømmer. Mange persistente organiske forbindelser binder seg til fett og anrikes derfor spesielt i de lange marine næringskjedene i Arktis. Nivåene hos enkelte arter på toppen av næringskjedene blir dermed høy nok til å få skadelige effekter på bl.a. immun- og hormonsystem, som igjen

kan påvirke overlevelse og reproduksjon. Det er målt nedgang i konsentrasjonene av flere av de regulerte stoffene på Svalbard de senere årene, uten at det er entydig for alle. Det er en kontinuerlig bekymring for nye og utilstrekkelig regulerte stoffer.

Skipstrafikken rundt Svalbard består hovedsakelig av fiskefartøy, transport til og fra øygruppen og cruisetrafikk. Den medfører fare for uhell og ulykker med fartøy, men kan også påvirke marin arktisk fauna på andre måter. De siste 10–15 årene har cruisetrafikken rundt Svalbard økt betydelig, og trafikken har spredd seg til flere områder. Ferdsel på land kan føre til slitasje på vegetasjon og kulturminner.

Skip er hovedkilden til introduksjon av fremmede arter i havet, som potensielt kan føre til store endringer i økosystemene med konsekvenser for fiskerier, konstruksjoner osv. Artene sitter enten fast på skroget, følger med ballastvannet eller lasten. Foreløpige forskningsfunn antyder at arter som transporteres over store temperaturforskjeller nord-sør har redusert overlevelse, men øst-vest-transport ved åpning av nye sjøruter kan innebære en større risiko. Snøkrabbe (*Chionoectes opilio*) er nylig etablert i Barentshavet og er påvist i Olgastretet ved Svalbard. Den finnes naturlig vest på Grønland og i Stillehavssiden av polbassenget, og det er mulig at spredning av denne arten kan gi betydelige effekter på bunn-dyrfaunaen¹⁷.

Gitt de store endringene på økosystemene som fangst og fiske historisk sett har medført i Arktis, er tilstanden i de norske delene av de arktiske økosystemene i hovedsak god, men med en del bekymringsfulle trekk. Disse er spesielt knyttet til påvirkning av det marine økosystemet gjennom økt temperatur og havforsuring. Det er også viktig å se hvordan det genetiske mangfoldet kan bidra til å ivareta sentrale økosystemprosesser i lys av disse endringene. I tillegg blir de arktiske økosystemene påvirket av naturinngrep, overutnyttelse, forurensning og fremmede arter, og det er også her viktig å se på den samlede belastningen av de ulike påvirkningsfaktorene. Det er ikke usannsynlig å regne med at endringene som forventes å komme i Arktis kan føre til svært store endringer og også såkalte regimeskifter. Dette skyldes bl.a. kombinasjonen av ulike mulige endringseffekter, herunder endringer i temperatur, isdekke, forsuring og oksygenfattighet, som

medfører mye usikkerhet og også gir en rekke utfordringer både for forskning og forvaltning.

4.13 Kulturlandskapet

Kulturlandskap er landskap som – i større eller mindre grad – er påvirket av mennesker, fra jeger- og samlerskulturers lite kulturpåvirkede områder, via beitelandskap og jordbrukslandskap til bylandskap som nesten i sin helhet er menneskeskapt. Som vi har vist i omtalen over av ulike økosystemer har mennesket over tid omdannet bl.a. skog og våtmark til slike kulturlandskap, hvor dette omfatter bl.a. omdanning til jordbruksarealer med intensiv utnyttelse (f.eks. for korn- og grønnsakdyrking) og mer ekstensiv utnyttelse (f.eks. beiting og skogbruk).

Som nevnt over har vi her valgt å gjennomgå økosystemene åpent lavland og jordbruksområder, som samlet representerer mye av det som vanligvis betegnes som kulturlandskap i Norge. Mye av vurderingene for åpent lavland (som i hovedsak omfatter kulturmark) vil bygge på arbeidet som er gjort under naturindeksen, men for jordbruksområder vil vurderinger av tilstand og utviklingstrekk basere seg mer på fysiske og produksjonsmessige forhold¹⁸.

Jordbrukspraksis har endret seg mye de siste 150 år i takt med teknologisk og økonomisk utvikling og samfunnsendringer for øvrig. Norge har gått fra et utmarksbasert jordbruk med et betydelig innslag av selvbergingsbruk til et moderne og mer innmarksbasert jordbruk som leverer varer til storsamfunnet. Veibygging og by- og tettstedsutvidelser har mange steder ført til oppsplitting og nedbygging av jordbrukets kulturlandskap. Mer effektiv produksjon har bidratt til redusert bruk av marginale områder og dermed økt gjengroing.

I et landskapsperspektiv er det både økologisk, jordbruksmessig og kulturelt betydelig samspill mellom jordbruksområder (i hovedsak innmark) og åpent lavland (i hovedsak utmark). Jordbruksareal er intensivt drevet i forhold til arealer som er definert som «åpent lavland», men både økologisk drift og mer ekstensive driftsformer som ivaretar landskapsøkologiske hensyn finnes innenfor dette arealet. Det biologiske mangfoldet avhenger av bl.a. omfanget av beiter, enger som

¹⁷ Se f.eks. Artsdatabankens faktark på <http://databank.artsdatabanken.no/FremmedArt2012/N14395>.

¹⁸ Økosystemene i og rundt gårdslandskapet inngår ikke i Naturindeksen for 2010, og heller ikke i tilsvarende internasjonale indekser. Det kan imidlertid være mulig å utvikle en naturindeks også for den delen av jordbrukslandskapet som er sterkt preget av dagens jordbruksproduksjon, og for en drøfting av dette viser vi til Stokstad (2010).

høstes relativt sent og gjødsles lite samt nærområder til jordbruksarealet. Forekomsten av en del areal typer under «åpent lavland» er igjen avhengig av at det er annet jordbruksareal i drift, spesielt arealer som gjør det mulig å holde beitedyr. Rundt 30 pst. av artene i kulturlandskapet er truet, og flere truede naturtyper er knyttet til kulturlandskapet.

4.13.1 Åpent lavland

Åpent lavland slik det brukes i naturindeksen består i hovedsak av gamle kulturmarker som åpne gressmarker i lavlandet og boreale heier og enger rundt setrer, samt kystlynghei. I tillegg inngår også naturlig åpne områder nedenfor skoggrensa. Mange blomsterplanter og insekter har sin hovedforekomst i disse omgivelsene. Kulturmarkseng er dannet ved at de er beitet av husdyr eller slått for å gi vinterfôr, mens andre typer kulturmarker er formet gjennom uttak av tømmer, ved og lauvfôr (Norderhaug mfl. 1999). Viktige økosystemtjenester fra åpent lavland er bl.a. beite- og fôr-ressurser, pollinering og genressurser for landbruket, samt forutsetninger for turisme, godt nærmiljø og matproduksjon. Engvegetasjonen består hovedsakelig av ville lyselskende plantearter som forsvinner når områdene gror igjen. Det biologiske mangfoldet forringes også ved gjødsling.

Denne «halv-naturlige» engvegetasjonen og kystlynghei spilte i tidligere tider en meget viktig rolle i jordbruket og dekket store deler av landskapet, men jordbruksrevolusjonen i siste halvdel av 1800-tallet med nye jordbruksmaskiner, dreneringsmetoder, engfrøblandinger og ikke minst kunstgjødsel reduserte etter hvert behovet for de gamle kulturmarkene. Likevel var mange av kulturmarkene i drift helt fram til midten av 1900-tallet, men siden har forandringene gått fort. I dag er flesteparten av disse områdene gjengrodd eller i ferd med å gro igjen med skog og kratt fordi den tradisjonelle driften har opphørt. Både et varmere klima og eutrofiering bidrar sannsynligvis også til å øke hastigheten på gjengroingen (Bryn 2008, Ellenberg 1990 og Pykälä 2000). Som kartet i figur 4.10 viser, øker naturindeksen for åpent lavland fra sør til nord. Dette henger hovedsakelig sammen med at gjengroingen går saktere jo lengre nord man kommer på grunn av klima.

Fra 1990 til 2010 ble naturindeksen for åpent lavland for Norge som helhet redusert med 12 pst. De landbaserte økosystemene kan også endres i areal. For åpent lavland vet vi at arealene minker, selv om det mangler gode datasett på

dette. Tidlig arealstatistikk for ekstensivt drevne områder (kulturmark) fra 1907 viser at arealene var mye større da, selv om bruken av utmarka alt var på tilbakegang (Norderhaug 2010). For kulturmark står to naturtyper; slåtteeeng og kystlynghei, oppført som sterkt truet på den nasjonale rødlista, mens kulturmarkseng er oppført som sårbar (Lindgaard og Henriksen 2011). For kulturmark står 20 pst. av artene på rødlista for arter, og artsutvalget her er dominert av biller, sommerfugler og karplanter (Kålås mfl. 2010a). Åpent lavland er dermed det økosystemet som endrer seg mest i negativ retning. Blant de åtte første artene som ble definert som prioriterte arter iht. naturmangfoldloven finnes fem av disse i åpent lavland (svarthalespove, klippeblåvinge, dragehode, honningblom og rød skogfrue). Åpent lavland er det økosystemet som har flest handlingsplaner for å bevare truede arter og naturtyper, bl.a. har slåttemark fått egen handlingsplan og det er avsatt midler til skjøtselstiltak.

Kystlyngheiene er en viktig naturtype i åpent lavland. Kystlynghei i Norge er dominert av røsslyng og finnes langs kysten der klimaet er så mildt at småfe kan beite ute hele året. Lyngheiene er et resultat av helårsbeite og brenning som skapte gode sommer- og vinterbeitebetingelser, samt lyngslått. De første kystlyngheiene i Norge ble skapt for mer enn 5000 år siden, og de er utviklet i et nært samspill med en gammel nøysom sauerase, gammelnorsk sau eller utegangensau. Den har på 1900-tallet blitt fortrent av mer moderne raser med høyere produktivitet, og lyngheidriften har gått sterkt tilbake. Antallet gammelnorsk sau har økt igjen i senere tid, men ikke alle beiter i kystlynghei.

Kystlyngheiene i Europa finnes langs Atlanterhavskysten og strekker seg fra det nordlige Portugal til Lofoten i Nord-Norge. Nærmere en tredjedel av de europeiske lyngheiernes utbredelse i sørnord retning ligger i Norge (Direktoratet for naturforvaltning 2012). Lyngheiene hadde sin største utbredelse på 1800-tallet. I dag har moderne jordbruk, opphør av tradisjonell drift og luftforurensing ført til at mer enn 80 pst. av Europas lyngheier er blitt omdannet til åker, eng eller skog. I Norge har tilstanden til kystlyngheiene blitt sterkt redusert, særlig i de nordlige delene av utbredelsesområdet, dvs. fra Trøndelag og nordover (Norderhaug 2010). Videre er kystlynghei en av 15 naturtyper som er vurdert som sterkt truet i Norge (Lindgaard og Henriksen 2011), og det foreligger et utkast til handlingsplan for å ta vare på naturtypen (Direktoratet for naturforvaltning 2012). Kystlyngheier er relativt artsfattige, særlig



Figur 4.18 Kulturlandskap – grunnlag for gleder og goder.

Foto: Landbruks- og matdepartementet

der røsslyngen har blitt gammel, men de er likevel det viktigste habitatet for en del arter med vestlig utbredelse. Blomsterplanter, edderkopper og humler er vanlige i heiene. Typiske fuglearter er heippiplerke og sanglerke.

Opphør av tradisjonell bruk fører til gjengroing. I noen tilfeller vil gjengroingen ha klart negative effekter, både for biologisk mangfold og for landskapsopplevelse. Samtidig vil et eventuelt varmere klima øke hastigheten på gjengroingen. Stegdegne treslag så vel som fremmede treslag som den svartelistede sitkagrana (Gederaas mfl. 2012), invaderer stadig nye områder, deriblant kystlynghei. Også de svartelistede artene kjempebjørnekjeks, tromsøpalme, hagelupin og legepestrot invaderer åpent lavland.

En nylig utgitt kunnskapssammenstilling om kulturmark og klima (Dahlberg mfl. 2013) understreker at kunnskapen om kulturmarkenes rolle i klimasammenheng fortsatt er mangelfull. For at man skal kunne vurdere effektene av tilplanting av gammel kulturmark bør nye analyser av sammenlagt klimanytte i følge denne studien suppleres med analyser av effekten av endret arealbruk på ulike landskapsverdier som biologisk mangfold, kulturminner, beiteressurser/matproduksjon, opplevelsesverdier for turisme, lokal landskapsøkonomi m.v. Det vises også til at det trengs bedre oversikt over det totale arealet av gammel kulturmark og gjengroingsarealer, hvor de finnes i landet og hvilke naturtyper de representerer.

4.13.2 Jordbruksområder

«Jordbruksområder» brukes bl.a. av SSB i norsk arealstatistikk og av Skog og Landskap i markslagklassifisering for norsk økonomisk kartverk (Bjørndal 2007). Jordbruksområder blir i norsk markslagklassifisering gruppert etter areal-

tilstand i klassene fulldyrket jord, overflatedyrket jord og innmarksbeite. Jordbruksområder har nødvendigvis tidligere vært andre typer økosystemer, særlig våtmark, åpent lavland og skog, men har over tid blitt bearbeidet i ulik grad av mennesker for å sikre produksjon av matvarer og andre goder. Det er viktige grensesnitt mellom åpent lavland og jordbruksareal både jordbruksmessig og økologisk, og tilstand og utvikling i disse to hovedøkosystemene må ses i sammenheng. Jordbruksproduksjon vil nødvendigvis påvirke både jordbruksområdene (spesielt jordsmonnet) og andre økosystemer, bl.a. gjennom forurensning.

I Norge er rundt tre pst. av landarealet dyrket mark, og under 1/3 av dette er kornareal. Andel dyrket mark for OECD-landene er i snitt nær 40 pst. Også i forhold til innbyggertallet har Norge langt mindre dyrket mark enn verdensgjennomsnittet.

Det er omtrent 10 mill. dekar jordbruksareal i drift i Norge i dag, og av dette er omtrent 8,2 mill. dekar fulldyrket. Rundt 3,5 mill. dekar brukes til åker og hage, hvorav rundt 3 mill. dekar til korn (ofte på den beste matjorda), og rundt 6,5 mill. dekar brukes til eng til slått og beite, hvorav rundt 4,8 mill. dekar er fulldyrket jord. Rundt 5 pst. av arealet er økologisk drevet. For en generell omtale av norske arealressurser til landbruksformål kan det vises til Strand (2013), og for en generell omtale av drivkrefter og trender for endringer i arealbruk knyttet til landbruket kan det vises til Rønningen (2013).

Jordbruksarealet har lenge holdt seg forholdsvis stabilt på rundt 10 mill. dekar, men det ligger betydelige strukturelle og geografiske endringer bak dette over tid (Strand og Stokstad 2013). Endringene innebærer mindre dyrking (bl.a. åker og hagebruksvekster) og mer innmarksbeite, og geografisk trekkes tyngdepunktet for norske jordbruksarealer sørover og svakt vestover. Mange av endringene skyldes endret utnyttelse av arealene, men noen av endringene vil påvirke jordbruksområdenes evne til å levere økosystemtjenester over tid. Dette gjelder f.eks. nedbygging av kornarealer på Østlandet og avgang av grasarealer lenger nord. I tillegg til jordbruksarealet i drift har Norge i overkant av 12 mill. dekar dyrkbar jord (Meld. St. 9 (2011–2012)). Produksjonspotensialet til den dyrkbare jorda er imidlertid i sum vesentlig mindre enn for dagens jordbruksareal. Mye av det dyrkbare arealet har kvaliteter som gjør at oppdyrking kan ha negative miljøeffekter, bl.a. utslipp av klimagasser og virkninger på naturmangfoldet. Den dyrkbare jorda er nå andre økosystemer, mest skog, men også myr og åpent lavland. Hele

Boks 4.10 Økologisk landbruk

Økologisk landbruk er et produksjonssystem som opprettholder sunne jordsmonn, bærekraftige økosystemer og folks helse. Dette systemet bygger på økologiske prosesser, biologisk mangfold og kretsløp tilpasset lokale forhold, istedenfor å være avhengig av innsatsfaktorer med uheldige effekter. Økologisk landbruk kombinerer tradisjon, innovasjon og vitenskap til gagn for vårt felles miljø, og fremmer rettferdighet og god livskvalitet for alle¹.

Økologisk landbruk bygger på fire prinsipper (IFOAM-prinsippene²):

- Helseprinsippet: Økologisk landbruk skal opprettholde og fremme helsa til jord, planter, dyr, mennesker og jordkloden som en udelelig helhet.
- Økologiprinsippet: Økologisk landbruk skal bygge på levende økologiske systemer og kretsløp, arbeide med dem, etterligne dem og hjelpe til å bevare dem.
- Rettferdighetsprinsippet: Økologisk landbruk skal bygge på relasjoner som sikrer rettferdighet når det gjelder vårt felles miljø og mulighet for livsutfoldelse.
- Varsomhetsprinsippet: Økologisk landbruk skal drives på en ansvarlig og varsom måte for å ta vare på miljøet og beskytte helse og velvære for nåværende og fremtidige generasjoner.

Ifølge FAO³ foregår det i dag en forringelse av matjordene mange steder i verden på grunn av et for intensivt drevet jordbruk (se f.eks. Scialabba 2007 og Scialabba og Hattam 2002). Dette er ikke bærekraftig, verken i forhold til miljø, økonomi eller sosiale forhold. Produksjonsmetodene i mange land kjennetegnes av høyt energiforbruk, høy tilførsel av kunstgjødsel og plantevernmidler og dårlig agronomisk praksis. FAO mener at anvendelse av økologiske dyrkingsmetoder kan bidra til økt produksjon for småbrukere i den fattigste delen av verden, særlig i

områder sør for Sahara, sammenlignet med måten man i dag dyrker jorden på i disse områdene. En slik endring kan også ha en positiv økonomisk og sosial effekt. Dette henger sammen med at disse bøndene da vil bli mindre avhengig av innkjøpte varer. Samtidig vil de økologiske dyrkingsmetodene bidra til bedre jordstruktur, økt humusinnhold, bedre vannusholdning og reduserte miljø- og helsefarer knyttet til bruk av plantevernmidler.

FAO peker også på at en høyere pris på verdensmarkedet for økologiske produkter kan bidra til økte inntekter både for i-land og u-land. Det understrekes imidlertid at produksjonspotensialet i det økologiske landbruket langt fra er tilstrekkelig til å fø verden alene.

Også i Norge bidrar økologisk matproduksjon med kompetanse om agronomiske metoder som gir positive effekter på miljøet, bl.a. gjennom å redusere bruken av ikke-fornybare ressurser og ved bruk av alternativer til kjemisk plantevern. Driftsformen bidrar også positivt til å ivareta biologisk mangfold, som f.eks. jordorganismer som meitemark, biller og sopp. Erfaringer fra det økologiske jordbruket kan overføres til norsk konvensjonelt jordbruk, og derigjennom bidra til at det norske jordbruket blir mer miljøvennlig. Regjeringen mener at økologisk landbruk har en spydspissfunksjon som kan bidra til å fremme et mer miljøvennlig jordbruk generelt (Meld. St. 9 (2011–2012)).

Regjeringen har som mål at 15 pst. av matproduksjonen og matforbruket skal være økologisk i 2020. De økologiske arealene i Norge var i 2012 på ca. 502 000 dekar, og utgjorde ca. 5,1 pst. av det totale jordbruksarealet (medregnet karensareal er andelen 5,6 pst.). Omsetningen av økologiske matvarer i norsk dagligvarehandel var rekordstor i 2012. Totalt ble det omsatt økologiske matvarer for ca. 1,17 mrd. kr i 2012, tilsvarende 1,2 pst. av totalmarkedet (Landbruks- og matdepartementet 2013).

¹ Dette er den internasjonale definisjonen på økologisk landbruk, som også Norge har sluttet seg til.

² Mer informasjon på <http://www.ifoam.org/en/node>.

³ Se også FAOs temasider om økologisk landbruk på www.fao.org/organicag.

73 pst. av det dyrkbare arealet er i klimasoner der arealene er uegnet for matkorn dyrking, og Norge har dermed lite arealer i reserve som er godt egnet til å produsere matkorn. Når jordbruksareal

blir nedbygd, kan vi derfor i liten grad erstatte arealene ved nydyrking.

Befolkningsvekst og høy nærings- og utbyggingsaktivitet fører til et økende press mot at noen av de mest produktive jordressursene i landet

omdisponeres til bolig-, nærings- og samferdselsformål. Det har i perioden 1976–2011 vært en samlet *irreversibel avgang av dyrket jord* på 325 km² og en samlet omdisponering av dyrkbar mark på 237 km². Det meste av dette er gode jordbruksområder som har vært egnet til matkornproduksjon. Det omdisponeres stadig mindre dyrket mark, men omdisponeringstakten er fremdeles høy og arealene som omdisponeres er ofte spesielt produktive. Det er størst press rundt de store byene, og det er kommunene på Østlandet og rundt Stavanger og Trondheim som omdisponerer mest jordbruksarealer til andre formål (Statens landbruksforvaltning 2012). En tredjedel av nedbyggingen siden 2004 skyldes omdisponering til boligformål, men også bl.a. samferdsel og industrivirksomhet utgjør betydelige andeler.

Gjengroing er en naturlig og forventet utvikling på arealer som verken blir slått eller beitet, og dette innebærer tap av jordbruksområder og beitemark. Prosessen går gradvis, og kan derfor være vanskelig å påvise, men kan kartlegges ved å se på jordbruksareal som går ut av drift og ved å se at trær og busker vokser til på beitenene. Det er en høy gjengroingstakt i alle jordbruksregionene, og mye av jordbrukets kulturlandskap er truet av gjengroing, særlig i kystområdene fra Agder og opp til Finnmark (se f.eks. Bryn og Flø 2012).

I Norge er det ventet en moderat temperaturøkning, og kombinert med tilstrekkelig tilgang på vann og bruk av klimatilpassede planter vil det kunne gi økt landbruksproduksjon (se f.eks. NOU 2010: 10). Klimaendringer påvirker imidlertid også jordbruket negativt, og konsekvensene av endringene er bl.a. økt fare for naturulykker, mer variasjon i avlingsnivåene og klimabetingede tap i planteproduksjonen. Høyere temperatur og hyppigere tilfeller av kraftig nedbør kan føre til at naturskader forekommer oftere og har større omfang. Endringene kan også gi økt fare for spredning av plante- og husdyrsykdommer og zoonoser (infeksjonssykdommer som overføres fra mennesker til dyr og omvendt). Klimatilpasningsutvalget sin samlede vurdering var at de landbaserte primærnæringene samlet sett er moderat sårbare overfor klimaendringer (NOU 2010: 10).

Jordarbeiding, gjødselbruk, husdyrhold og andre aktiviteter i jordbruket gir utslipp av klimagassene CO₂, metan og lystgass, og jordbruket sto i 2010 for 9 pst. av de norske totalutslippene av klimagasser. Også dyrking av myr fører til betydelig omdanning av humus og tap av CO₂, og utslippene er størst i tiden like etter nydyrking (Grønlund mfl. 2010a). Forurensning fra jordbruket er omtalt i kapittel 4.3.

Introduksjon av fremmede skadelige arter kan medføre betydelige konsekvenser for jordbruk, skogbruk og hagebruk i forhold til plantehelse, dyrehelse og matsikkerhet. Samtidig kan fremmede skadelige arter som tilsiktet eller utilsiktet innføres i forbindelse med næringene utgjøre en trussel for det biologiske mangfoldet. Situasjonen for plantehelse betraktes generelt som god i Norge, og det blir prioritert å hindre innførsel og spredning av planteskadegjørere og bekjempe eller utrydde eventuelle utbrudd i Norge (Miljøverndepartementet 2007).

4.14 Grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer)

Natur i byområdene bidrar både til økosystemfunksjoner og menneskelig opplevelse og rekreasjon, og gir grunnlag for en lang rekke viktige økosystemtjenester. Vassdrag og trær bidrar f.eks. til den hydrologiske balansen og tar unna over-skuddsvann, samtidig som de er leveområde for arter vi ønsker å ta vare på og som er viktige for folk i hverdagen. Bynaturen og parker er også viktig bl.a. for naturopplevelser i dagliglivet og for rekreasjon og aktivitet, men også unike innslag av biologisk mangfold. Slike grønntområder (urbane økosystemer) er også viktige arenaer for læring og for lokal identitet og for forståelse for natur. Med en stor og økende urban befolkning er de viktige for manges helsetilstand og opplevelse av livskvalitet.

Norge opplever også en økende urbanisering og sentralisering, og i januar 2012 bodde fire av fem mill. innbyggere i Norge i byer og tettsteder, I følge SSB kom 90 pst. av landets befolkningsvekst i 2011 i tettstedene, og Oslo og Akershus er det området som vokser og urbaniseres mest og raskest. Litt over tjue av landets rundt 950 tettsteder har 20 000 eller flere bosatte, hvor ti hadde flere enn 50 000 innbyggere og noen av byene utgjør storbyregioner.

De fleste norske byer og tettsteder har utviklet seg på steder med gunstige (naturlige) forutseninger for bosetning og ferdsel. Dette omfatter gjerne både dyrkbar mark og åpent lavland, og ofte beliggenhet ved sjø, elv eller fjord, vendt mot vannet og med åser eller fjell som rygg og ramme rundt bebyggelsen. Elver og vassdrag er ofte viktige elementer i bybildet, sammen med bl.a. turveier, skogholt, parker, løkker, parselhager og strender. Dette innebærer at det ofte vil være krevene avveininger når byer vokser, da økt byareal

kan gå ut over bl.a. dyrket mark og bymarker som har vært og ofte er viktige for byens beliggenhet.

En nærmere drøfting og vurdering av norske urbane økosystemer og økosystemtjenester blir gitt i Lindhjem og Sørheim (2012), som også inneholder en rekke referanser og eksempler. For en global gjennomgang av ulike perspektiver på urbane økosystemer og biologisk mangfold i byer kan det vises til rapporten *Cities and Biodiversity Outlook* som er utgitt i regi av konvensjonen om biologisk mangfold (CBD 2012a).

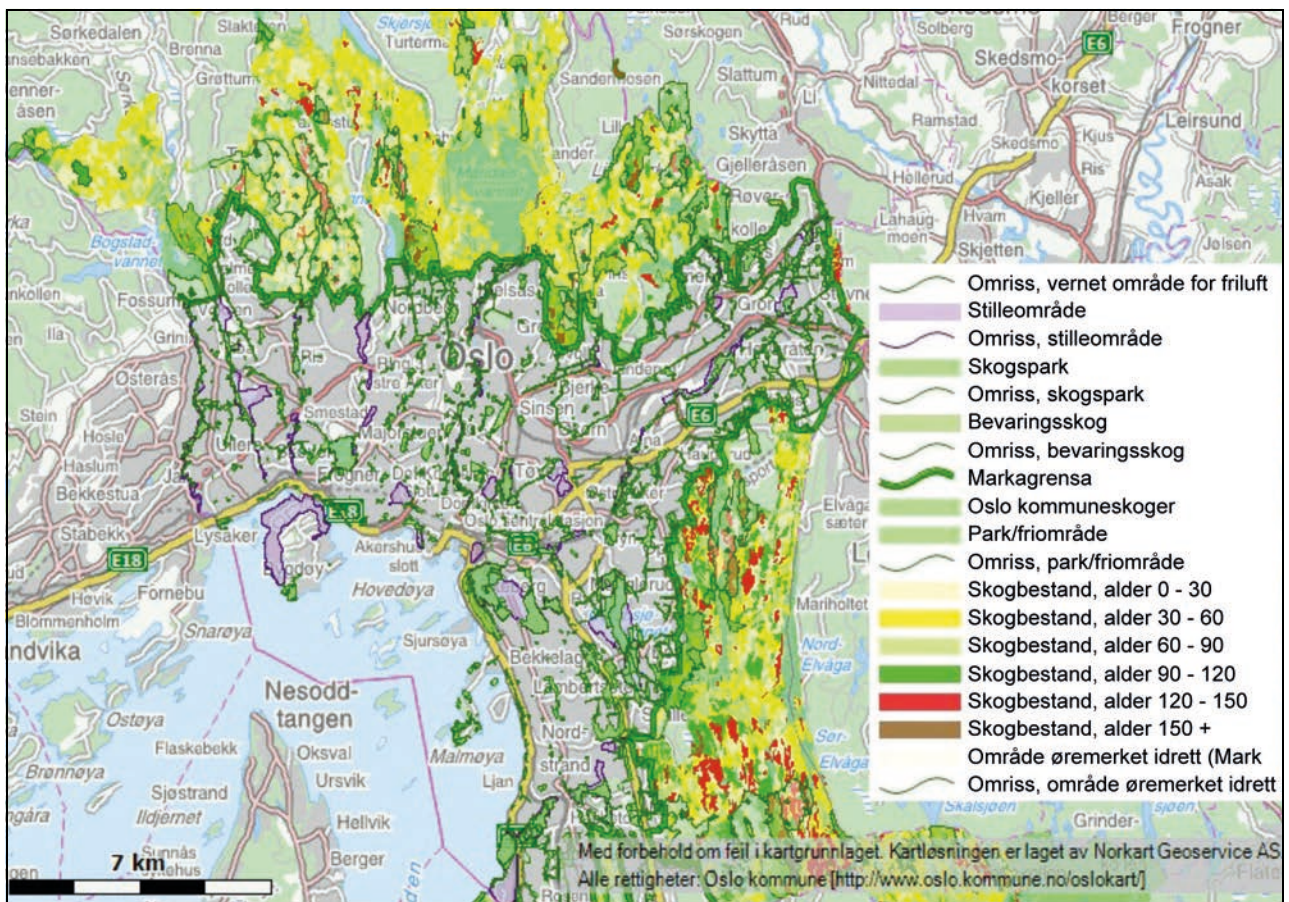
Urbane økosystemer er vanskelige å avgrense, men kjennetegnes generelt av bl.a. fragmentering og høy grad av dekkede overflater, dominans av enkeltarter, tendens til høyere grad av artsmangfold i forsteder sammenlignet med landlig omland (spesielt i forhold til jordbruksområder), tendens til flere fremmede arter, høyere konsentrasjon av forurensning i både luft og vann og høyere temperatur enn omgivelsene rundt (se bl.a. Goddard mfl. 2010). Det er generelt lite egnet statistikk eller studier som kan belyse status og utvikling for norske urbane økosystemer, og vurderingene her

vil derfor bygge på kunnskap om enkeltkomponentene og noen mer generelle vurderinger.

Det finnes f.eks. ingen samlet statistikk som gir oversikt over status og utvikling for omfang av parker og plener, antall og typer gatetrær, vannveier og dammer osv. i norske byer. Det er imidlertid anslått at av de grønne områdene som fantes i byer og tettsteder på 1950-tallet finnes det bare 20–30 pst. igjen i dag¹⁹. Presset på de grønne områdene er størst i de største byene. I de siste 40–50 årene har belastningen på naturen nær byer og tettsteder økt og arealet som brukes til tettsteder i Norge er nesten fordoblet. Et annet utviklingstrekk er at de grønne arealene etter hvert har blitt mer parklignende²⁰.

¹⁹ Kilde:
<http://www.miljostatus.no/Tema/Frilluftsliv/Frilluftsomrader/Gronnstruktur/>.

²⁰ En viktig kilde som er brukt her er indikatorene for miljøutvikling i prosjektet «Framtidens byer», som er et samarbeid mellom staten og de 13 største byene i Norge for å redusere klimagassutslipp og bedre bymiljøet for innbyggerne. Det vises også til studier som er gjort med utgangspunkt i SSBs arbeid med miljøindikatorer (se f.eks. Haagenen 2007, 2011 og 2012, Engelen 2012 og Engelen mfl. 2005).



Figur 4.19 Parker, stille områder og bynær skog i Oslo kommune, 2012.

Kilde: Oslo kommune – gjengitt i Lindhjem og Sørheim (2012)

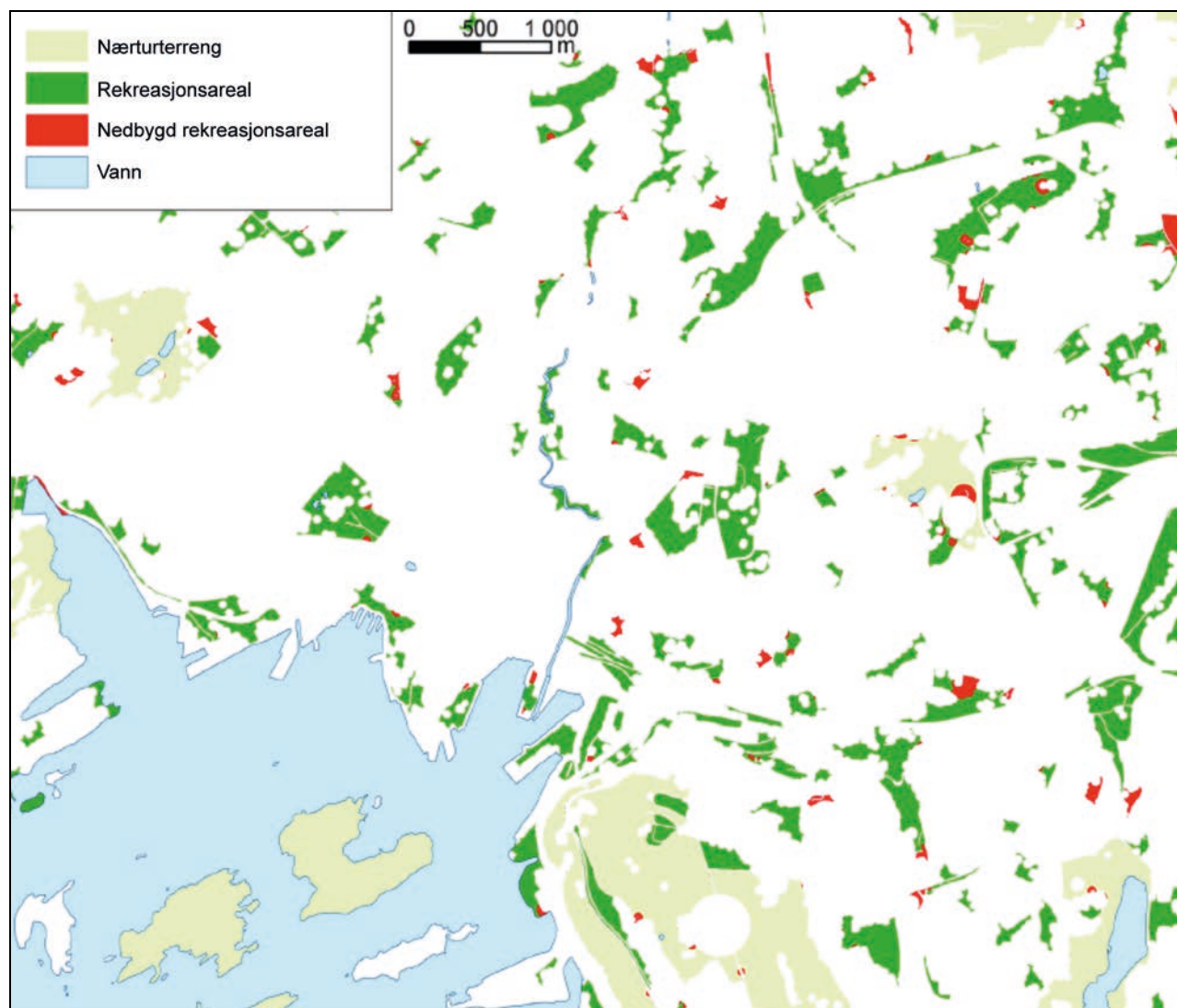
Urbane økosystemer er et forholdsvis nytt og bredt begrep som omfatter tilnærmet alle elementer av natur i byområder, også f.eks. folks private hager. Det finnes tilhørende begreper som har vært i bruk i mange år, f.eks. grønnstruktur²¹. Grønnstrukturen består bl.a. av natur- og kulturlandskapene i og rundt byer og tettsteder, som løkker, parker, skolegårder, kirkegårder, turveier, idrettsanlegg, kolonihager og private hager (Miljøverndepartementet 2002). Bekker, elver, vann og sjøområder har også stor betydning. Datagrunnlag er tilgjengelig for mange byer for å illustrere grønnstruktur visuelt, og figur 4.19 viser

f.eks. et kart der ulike typer grøntareal, bynær skog og «stilleområder» er angitt for Oslo.

Det er ikke funnet noen overordnede definisjoner av «grøntareal» eller «grønnstruktur» som måles og overvåkes for norske byer. SSB har imidlertid relativt nylig gjort arbeid med å definere og måle indikatorer for rekreasjonsareal og nærturterreng²². Parker og de fleste idrettsanlegg er inkludert i begge begrepene, og det er satt kriterier for hva som regnes som «trygg tilgang», knyttet bl.a. til gode og trygge stier og veier. Tall fra

²¹ Begrepet «grønnstruktur» kan forstås som veven av mer eller mindre sammenhengende store og små naturpregede områder i byer og tettsteder (Direktoratet for Naturforvaltning 2003).

²² Nærturterreng er her definert som store naturområder (større enn 200 dekar) i tettsteder eller som grenser til tettsteder, mens rekreasjonsareal er naturområder av en viss størrelse (minst 5 dekar) i tettsteder eller som grenser til tettsteder. Definisjonene og tallmaterialet for dette er hentet fra Statistisk sentralbyrå sine temasider for «Rekreasjonsareal og nærturterreng 2011» (<http://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/arealrek>).



Figur 4.20 Rekreasjonsarealer og nærturterreng nedbygd i Oslo i perioden 1999–2004.

Kilde: Engelién mfl. (2005) – gjengitt i Lindhjem og Sørheim (2012)

2011 viser at rundt 44 pst. av bosatte i tettsteder har trygg tilgang til nærturterreng og at rundt 43 pst. har trygg tilgang til rekreasjonsareal, og at andelen er noe høyere for barn og unge under 20 år. Det er store forskjeller når en ser på de enkelte byer og tettsteder, og i gjennomsnitt er det en tydelig sammenheng mellom tilgang og tettstedsstørrelse. I gjennomsnitt har 72 pst. av de bosatte i de minste tettstedene tilgang til nærturterreng, mens 32 pst. av de bosatte i de største tettstedene har tilgang til nærturterreng. Når det gjelder tilgang til rekreasjonsareal, er tallene 59 pst. i små tettsteder mot 36 pst. i større tettsteder.

Tall fra KOSTRA viser at leke- og rekreasjonsarealet i norske tettsteder samlet sett har gått noe ned fra 2000 til 2011, men med store variasjoner mellom byene. Gjennomsnittet lå på 17 dekar pr. 1000 innbyggere i 2011, og i de 13 største byene lå gjennomsnittet noe lavere på 14 dekar pr. 1000 innbyggere. Tallene viser ingen klar sammenheng mellom hvor tett byen er og størrelsen på slike areal, og dette kan tyde på at mange av de tettest utbygde kommunene mer bevisst sikrer sine grøntområder (Miljøverndepartementet 2012a).

Tilgjengelige grøntarealer blir som nevnt redusert over tid i norske byer og tettsteder (se f.eks. Thoren og Aradi (2010) om endringer i grønnstrukturen i Stor-Oslo og Engelién mfl. (2005) om rekreasjonsarealer og nærturterreng nedbygd i Oslo og Bergen). Dette skyldes at aktuelle arealer blir nedbygd til andre formål, og denne omdisponeringen blir ikke kompensert av nye grøntarealer, figur 4.20 viser rekreasjonsarealer og nærturterreng nedbygd i Oslo i perioden 1999–2004. Norske byer opplever også en generell fortetting (se bl.a. Haagensen 2011).

Byer vil også inneholde det som kan kalles grønn, blå, blågrønn og grå infrastruktur, henholdsvis grøntanlegg (eksempelvis parker, private hager, trær i byen eller grønne tak der det er anlagt hage), vannforekomster som bekker og dammer, vassdrag og vassdragenes omgivelser, og grå arealer som veier og parkeringsplasser. Fordelingen av infrastruktur er viktig for byens evne til å håndtere klimaendringer. Et eksempel på dette er utviklingen av bærekraftige urbane avløpssystemer, som bruker naturlige systemer for å håndtere avrenning av overflatevann i byer. Dette kan omfatte både utnyttelse av eksisterende økosystemer og restaurering for å få tilbake ulike egenskaper ved mer naturlige systemer. Bruk av naturlige økosystemer på denne måten kan også gi fordeler i form av rekreasjon og opplevelse og/eller viktige leveområder for arter og naturtyper.

Boks 4.11 Åpning av Ilabekken i Trondheim

Ilabekken i Trondheim er en flomhissig bekk der vannføringen kan endres fra noen få liter til flere kubikkmeter i løpet av få timer, og som i flere tiår har ligget i tunnel. Etter et flerårig samarbeid med bl.a. plan-, ingeniør-, vann- og økologikompetanse i regi av Trondheim kommune ble Ilabekken åpnet i 2005, og fremstår i dag som et flomsikkert vassdrag med god vannkvalitet, vandrende sjøørret og økt naturmangfold. Det er et naturområde som brukes både av innbyggere i bydelen og i resten av byen. Åpningen av Ilabekken er dermed et godt eksempel på hvordan vannet som element i sitt rette miljø kan skape trivsel og trygghet og være levested for ulike arter. Åpning av Ilabekken illustrerer også hvilke muligheter som kan ligge i restaurering av økosystemer og viser behovet for å trekke inn ulike faglige og sektorvise perspektiver.

Byer er sterkt menneskeskapt deler av omkringliggende økosystemer med meget redusert biologisk kvalitet når det gjelder uberørt natur, men urbane områder har likevel ofte et overraskende høyt antall arter av enkelte artsgrupper. Isolert sett er artsmangfoldet gjerne høyest i middels urbaniserte områder, og synkende med økende grad av by-struktur (se bl.a. Gómez-Baggethun og Barton 2013). En nærmere omtale av biologisk mangfold i norske byer blir gitt bl.a. i Bevanger mfl. (2005). Betydningen av biologisk mangfold vil variere med ulike typer økosystemtjenester, og f.eks. vil et nærmest monokulturelt grøntområde fortsatt kunne gi viktige vannstrømsregulerings- og rekreasjonstjenester selv om det kan regnes som en «biologisk ørken».

Det finnes en del tilfeller hvor naturområder i eller nær byer kan være viktige for bestemte arter og naturtyper og hvor bevaringstiltak er aktuelle, f.eks. i form av vernede våtmarker. Den norske rødlista over truede arter viser også at et stort antall arter finnes nær eller innenfor norske bygrenser, bl.a. fordi mange store norske byer ligger ved kysten (Kålås mfl. 2010a). Indre Oslofjord er f.eks. et av de mest artsrike områdene i Norge. Alle de ti største byene i Norge har kartlagt sitt biologiske mangfold, og bruker dette sammen med bl.a. kart over grøntarealer i sin byplanlegging.

Boks 4.12 Grønne byer tåler vann bedre – og er bedre å bo i

Grønne løsninger i omgivelsene kan supplere teknisk infrastruktur og skape trivsel for alle som både arbeider, bor og oppholder seg i byene. Det finnes en rekke grønne og enkle grep som på sikt vil være lønnsomme og som bidrar til et bedre bymiljø.

Utbygging og mye betong- og asfaltoverflater i byene gjør at regnvannet mister sin naturlige vei ned i grunnen, og resultatet er ofte oversvømmelser. Videre vil klimaendringene gi økt nedbørsintensitet og større belastning på overvannssystemene. Mange kommuner står også overfor store investeringer i utvidelse av avløpsrensaneanlegg, hvor tilrenning av overvann utgjør en betydelig andel av belastningen på anleggene. For å møte disse utfordringene ser norske kommuner i økende grad på *bærekraftige urbane avløpssystemer* og på hvordan naturlige systemer kan brukes for å håndtere og overvann og hindre forurensning.

Langs vassdragene gjennomføres f.eks. en rekke grønne tiltak som blant annet hindrer flom. Ofte handler det om å få vannet opp fra underjordiske kanaler og rør, og få tilbake bekker og elver i grønne omgivelser (se f.eks. boks 4.11 om Ilabekken i Trondheim).

Regnbed er et annet «grønt tiltak» som kan sette oss bedre i stand til å håndtere overvann i byer og tettsteder. Dette er enkle og relativt rimelige konstruksjoner som forsinker flomvannet. Et regnbed er grunt, og fylt med planter som tåler mye vann. Når flomvannet kommer, fylles bedet av vann som ellers kunne ha skapt

oversvømmelser. Vannet står i regnbedet en kort stund før det dreneres i jorda. Dermed blir vannet rensert og plantene tar opp CO₂ – noe som i sin tur gir bedre byluft. I tillegg bidrar det til hyggelige grønne omgivelser. Internasjonalt er regnbed ansett for å være et nyttig verktøy for å takle problemene med overflatevann. I Kansas City i USA er det for eksempel planlagt 10 000 regnbed. Det er etablert noen regnbed i Norge, bl.a. på Risvollan i Trondheim, og det jobbes med å finne ut mer om hvor dette kan være en god løsning for norske forhold.

Grønne tak har en funksjon som minner om regnbed. På grønne tak er det ikke dammer som stanser flomvannet, men planter og jord som absorberer og fordamper regnvannet, noe som reduserer belastningen på vannsystemet. Grønne tak kan anlegges som oppholdsarealer ute, eller benytte lettere konstruksjoner på store industribygg etc. Et eksempel er Nordens største grønne tak på Veolias avfallsanlegg i Grorudalen i Oslo, hvor avrenningen er redusert med 50 pst. I tillegg gir det beplantede taket gratis isolasjon og temperaturregulering sommer og vinter. Løsningen brukes i mange land, og flere store europeiske byer stiller nå krav om at visse typer tak skal være grønne.

Sammen med andre tiltak for å sikre de grønne områder bidrar slike tiltak for å håndtere overvann også til et grønnere og triveligere bymiljø. Dette kan gi økt trivsel og velvære, styrket identitet og mer liv i byrommet og gode områder for rekreasjon og aktivitet.

Kilder: Framtidens byer, Miljøverndepartementet og Lindhjem og Sørheim (2012).

Veksten i norske byer kombinert med økt konsentrasjon av utbyggingen i byggesonen har ført til stort press på arealene både i sentrum og randsonene. Veksten er ventet å fortsette, og dette øker faren for nedbygging og oppsplitting av naturområder og grønnstrukturer som er viktige både for ulike økosystemtjenester og for dyre- og planteliv. I tillegg til utbygging og bruksendringer er klimaendringer (med bl.a. økte nedbørsmengder og mer ekstremvær), skadelige fremmede arter og forurensning faktorer som påvirker urbane økosystemers evne til å levere ulike økosystemtjenester.

4.15 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

4.15.1 Gjennomgående god tilstand i økosystemene, men flere bekymringsfulle utviklingstrekk

Gjennomgangen over viser at et rikt naturmangfold er avgjørende for å opprettholde velfungerende økosystemer og økologiske prosesser, og at friske økosystemer utgjør viktige bærebjelker for menneskets livsgrunnlag, økonomi og velferd. Utvalget finner at norske økosystemer generelt har en tilstand som setter dem i stand til å levere en rekke økosystemtjenester, men ser også at det

Tabell 4.5 Oversikt over tilstand og utviklingstrekk for norske økosystemer

Økosystem	Naturindeksverdi ¹	Overordnet vurdering	Sentrale påvirkningsfaktorer	Utviklingstrekk
Hav	0,75 (bunn) 0,71 (vannmasser)	God	Klimaendringer Forsuring Fiskerier Forsøpling	Litt bekymringsfull
Kystsonen	0,73 (bunn) 0,66 (vannmasser)	Ganske god	Forurensning Nedbygging av areal Høsting Fremmede arter	Bekymringsfull
Ferskvann	0,73	God	Sur nedbør Eutrofiering Vannkraftregulering Fremmede arter Inngrep og nedbygging	Litt bekymringsfull
Skog	0,40	Relativt dårlig	Skogbruk	Akseptabel
Våtmark	0,53	Moderat	Nedbygging av areal Gjengroing	Litt bekymringsfull
Fjell	0,63	Ganske god	Nedbygging og fragmentering av arealer Klimaendringer	Akseptabel
Arktiske økosystemer	-	God	Klimaendringer Havforsuring	Bekymringsfull
Kulturlandskap				
– Åpent lavland	0,40	Relativt dårlig	Gjengroing Opphør av tradisjonell skjøtsel Fremmede arter	Bekymringsfull
– Jordbruksområder	-	God	Nedbygging av dyrket mark	Bekymringsfull
Grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer)	-	Ganske god	Nedbygging av grøntarealer	Bekymringsfull

¹ Se tabell 4.3.

er utfordringer knyttet til bl.a. bevaring av biologisk mangfold og til å opprettholde økosystemenes kvalitet. Omtalen over viser også at norske økosystemer utsettes for en rekke påvirkningsfaktorer, hvor arealinngrep og arealbruksendringer står særlig sentralt og hvor det er økende utfordringer knyttet til klimaendringer og havforsuring.

Svært forenklet mener vi tilstanden kan oppsummeres som i tabell 4.5 under. Her presenterer vi for hvert økosystem naturindeksverdien (der den er utarbeidet), og utvalgets overordnede vurdering av tilstand og evne til å levere økosystemtjenester, viktige påvirkningsfaktorer og aktuelle utviklingstrekk. Utvalgets vurderinger av økosystemenes tilstand bygger på det kunnskapsgrunn-

laget som er brukt i arbeidet med naturindeksen (Nybø 2010), rødlistene for arter og naturtyper (Kålås mfl. 2010a og Lindgaard og Henriksen 2011), kunnskap om påvirkninger på økosystemene (Kålås mfl. 2010b), samt andre kilder til informasjon om tilstanden for biologisk mangfold i norske økosystemer. En helhetsvurdering av ulike kunnskapskilder ligger til grunn for de overordnede vurderingene. Vurderingene er dermed subjektive, men representerer vårt beste skjønn. Det vil nødvendigvis være en rekke forhold en slik tabell ikke fanger opp, da dette dekker svært bredt og da datagrunnlaget er utilstrekkelig. Vi understreker også at det vil ligge betydelige regionale og lokale forskjeller bak en slik oversikt, f.eks. for de ulike norske havområdene, våtmarker og for ulike norske skogtyper.

4.15.2 Stort behov for mer kunnskap om norske økosystemer

For å bevare naturmangfoldet, sikre velfungerende økosystemer og dermed opprettholde leveransen av økosystemtjenester, er det viktig med bedre kunnskap om tilstanden for naturmangfoldet og dets påvirkningsfaktorer, og om trender i økologiske prosesser.

Kunnskapen om tilstanden for biologisk mangfold i ulike økosystemer, bygger i stor grad på naturindeksen og rødlistene for arter og naturtyper. Både rødlistene og naturindeksen baserer seg på kunnskap om endringer i bestander til arter og naturtyper over tid. Med unntak for kommersielt viktige arter og enkelte truede eller karismatiske arter er det svak kunnskapsstatus og mangel på kunnskap knyttet til *bestandsutvikling*. Kartlegging og overvåking av arter på lavere trofiske nivåene er liten i alle økosystemer. Også når det gjelder *endringer og endringer i areal av ulike økosystemer* er det behov for flere data. For flere typer landøkosystemer mangler det nasjonal kartlegging og oppdatering av arealendringer og arealbruksendringer over tid. Sammen med kunnskap om endringer i bestander, er kunnskap om arealer av ulike økosystemer og naturtyper bl.a. viktig for at Norge skal kunne utvikle regnskap for økosystemtjenester. Dette kommer vi nærmere tilbake til i kapittel 11. Med de nye europeiske miljøovervåkingssatellittene som nå tas i bruk åpner det seg helt nye muligheter for detaljert overvåking av arealbruksendringer som bebyggelse, vannløpsendringer, hogst, tilplanting og endring av skogstyper. I stor grad kan også disse fjernmålingsmetodene brukes til å overvåke vannkvalitetsendringer og vannføring. Dette må

imidlertid kombineres med bakkeregistreringer, spesielt når det gjelder mangfold.

Videre er det prioritet én å opprettholde og forbedre de overvåkingssystemene som er på plass. For noen økosystemer og flere typer påvirkningsfaktorer finnes langtids overvåkingsserier (f.eks. kystovervåkingssystemet, landskogtakeringen, program for terrestrisk naturovervåking, overvåking knyttet til vanddirektivet, overvåking av sur nedbør i ferskvann og overvåking av kommersielle marine fiskebestander) som etter hvert har vist seg uvurderlige for å fastslå om det foregår reelle endringer, samt å skille naturlig dynamikk fra menneskeskapte endringer.

Blant landøkosystemene er trolig kunnskapsnivået og overvåkingssystemene dårligst for våtmarker og åpent lavland (semi-naturlig kulturmark og naturlig åpne arealer). Samtidig er disse økosystemene utsatt for store negative endringer. For produktiv skog er overvåkingssystemene relativt gode, men siden naturindeksen har en lav verdi bør kunnskapsinnsamlingen styrkes her. For fjelløkosystemer bør overvåking styrkes særlig av arealinngrep (hyttebyer, anlegg, hugst og andre inngrep), endring av skoggrense, karakterarter der Norge har et spesielt forvaltningsansvar (villrein, fjellrev, snøugle, fjellrype), samt smågnagere som er «motoren» i fjelløkosystemet. På arealsiden vil igjen fjernmålingsdata fra miljosatellitter være et effektivt og rimelig verktøy for å overvåke slike endringer.

På tross av betydelig innsats innen havforskning, er kunnskapen om de *marine økosystemene* mangelfull sammenlignet med områdene på fastlandet. Dette har sammenheng med at områdene er store, klimatisk krevende og vanskelig tilgjengelige, samt at undersøkelser under vann av åpenbare grunner er mer utfordrende enn på land. Det pågår imidlertid kartlegging av naturtyper både i kystsonen og på kontinentalsokkelen, men det vil ta mange år å oppnå en tilfredsstillende dekning. Det foregår noe overvåking av bestandsutvikling for planteplankton, dyreplankton, fastsittende alger og bunnlevende invertebrater, men denne bør systematiseres og standardiseres. Samtidig er kunnskapen om lavere organismer spesielt viktig fordi disse utgjør de støttende og regulerende tjenestene som er forutsetningen for både forsyvende tjenester og for opplevels- og kunnskaps-tjenester (kulturelle tjenester). Som et eksempel er noen sentrale arter av planteplankton avgjørende for karbonopptak og produksjon oppover i næringskjeden, og 3–4 arter av dyreplankton (hoppekreps) er nøkkelarter for fisk og sjøfugl. Både varmere og surere vann truer nå disse

essensielle økosystemtjenestene i nordlige havområder. Satelittdata kan også gi viktig informasjon her, spesielt når det gjelder mengden planteplankton i ulike havområder.

Det er også store kunnskapsbehov for de *polare økosystemene*, og her vil effekter av klimaendringer være særlig sentralt. Dette omfatter bl.a. effekter av klimatiske endringer på nøkkelarter i økosystemene og effekten av forsuring på marine økosystemer, samt klimaendringer og tilknyttede effekter av miljøgifter. Det er også viktig med økt kunnskap om effekten av petroleumsrelatert virksomhet, bl.a. om sensitiviteten til arktiske økosystem for petroleumsrelatert forurensning, særlig i isfylte farvann.

For alle disse systemene foregår det overvåking i noen grad, noen steder med lange tidsserier, noen med korte. Det er også forskningsprosjekter som gir verdifull informasjon om økosystemtjenester, men ofte er ikke dette systematisert kunnskap som kan brukes til en vurdering av endringer i økosystemtjenester. Samtidig er det åpenbart at ikke alt kan kartlegges og overvåkes i ethvert økosystem til enhver tid, og dermed blir overvåkingsverktøy som satelittbasert fjernmåling og utvalgte indikatorer sentrale virkemidler.

Det er behov for å forstå, så langt som mulig, hvordan den *samlede belastningen* fra naturinngrep, arealbruksendringer, klimaendringer, fremmede organismer, forurensning og annen menneskelig aktivitet påvirker og kan påvirke økosystemene. Naturmangfoldlovens § 10 fastsetter f.eks. at en påvirkning av et økosystem skal vurderes ut fra den samlede belastning økosystemet er eller vil bli utsatt for. Dette er en stor utfordring i utbyggingssaker og større inngrepsaker. For å operasjonalisere dette må miljøforvaltningen gjøres i stand til å konkretisere og dokumentere samlet belastning. Det vil kreve mer forskningsbasert kunnskap om sammenhenger mellom påvirkning og effekter, og ikke minst er det et metodisk spørsmål hvordan en med rimelig grad av sikkerhet skal kunne forutsi virkninger av inngrep og påvirkning på naturen og økosystemene. Styrket forståelse av økosystemenes sårbarhet og robusthet mot endringer (resiliens) står sentralt her.

Det bør iverksettes større tematiske satsinger innenfor forskning og ikke minst overvåking for å styrke kunnskapsgrunnlaget for de tre viktigste påvirkningsfaktorene knyttet til biologisk mangfold (og økosystemtjenester); *arealendringer*, *arealbruksendringer* og *klimaendringer*. Dette omfatter både behov for mer kunnskap om hvilke endringer som finner sted og hva de fører til, og om hvilke drivkrefter som ligger bak de mest sentrale

påvirkningsfaktorene. Det blir da nødvendig også med mer samfunnsfaglige innsikter, bl.a. knyttet til sektorvise vurderinger og samfunnsøkonomiske sammenhenger, og til å forstå sentrale internasjonale utviklingstrekk. Et kunnskapsområde som er spesielt viktig for både arealendringer, arealbruksendringer og klimaendringer er overlevelse og dynamikk hos små fragmenterte (og isolerte) populasjoner, og genetiske og økologiske faktorer som påvirker slike populasjoner. Fragmenterte og isolerte populasjoner med lavt individantall og ofte redusert genetisk variasjon er spesielt sårbare for innavl og utdøing over tid. Forvaltningen av slike populasjoner, og kunnskap om hvordan man skal lykkes med forvaltningen, blir i fremtiden viktig for å bevare naturmangfold (og dermed økosystemtjenester) etter hvert som klimaet endrer seg og mer areal blir utnyttet av menneskelig aktivitet. Det er også behov for økt kunnskap om taksonomiske grupper og økosystemenes sammensetning, særlig for lavere organismer, og om det genetiske mangfoldet i norske økosystemer.

Klima er kanskje den viktigste påvirkningsfaktoren for strukturering av biomer, naturtyper og arter globalt, og klimaet har stor innvirkning på naturtyper og arter også på liten skala. Samfunnet trenger god kunnskap om hvordan klimaendringene som pågår nå og vil pågå i overskuelig fremtid, endrer forutsetninger for naturmangfold og økosystemtjenester.

Som omtalt over spiller økosystemene en avgjørende rolle i å motvirke klimaendringer (gjennom opptak av karbon fra atmosfæren), dempe effektene av dem (f.eks. redusere avrenning, dempe flom) og å sikre menneskenes livsgrunnlag (f.eks. matproduksjon, rent vann, nye medisiner). Et vidt perspektiv som fokuserer på hvordan økosystemer bør forvaltes/bevares for å levere økosystemtjenester som karbonlagring og flomdemping i et endret klima, reiser imidlertid mange problemstillinger som må belyses gjennom forskning og overvåking i ulike økosystemer og regioner. Sentralt er spørsmålet om hvordan man gjennom (god) forvaltning av økosystemene kan motvirke klimaendringer og øke samfunnets motstandskraft mot klimaendringer. Målet om å utvikle tiltak som er «vinn-vinn» med hensyn til å motvirke klimaendringer og bevare naturmangfoldet innenfor en helhetlig tilpasningsstrategi til klimaendringer, står sentralt, men krever belysing av synergier og avveining av ulike hensyn.

Debatten rundt effektene av økt satsing på bioenergi, utplantning av skog og økt avvirkning i norske skoger (som klimatiltak) illustrerer nødven-

digheten av en bedre forståelse av effekter på naturmangfold, økosystemtjenester og karbonbalanse av mulige og/eller foreslåtte klimatiltak og om disse foreslåtte klimatiltakene faktisk gir et positivt bidrag til klimaregulering. Mulige tiltak for å påvirke økosystemene i stor skala (*geo-engineering*), bl.a. i havområdene, illustrere også dette behovet.

Det er stort behov for å øke kunnskapen om sammenhengen mellom det biologiske mangfoldet og produksjon av økosystemtjenester (se figur 4.1 og kapittel 4.2). Forståelsen av disse sammenhengene er fremdeles meget mangelfull. Det vil også være kunnskapsbehov knyttet til hvilke synergier som er mulige mellom ulike økosystemtjenester gitt ulike økosystemtilstander, og tilsvarende hvilke avveininger som kan og vil være nødvendige mellom dem. Noe av dette vil vi komme tilbake til i kapittel 5. Videre er *tradisjonell og lokal kunnskap* om biologisk mangfold, økosystemer og økosystemtjenester en viktig kilde til forståelse av hvordan vi skal forvalte jordkloden på en best mulig måte. Per i dag mangler det gode vitenskapelige metoder for å integrere tradisjonell kunnskap inn i en vitenskapelig kontekst. Metoder for dette bør utvikles.

Med de store utfordringene som er knyttet til hvordan arter og økosystemer påvirkes av mange og store menneskeskapte påvirkningsfaktorer, er det helt nødvendig å etablere og opprettholde eksisterende *overvåking*. Overvåking knyttet til planter og lavere trofiske nivåer (invertebrater) bør styrkes, da disse funksjonelle gruppene er helt essensielle spesielt for grunnleggende livsprosesser og for en rekke regulerende tjenester.

4.16 Utvalgets anbefalinger

I dette kapitlet har vi gått gjennom tilstand og utvikling for norske økosystemer. Vi har konkludert med at tilstanden gjennomgående er god, men at økosystemene utsettes for et stadig økende press, bl.a. gjennom nedbygging av arealer, klimaendringer, forurensning og fremmede arter, og at det er store utfordringer på enkelte områder. Vi vil i neste kapittel komme tilbake til hvordan dette kan påvirke norske økosystemtjenester. I Del III skal vi gjennomgå og vurdere ulike metoder for å synliggjøre verdier av økosystemene (og tjenestene) bedre i samfunnsplanleggingen. I Del IV går vi gjennom og vurderer om verdiene av økosystemene (og tjenestene) er tilstrekkelig reflektert når bedrifter og forbrukere tar beslutninger som vil skape press på økosyste-

mene. Utvalgets anbefalinger med hensyn til synliggjøring av økosystemverdier og forvaltning av økosystemer følger med andre ord i Delene III og IV.

Vi har også konkludert med at vår kunnskap om tilstanden og sammenhengene i naturen fremdeles er svært mangelfull, og at dette representerer et betydelig forskningsbehov. Vi har særlig pekt på kunnskapsbehov knyttet til det vi mener er sentrale økologiske problemstillinger, men viser til at det også er et stort behov for bedre forståelse av drivkreftene som ligger bak de mest dominerende påvirkningsfaktorene.

På grunnlag av diskusjonen foran har utvalget følgende anbefalinger:

- Overvåkingen av norske økosystemer, bestander og arter bør styrkes for å kunne identifisere endringer i økosystemene og for å kunne sikre et bedre faglig grunnlag for å vurdere utviklingen og mulige tiltak. Det er særlig viktig at det etableres overvåking av økosystemer som i dag ikke blir overvåket. Utvalget vil spesielt peke på følgende overvåkingsbehov:
 - Gode tidsserier er viktige, og overvåkingsopplegg som kan gi slike tidsserier bør sikres og videreføres der det er aktuelt.
 - Økosystemene kystsoner, åpent lavland og våtmarker anses for å ha de mest mangelfulle overvåkingssystemene. Videre er overvåkingen av biologisk mangfold i havmiljøet for liten i forhold til havområdenes volum og areal.
 - Generelt er overvåkingen av grunnleggende livsprosesser og arter som ikke høstes i dag mangelfull og bør styrkes.
 - Det er viktig å overvåke økologisk infrastruktur dvs. forbindelsene mellom (verdifulle) habitater i ulike økosystemer.
 - Nasjonal overvåking av arealbruksendringer og arealendringer er for dårlig utbygd. I Norge er dette den viktigste påvirkningsfaktoren på landøkosystemer, og det er her utfordringene knyttet til å gjøre avveininger mellom ulike økosystemtjenester er størst.
- Vår kunnskap om norske økosystemer bør styrkes. Vi ser spesielt behov for økt kunnskap om følgende forhold:
 - Marine økosystemer, særlig om økosystemsammenhenger (inkludert lavere trofiske nivå).
 - Jord, og betydningen av biologiske prosesser i jord som grunnleggende livsprosess.
 - Arktiske økosystemer, hvor effekter av klimaendringer, havforsuring og miljøgifter vil være særlig sentralt.

- Økosystemer i åpent lavland, og betydningen av skjøtsel for å opprettholde biologisk mangfold som grunnlag for økosystemtjenester.
- Samlet belastning fra arealendringer, arealbruksendringer, klimaendringer, fremmede organismer, forurensing, overbeskating og annen menneskelig aktivitet på arter, bestander og økosystemer.
- Overlevelse og dynamikk hos små fragmenterte (og isolerte) populasjoner, og behovet for økologisk infrastruktur.
- Betydning av biologisk mangfold for å opprettholde økosystemfunksjonene over tid.
- Hvordan klimaendringene vil endre forutsetninger for naturmangfold og økosystemtjenester, og økosystemenes betydning for klimatilpasning.
- Virkninger av aktuelle klimatiltak på økosystemene, herunder bioenergi og skogbrukstiltak og ulike former for *geo-engineering*.²³
- Kunnskapen om betydningen av sentrale drivkrefter, påvirkningsfaktorer (spesielt arealendringer og arealbruksendringer) og utviklingen i ulike sektorer bør bedres. Påvirkningen på økosystemene fra transportsektoren, energisektoren og befolkningsvekst og utviklingspress i og rundt de store byene er aktuelle temaer.
- Samfunnsfaglige analyser av de grunnleggende drivkreftene bak sentrale påvirkningsfaktorer mot norske økosystemer er viktige, bl.a. for å gi en styrket forståelse av mer underliggende forhold. Dette inkluderer også bedret forståelse av forhold mellom mål, tiltak og virkemidler og hvordan ulike aktører reagerer på virkemidler av ulike slag.
- Det er behov for økt innsikt i erfaringsbasert kunnskap om økosystemene.

²³ Teknologier for å manipulere jordas klimasystem, ofte ved å fjerne klimagasser fra atmosfæren eller ved å hindre jorda fra å absorbere solstråling.

Kapittel 5

Status og utviklingstrekk for norske økosystemtjenester

I dette kapitlet vil vi først vurdere ulike sider ved kategorisering av økosystemtjenester, basert bl.a. på etablerte internasjonale og faglige referanser. Vi vurderer deretter tilstand og utviklingstrekk for norske økosystemtjenester med utgangspunkt i kategoriene grunnleggende livsprosesser (økosystemfunksjoner/støttende tjenester), forsynende tjenester, regulerende tjenester og kunnskaps- og opplevelsestjenester (kulturelle tjenester). Kapitlet avsluttes med utvalgets vurderinger av kunnskapsbehovet om norske økosystemtjenester og våre anbefalinger for videre kunnskapsutvikling.

5.1 Kategorisering av norske økosystemtjenester

Utviklingen av økosystemtjenestetilnærmingen har gitt grunnlag for en rekke forslag til kategorisering (gruppering og klassifisering) av disse. Før vi presenterer de kategoriene vi har valgt for gjennomgangen av norske økosystemtjenester, gir vi en kort omtale av en del sentrale internasjonale og faglige referanser for dette arbeidet, og vi går inn på noen faglige og praktiske utfordringer knyttet til slik klassifisering og gruppering.

5.1.1 Aktuelle referanser for kategorisering

Internasjonale referanser

Millennium Ecosystem Assessment er fortsatt en sentral referanse for klassifisering og gruppering av økosystemtjenester (MA 2005a), med sine fire hovedkategorier forsynende (produserende), regulerende, støttende og kulturelle tjenester. De kategoriene MA benytter kan være nyttige spesielt for å formidle og illustrere de mange typer tjenester vi får fra naturen, men det blir også påpekt at de er mindre anvendbare f.eks. for verdsetting og miljøregnskap. Det MA kaller støttende tjenester har derfor f.eks. TEEB (2010a) betraktet som «mellomtjenester» og som økosystemstrukturer/-prosesser og økologiske funksjoner, bl.a. for å

kunne ha et større fokus på «produktfunksjonen» som understøtter («produserer») tjenestene.

Det har de siste årene vært arbeidet med å utvikle et felles internasjonalt kategoriseringssystem for økosystemtjenester (CICES)¹. Arbeidet med CICES reflekterer en rekke aktuelle utfordringer, og systemet kan bli viktig for Norge som en kommende europeisk og kanskje også internasjonal standard for kategorisering av økosystemtjenester. Arbeidet blir gjort i regi av det europeiske miljøbyrået (EEA), i samarbeid med bl.a. FNs arbeid med eksperimentelle økosystemregnskap (SEEA, jf. kapittel 11.2) og EUs arbeidsgruppe for økosystemvurderinger og økosystemtjenester (MAES).

Det opprinnelige målet med CICES var hovedsakelig å lage et system som var egnet for miljøregnskap og verdsetting, men målet er nå at systemet også skal kunne brukes mer generelt for gruppering og vurdering av økosystemtjenester. Systemet skal være fleksibelt og kunne tilpasses ulike formål og nasjonale forhold, og det skal kunne brukes til å se både på økosystemtilstand og på økosystemtjenester. Mer informasjon om tankegangen bak CICES finnes i Haines-Young og Potschin (2011), og det siste kategoriseringsforslaget for CICES finnes i Haines-Young og Potschin (2013). Vi vil under komme tilbake til en del utfordringer knyttet til kategorisering, og det bør nevnes at disse også reflekteres i arbeidet med CICES.

CICES ser på økosystemtjenester som bidrag fra økosystemene til menneskelig velferd, med særlig fokus på sluttvarer og -tjenester (*outputs*) som nyttiggjøres direkte av mennesker. CICES inkluderer derfor færre av MAs støttende tjenester og indirekte bidrag til menneskers nytte, men dekker en del av disse som regulerings- og vedlikeholdstjenester. Systemet skal være i tråd med rammeverket som utvikles for FNs eksperimentelle økosystemregnskap (SEEA), og skal gjøre det mulig å bygge ulike systemer på de samme grunnprinsippene og med de samme hovedkategoriene som MA og TEEB.

¹ Mer informasjon om CICES er tilgjengelig bl.a. på nettsiden <http://cices.eu/>.

Tabell 5.1 viser hovedtrekkene i klassifiseringene i de tre mest relevante internasjonale refe-

ransene slik de brukes i dag, det vil si MA, TEEB og CICES.

Tabell 5.1 Sentrale internasjonale referanser for kategorisering av økosystemtjenester

MA	TEEB	CICES (versjon 4.3)
Forsynende tjenester	Forsynende tjenester	Forsynende tjenester
– Mat	– Mat	– Mat (biomasse og vann)
– Fiber	– Ferskvann	– Materialer (biomasse og vann)
– Brensel	– Råvarer	– Energi (biomasse)
– Genetiske ressurser	– Genetiske ressurser	
– Biokjemikalier, naturmedisin og legemidler	– Medisinressurser	
– Dekorative ressurser	– Dekorative ressurser	
– Ferskvann		
Regulerende tjenester	Regulerende tjenester	Regulerings- og vedlikeholds-tjenester
– Luftkvalitetsregulering	– Luftrensing	– Rensing (<i>remediation</i>) av avfall, giftstoffer og andre pla-ger
– Klimaregulering	– Klimaregulering (herunder karbonlagring)	– Styring (<i>mediation</i>) av masse-, væske- og gasstrømmer
– Vannregulering	– Forebygging og demping av ekstremhendelser	– Vedlikehold av fysiske, kje-miske og biologiske vilkår (oppretholdelse av livssyklusser, habitat og genetisk mangfold, skadeorganisme- og sykdomskontroll, jorddannelse og -sammensetning, vannforhold, atmosfærisk sammensetning og klimaregulering)
– Erosjonsregulering	– Vannstrømregulering	
– Vannrensing og avfalls-behandling	– Avfallsbehandling (herunder vannrensing)	
– Sykdomsregulering	– Erosjonsforebygging	
– Pest- og skadedyrregulering	– Opprettholdelse av jordferti-litet (herunder jorddannelse) og næringsstoffkretsløp	
– Pollinering	– Pollinering	
– Naturskaderegulering	– Biologisk kontroll	
Kulturelle tjenester	Kulturelle tjenester	Kulturelle tjenester
– Kulturelt mangfold	– Estetisk informasjon	– Fysiske og eksperimentelle interaksjoner ¹ ,
– Åndelige og religiøse verdier	– Rekreasjon og turisme	– Intellektuelle og representa-sjonsmessige interaksjoner (vitenskap, utdanning, natur- og kulturarv, fornøyelse og estetikk)
– Kunnskapssystemer	– Inspirasjon for kultur, kunst og design	– Åndelige og symbolske inter-aksjoner
– Utdanningsverdier	– Åndelige erfaringer	– Andre kulturelle <i>outputs</i> (eksistens- og arveverdier)
– Inspirasjon	– Informasjon for kognitiv utvik-ling	
– Estetiske verdier		
– Sosiale relasjoner		
– Stedsidentitet		
– Kulturarvverdier		
– Rekreasjon og økoturisme		
Støttende tjenester	Habitattjenester	
– Jorddannelse	– Opprettholdelse av livssyklusser	
– Fotosyntese	– Beskyttelse av genetisk mangfold	
– Primærproduksjon		
– Næringsstoffkretsløp		
– Vannkretsløp		

¹ Med interaksjoner menes her interaksjoner med økosystemer og landskap, herunder også marine landskap (*environmental settings*).

² Inndelingen for MA er hentet fra boks 2.1 i synteserapporten for MA (2005), og MA understreker at punktene er ment å være sentrale eksempler og at listene dermed ikke kan oppfattes som uttømmende.

Kilder: MA (2005a), TEEB (2010a) og Haines-Young og Potschin (2013)

Faglige referanser og eksempler fra andre land

Det finnes en rekke aktuelle faglige referanser for kategorisering av økosystemtjenester, og også en del eksempler på forslag i andre land. Mange av disse er basert på MA eller TEEB, men med forslag til justeringer og/eller mer lokale tilpasninger. En tidlig og toneangivende referanse er Groot mfl. (2002), som ser på hvordan varer og tjenester basert på økosystemer bidrar til ulike funksjoner (regulering, habitat, produksjon og informasjon). Noen referanser (bl.a. UK NEA 2011b) bruker en inndeling mellom direkte og indirekte økosystemtjenester, bl.a. for å kunne vise økologiske sammenhenger og for å unngå dobbelttelling i miljøregnskap og verdsetting. En slik tilnærming finnes f.eks. hos Balmford mfl. (2011), som presenterer et oppsett med underliggende økosystemprosesser, nyttige økosystemprosesser og økosystemnytte, altså et oppsett som ikke bruker selve tjenestebegrepet. For en oversikt over alternative tilnæringer viser vi til Haines-Young og Potschin (2009), Weber (2011) og Nahlik mfl. (2012).

Det vi kjenner til av klassifiseringer og grupperinger i andre land bygger i meget stor grad på de internasjonale referansene MA, TEEB og CICES, og utfordringene det vises til er mange av de som vi diskuterer under. Aktuelle eksempler er bl.a. inndelingen som er gjort for Storbritannia (UK NEA 2011b) og forslag som er laget for EU (Maes mfl. 2013), Sverige (Naturvårdsverket 2012) og provinsen South East Queensland i Australia (Maynard mfl. 2010). Den nordiske TEEB-studien (Kettunen mfl. 2012) inneholder et forslag til kategorisering som bygger både på MA (2005a) og på TEEB (2010a), og som legger særlig vekt på å få med tjenester som er viktige for de nordiske land.

5.1.2 Aktuelle problemstillinger ved kategorisering

Det er hensiktsmessig å forsøke å tilpasse klassifiseringen og grupperingen av økosystemtjenester til formål og til aktuelle bruksområder. De ulike systemene og tilnærmingene har slik sett ulike styrker og svakheter. Bruksområdene kan f.eks. omfatte (se f.eks. Fisher mfl. 2009) forståelse og undervisning, bruk av kostnads-/nytteanalyser som verktøy for bedre miljøbeslutninger, landskapsforvaltning, og velferds- og fordelingsaspekter i offentlig politikk. Fordi bruksområdene varierer så mye vil det være nødvendig med kompromisser og ulike tilnæringer både i praktisk anvendelse og når det gjelder kategoriseringen i seg selv. Lamarque mfl. (2011) viser f.eks. til at en

bred og enkel tilnærming kan være påkrevd for kommunikasjon til et større publikum og som grunnlag for generell politikk, mens klarere definerte tilnæringer kan være påkrevd for forskning og for målrettet forvaltning gjennom bl.a. økosystemstudier og miljøregnskap.

MAs kategorisering gir et bredt og systematisk grunnlag for å presentere og vurdere ulike typer tjenester, mens TEEBs og CICES' tilnæringer kan danne et bedre utgangspunkt for å se trinnvis på sammenhengen mellom økosystemer og nytteverdiene menneskene får. Det er mye som foregår før en økosystemtjeneste er levert og før mennesker kan ha nytte av den, og TEEB og CICES viser mer eksplisitt sammenhengen mellom økosystemer og menneskenes velferd enn MA.

Et klarere skille mellom økologiske funksjoner, deres direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd (økosystemtjenester) og velferden som de frembringer (fordeler) reduserer også problemene med dobbelttelling som kan oppstå fordi noen tjenester er tilførsler til produksjonen av ytterligere tjenester (se f.eks. Boyd og Banzhaf 2007, Wallace 2008, Costanza 2008, Fisher mfl. 2009 og TEEB 2010a). Det er imidlertid svært krevende å lage et klassifiseringssystem som helt unngår muligheten for dobbelttelling, fordi en del regulerings- og vedlikeholdstjenester både er tjenester i seg selv og underlag for en rekke forsyende tjenester. Dette må det tas hensyn til ved økonomisk verdsetting og miljøregnskap uavhengig av hvilken gruppering som velges. I FNs forslag til eksperimentelle økosystemregnskap (omtales i kapittel 11.2) beskrives to typer strømmer av økosystemtjenester – innen et område (intra-økosystemstrømmer) og mellom to områder (inter-økosystemstrømmer). Dette kan tydeliggjøre strømmer av økosystemtjenestene på lavere romlig skala og dermed bidra til å unngå dobbelttelling (Eigenraam mfl. 2013).

Det vil også være en rekke problemstillinger som må vurderes for praktisk talt alle tilnæringer, og de viktigste blir diskutert under.

Underliggende økologiske forhold – prosesser eller tjenester?

De fleste sentrale referanser understreker at det er viktig å synliggjøre de mer «fundamentale livstjenestene», og på en systematisk måte få fram hvilke roller de spiller og hvordan de er viktige og noen ganger kritiske for en rekke tjenester. TEEB gjør dette ved å vise til underliggende økologiske forhold som «sentrale økosystemfunksjoner», mens MA velger å synliggjøre disse som «støttende tje-

nester» i selve kategoriseringen. Den britiske økosystemstudien (UK NEA 2011b) omtaler støttende tjenester som mellomtjenester, og det redegjøres for ulike økosystemprosesser hvor bl.a. biologisk mangfold inngår. CICES har vurdert ulike løsnings- og vedlikeholdstjenester enn den som ligger i MA.

Utvalget mener det er viktig å synliggjøre og presentere de underliggende økologiske funksjonene, bl.a. fordi det er viktig å få fram livsnødvendige (og uerstattelige) økologiske sammenhenger og fordi vi ikke må miste av syne det forvaltningsarbeidet som må inn for å sikre de nødvendige støttetjenestene. Vi ser at det kan være utfordringer knyttet til å presentere disse som tjenester på linje med de andre kategoriene, men ser også at formidling kan styrkes ved å bygge videre på etablerte begreper og at norsk arbeid bør kunne kobles mot internasjonale referanser.

På bakgrunn av dette bruker vi en bred inngang til slike underliggende økologiske funksjoner, hvor vi velger å kategorisere dette som «grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester)», og hvor vi velger å presentere denne kategorien først for å vise at de utgjør et grunnlag for de øvrige tjenestekategoriene. Dette kan også omtales som økosystemfunksjoner.

Abiotiske elementer i økosystemene

De fleste definisjoner og grupperinger av økosystemtjenester fokuserer på betydningen av biotiske (levende) elementer og levende organismer (biologisk mangfold). MA har f.eks. som utgangspunkt at det er biologiske elementer som underbygger økosystemtjenestene (og at tjenestene er fundamentalt avhengige av biologisk mangfold), selv om de i liten grad eksplisitt omtaler grensedragningen mot de abiotiske (ikke-levende) elementene. Noen peker også på behovet for å foreta noen avgrensninger for å kunne fokusere på utvalgte problemstillinger, knyttet f.eks. til spesifikke trusler, og til at det vil være begrenset rom for substitusjon mellom abiotiske ressurser og økosystemtjenester (se f.eks. Brouwer mfl. 2013).

Det finnes noen referanser som inkluderer energi blant de forsyvende tjenestene der bioenergi, abiotisk fornybar energi, og noen ganger også areal til transport, er tatt med som tjeneste (se f.eks. Naturvårdsverket 2008 og 2009, Magnussen mfl. 2012a og Armstrong mfl. 2012a). Flere referanser viser imidlertid til at abiotisk fornybar energi hører hjemme i et miljøregnskapsrammeverk, i likhet med mineralressurser, men ikke bør anses som en økosystemtjeneste.

Utvalget mener at det i de fleste sammenhenger vil være hensiktsmessig å begrense bruken av økosystemtjenestetilnærmingen til tjenester som bygger på biotiske elementer. Dette innebærer at rene abiotiske ressurser som olje, gass, grus, mineralressurser med mer holdes utenfor. Derimot hører en rekke abiotiske ressurser til under økosystemer, og dermed økosystemtjenester, i den forstand at de står i et direkte samspill med biotiske elementer, og dels er en forutsetning for disse. Dette gjelder f.eks. gasser (som O₂, CO₂ og N₂), mineraler og næringssalter (nitrogen, fosfor, jern, silikat, kalsium) og vann. Denne tankegangen reflekteres også i den gjeldende versjonen av CICES (Haines-Young og Potschin 2013), i den britiske økosystemstudien (UK NEA 2011b), i den svenske forstudien (Naturvårdsverket 2012) og i rammeverket for FN's eksperimentelle økosystemregnskap (United Nations Statistics Division 2013). Dette innebærer bl.a. at ulike mer fysiske prosesser, f.eks. vind- og vannkraft², værsystemer og mer grunnleggende forhold i vannkretsløpet ikke blir omfattet av begrepet. Videre vil ikke-fornybare ressurser (f.eks. mineraler og fossile brensel) holdes utenfor, og likeså bruk av økosystemene som ikke omfatter biotiske faktorer (f.eks. bruk av sjøareal som transportvei).

Utvalget understreker at det i praksis vil være nødvendig å se økosystemtjenester i sammenheng med andre viktige natur- og miljøressurser. Dette omfatter både hvordan mennesker har nytte av de ulike komponentene i samspill (se f.eks. Cooter mfl. 2013 for en omtale av atmosfærens betydning for økosystemtjenester) og hvordan utnyttelse av de abiotiske ressursene kan påvirke økosystemene og deres evne til å levere økosystemtjenester (f.eks. virkninger av vannkraft på norske vassdrag og petroleumsvirksomheten på norske fiskerier). Det kan her nevnes at det mer detaljerte oppsettet i forslaget til CICES (Haines-Young og Potschin 2013) inneholder en mulig tilleggsklassifisering for «abiotiske *outputs* fra naturlige systemer». Denne muligheten bør også holdes åpen og vurderes i en norsk sammenheng. Det kan også vises til hvordan samlet *norsk natur- og miljøkapital* inneholder både biotiske og abiotiske forhold, og kan kategoriseres som fornybare og betinget fornybare naturressurser, ikke-fornybare naturressurser og øvrige økosystemtjenester (Lindholt og Kolshus 2012).

² Vind- og vannkraft stammer fra en overføring av energi (altså en økosystemprosess), men hvor det ikke skjer noe samspill (av betydning) med økosystemets biotiske elementer.

Vi har på linje med MA, TEEB og CICES valgt å inkludere *ferskvann* som en forsyningstjeneste, men ser at det kan diskuteres om forsyning av ferskvann som sådan heller burde behandles som en viktig abiotisk ressurs og som en grunnleggende forutsetning for liv (se f.eks. Haines-Young og Potschin 2013). Vi finner imidlertid at selv om abiotiske ressurser generelt holdes utenfor økosystemtjenestebegrepet (f.eks. olje, gass og mineralressurser), så er vann en annen kategori av abiotiske ressurser som både inngår i organismer og er kritisk som næringsmiddel. Vi kommer under også tilbake til økosystemenes betydning for *vannsyklusen* i omtalen av grunnleggende livsprosesser og til økosystemenes betydning for *vannstrømsregulering* og *vannrensing* i omtalen av regulerende tjenester.

Biologisk mangfold og resiliens

Biologisk mangfold kan som nevnt i kapittel 2 håndteres både som økosystemstruktur (ved å regulere økosystemprosesser), som økosystemtjeneste og som nytteverdi. Det har etter MA blitt en økt forståelse av og et økt fokus på økosystemenes *resiliens* og økosystemenes betydning for mer samfunnsmessig og sosio-økologisk resiliens. Økosystemer er generelt i en dynamisk likevekt, det vil si at de kan variere, men da omkring et likevektspunkt. For eksempel vil et økosystem variere gjennom sesongen, men det vil være et gjentakende mønster. Begrepet resiliens ble innført av Holling i 1973, for å beskrive (sosiale og økologiske) systemers evne til å motstå varige endringer og til å svinge tilbake til utgangspunktet etter en endring (se f. eks. Folke mfl. 2004 og Folke 2006). Ved større endringer eller vedvarende stress kan imidlertid systemer passere en terskel (ofte kalt vippepunkt) og gå over i en annen type likevektstilstand (se figur 2.4).

Biologisk mangfold og resiliens er viktige egenskaper ved økosystemene, som i liten grad er eksplisitt løftet fram som tjeneste i de internasjonale referansene nevnt over. Den nordiske TEEB-studien (Kettunen mfl. 2012) trekker imidlertid fram både »(vedlikehold av) stabilitet og resiliens av økosystemene» og «vedlikehold og beskyttelse av biologisk mangfold» som støttende tjenester. Videre tar f.eks. Magnussen mfl. (2010a, 2010b og 2012a) med ulike støttende tjenester koblet til biologisk mangfold og til resiliens i sine gjennomganger av marine økosystemtjenester i Norge.

Utvalget mener det er svært viktig å synliggjøre hvilke roller *biologisk mangfold* spiller som grunnlag for grunnleggende livsprosesser, for øko-

systemtjenester og for økologisk og samfunnsmessig resiliens. Dette vil ligge under mange av livsprosessene og økosystemtjenestene som omtales under, men utvalget finner det ikke riktig å fange opp biologisk mangfold i en egen underkategori.

Begrepsbruk og kategorisering av «kulturelle tjenester»

Som nevnt i kapittel 2 er det viktig å se nærmere på hvordan økosystemtjenestetilnærmingen håndterer forholdet mellom natur og kultur generelt og i beskrivelser av de såkalte «kulturelle tjenestene» spesielt. Det er viktig å få fram at kultur er en sosial institusjon som innebærer relasjoner mellom mennesker og mellom mennesker og natur, og at viktige sosiale verdier, normer og handlinger oppstår i slike møter. Dette gir en gjensidighet hvor naturen også muliggjør opplevelser og hvor mennesker er i og former landskap og naturen rundt seg. Dette gir føringer bl.a. for identitet, livskvalitet og mening for den enkelte, og det gir grunnlag for ulike aktiviteter og opplevelser. Det hevdes imidlertid fra noen hold at navnet «kulturelle tjenester» oppfattes som vagt og uklart, og til at også mange forsynde tjenester har sterke kulturelle forankringer (se f.eks. Wallace 2007 og Setten mfl. 2012).

Kategorien *kulturelle tjenester* som er brukt i både MA, TEEB og CICES, er ikke ment å gi assosiasjoner til at økosystemer leverer kultur, men for å få fram at økosystemer også gir en rekke ulike verdier av immateriell art. Dette er et forsøk på å synliggjøre at økosystemene ikke bare forsyner mennesker med fysiske varer (dvs. forsynde tjenester) eller regulerer prosesser i økosystemet (dvs. regulerende tjenester) eller bidrar til grunnleggende livsprosesser. Noen bruker andre navn på denne kategorien, men ingen kan sies å ha klart å inkludere mangfoldet av tjenestetypene kategorien kan dekke (herunder naturopplevelse, naturglede estetisk opplevelse, skjønnhet, rekreasjon, friluftsliv, grunnlag for naturbasert turisme, inspirasjon for kunst og kultur, åndelige opplevelser og informasjon og kunnskap for kognitiv utvikling, opplæring, forskning). Et eksempel på en tilnærming er CICES (Haines-Young og Potschin 2013), som for å analysere og kategorisere disse tjenestene skiller mellom ulike typer *interaksjoner* mennesker har med naturen og landskapet rundt seg. Dette grupperes i fysiske og erfaringsmessige interaksjoner, intellektuelle og representasjonsmessige interaksjoner og åndelige og symbolske interaksjoner. Vi vil under vise til hvordan CICES mener disse ulike interaksjonene forholder seg til ulike økosystemtjenester.

Utvalget mener at hovedkategorien som ofte kalles «kulturelle tjenester» med fordel kunne omtales på en mer pedagogisk måte, som får fram økosystemenes bidrag til bl.a. en rekke immaterielle verdier og som fremstår ryddig i samspillet mellom natur og kultur. Vi ser imidlertid også at formidling kan styrkes ved å bygge videre på etablerte begreper, og at norsk arbeid bør kunne kjøles mot internasjonale referanser.

På bakgrunn av dette velger vi å betegne denne kategorien som «opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester)», som vi tror kan gi et riktigere inntrykk av hva kategorien omfatter uten å miste et etablert begrep av syne. Det kan understrekes at dette også innbefatter opplevelser på det indre plan, bl.a. estetiske og åndelige opplevelser og opplevelse av identitet og tilhørighet. Utvalgte vurderte også begrepet «immaterielle tjenester», men ser at dette kan være både uklart og vanskelig å skille fra noen av reguleringstjenestene.

Sikring av naturen – i dag og for fremtidige generasjoner

Noen referanser prøver å synliggjøre hvilke verdier mennesker legger i at naturen tas godt vare på og bringes videre i en slik forfatning at også fremtidige generasjoner skal kunne oppleve og nyttiggjøre seg den. Eksempler på tilnærminger som forsøker å fange opp dette omfatter bl.a. kategoriene «naturarv» (se f.eks. Naturvårdsverket 2012) og «havets testament» som et uttrykk for naturarv knyttet til marine områder (se f.eks. Magnussen mfl. 2010a og 2012a). Dette kalles ofte bevarings- og eksistensverdi når slike tjenester verdsettes ved hjelp av økonomiske verdsettelsesmetoder. Det kan også vises til den mer åpne kategorien «andre kulturelle *outputs*» i CICES (Haines-Young og Potschin 2013), som bl.a. skal dekke eksistens- og arveverdi.

Det kan være hensiktsmessig å synliggjøre at mennesker kan ha verdier knyttet til at naturen tas godt vare på i dag og for fremtidige generasjoner, og vi mener dette kan reflekteres i økosystemtjenesten «naturarv». Dette vil gi rom for ulike innganger til slike verdier og vil reflektere språkbruken i internasjonale referanser. Det bør imidlertid understrekes at dette gjelder menneskers ulike verdier og ikke det som betegnes «naturens egenverdi», jf. utvalgets konklusjoner i kapittel 2.

Bidrag fra andre innsatsfaktorer

Verdiene fra og nytten av de fleste økosystemtjenestene vil i praksis komme både fra økosystemene og fra andre innsatsfaktorer, herunder arbeidskraft, energi, kapital og teknologi. Dette gjelder særlig for forsyvende tjenester (f.eks. matproduksjon) og for kunnskaps- og opplevelsestjenester (f.eks. ulike former for friluftsliv). Det vil også være ulike gradienter i denne problemstillingen, bl.a. rundt den relative betydningen av menneskeskapte innsatsfaktorer, ulike muligheter for substitusjon mellom ulike former for innsatsfaktorer og betydningen av forvaltning og rundt graden av påvirkning på økosystemene.

Som antydnet i kapittel 2 er det en rekke utfordringer knyttet til å håndtere andre innsatsfaktorer i økosystemtjenestetilnærmingen, og dette anerkjennes også i utviklingen og bruken av grupperingssystemer (se f.eks. Maes mfl. 2013 om arbeidet i EU og Haines-Young og Potschin 2013 om utviklingen av CICES). Akvakultur er et godt eksempel på en aktivitet hvor bidraget fra økosystemene kan være vanskelig å skille fra bidragene fra andre innsatsfaktorer, og for en diskusjon rundt håndtering av norsk oppdrettslaks som økosystemtjeneste kan det vises til Meeren (2013).

Utvalget ser at denne utfordringen er relevant for valget av økosystemtjenestekategorier, men finner at det så langt ikke er utviklet noen hensiktsmessig og praktisk løsning for dette. Det er derfor viktig at dette utvikles videre, sett i lys av bl.a. det arbeidet som skjer internasjonalt (se f.eks. boks 5.1 om arbeidet med FNs eksperimentelle økosystemregnskap).

5.1.3 Utvalgets kategorisering av norske økosystemtjenester

Utvalget mener det på sikt trolig kan være riktig å bygge kategoriseringen av norske økosystemtjenester på den hovedkategoriseringen som er under utvikling på europeisk nivå (CICES). Vi ser at den foreslåtte tilnærmingen (Haines-Young og Potschin 2013) prøver å løse en del viktige utfordringer knyttet til kategorisering, og vi ser også at CICES kan bli en internasjonal og europisk referanse (Maes mfl. 2013) også for norsk arbeid med økosystemtjenester. Vi mener imidlertid at CICES så langt egner seg mindre for en pedagogisk og praktisk presentasjon av norske økosystemtjenester. Arbeidet er dessuten fortsatt under utvikling, og det gjenstår en rekke både faglige og formelle avklaringer før dette kan benyttes av landene i praktisk bruk. Som antydnet i kapittel 2 ser vi også

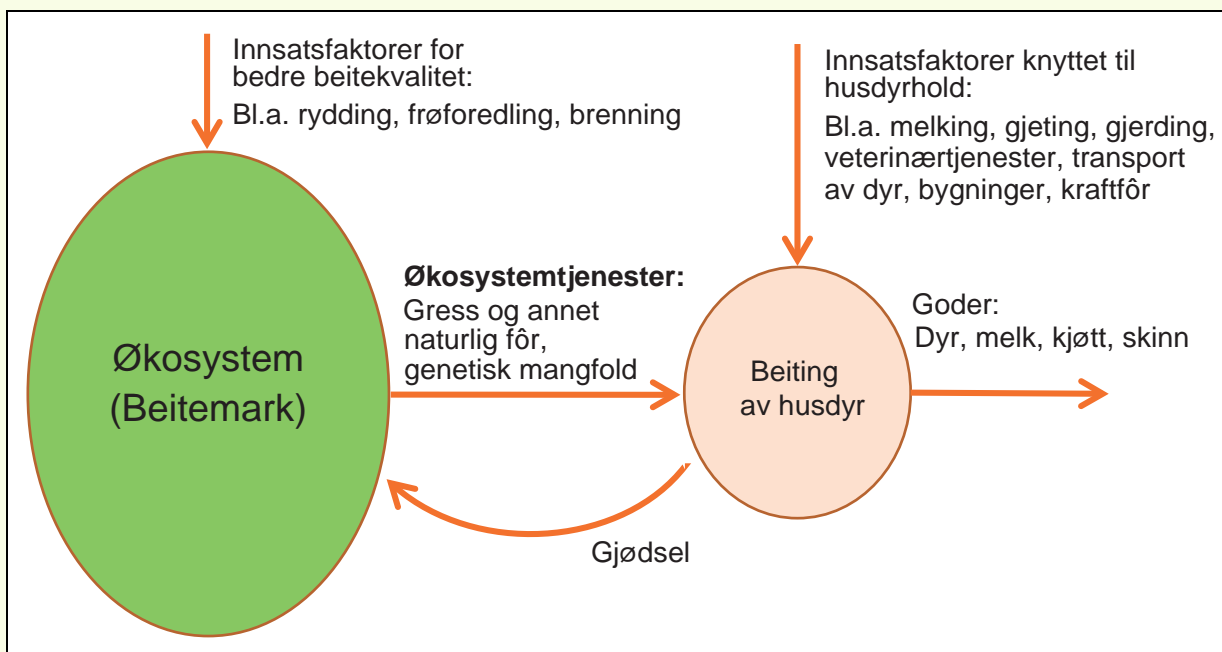
Boks 5.1 Håndtering av grensesnittet mot andre innsatsfaktorer i FNs eksperimentelle økosystemregnskap

Det meste av verdens og Norges matproduksjon krever en betydelig innsats av ulike menneskeskapt innsatsfaktorer, og naturens og økosystemenes bidrag vil dermed variere (se f.eks. Zhang mfl. 2007). Den siste versjonen for CICES (Haines-Young og Potschin 2013) omfatter som nevnt over «mat» som en økosystemtjeneste, og det foreslås et klassifikasjonssystem der økosystemtjenestene fra jordbruket er selve jordbruksproduktene, f.eks. avlinger og kjøtt.

En alternativ synsmåte er at økosystemtjenestene fra jordbruket er (de biotiske) økosystemfunksjonene som er nødvendig for jordbruksproduksjonen, hvor jordbrukets økosystem leverer økosystemtjenester som bl.a. jorddannelse og jordbearbeiding, næringsstoffer, beiteressurser, pollinering, vegetasjonens betydning for vannkretsløpet og plante- og dyregenetiske ressurser. Disse tjenestene brukes av jordbruket som innsatsfaktorer sammen med menneskeskapt innsats, i en produktfunksjon for sluttproduktet jordbruksprodukter. Denne tilnærmingen er reflektert i den siste versjonen av FNs eksperimentelle økosystemregnskap (SEEA) (United Nations Statistics Division 2013). Argu-

mentasjonen følger her tankegangen med produksjonsgrenser i FNs system for nasjonalregnskap (SNA), hvor det gjøres et skille mellom menneskeskapt (kultiverte) og naturlige ressurser. Kultiverte biologiske ressurser blir dermed et resultat av en økonomisk produksjonsprosess, dvs. jordbruk, og ikke en økosystemtjeneste.

For å illustrere ulike tilnærminger er det i arbeidet med FNs eksperimentelle økosystemregnskap trukket opp og diskutert grenseoppganger for bl.a. ulike produkter og økosystemtjenester knyttet til jordbruket (se United Nations Statistics Division 2013). Et eksempel på dette er gjengitt i figur 5.1, som illustrerer hvordan beiteområder kan betraktes som en økosystemkapital som gir grunnlag for økosystemtjenester i form av naturlig fôr fra gress og andre planter, og hvordan denne økosystemtjenesten er en innsatsfaktor til husdyrbeite og jordbruksproduksjon. Jordbrukslandskapets økosystem leverer også økosystemtjenester bl.a. ved å opprettholde spesielle biotoper og biologisk mangfold knyttet til semi-naturlige jordbruksområder.



Figur 5.1 Sammenhenger mellom økosystem, økosystemtjenester og høsting av naturressurser – beiting og husdyrhold som eksempel.

Kilde: Basert på United Nations Statistics Division (2013)

Boks 5.1 forts.

I et system der jordbruksproduktene klassifiseres som økosystemtjenester, kommer ikke de ulike økosystemfunksjonene nødvendigvis tilstrekkelig til syne. Innslaget av økosystemtjenester definert på denne måten kan heller ikke få fram ulikheter i forskjellige typer jordbruksprodukter, hvor f.eks. kjøtt fra utegangersau som beiter på utmarksbeite vil ha et stort innslag av økosystemtjenester, mens dyr under null-beitedrift eller avlinger fremdyrket i drivhus

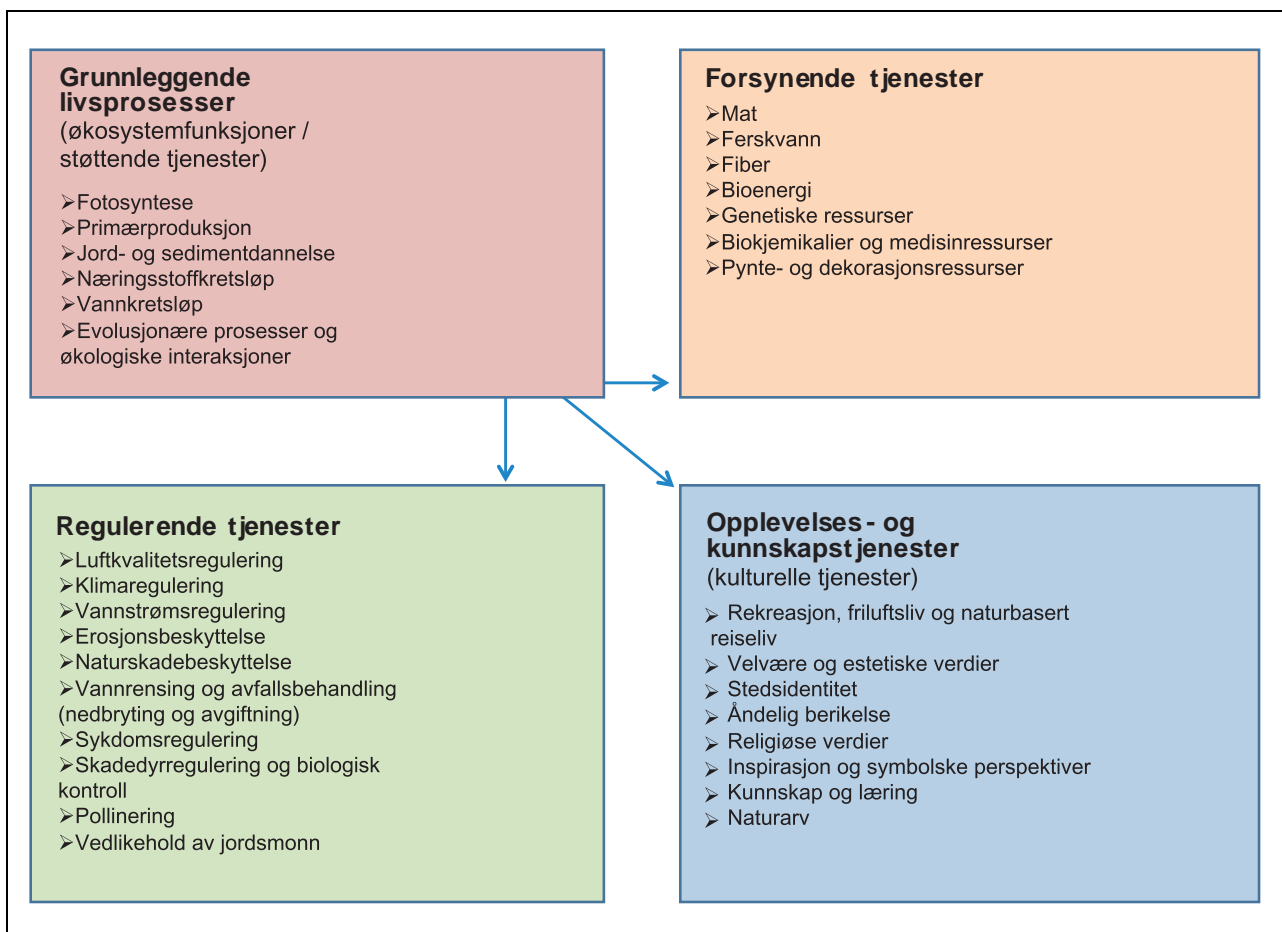
gjærne vil ha mindre innslag av økosystemtjenester.

Det er imidlertid krevende å trekke opp grensene for hva som kan og bør betegnes som økosystemtjenester. Edens og Helm (2013) foreslår f.eks. at økosystemtjenester som skal inkluderes i miljøregnskap kobles til den strømmen (*output*) som er koblet mest direkte til økosystemet, i dette tilfellet produksjonen av gress og fôr.

at aktuelle internasjonale føringer for kategorisering på sikt kan komme fra f.eks. naturpanelet (IPBES). Som også nevnt tidligere, er det et poeng å tilpasse gruppering og kategorisering til ulike formål, bruksområder og målgrupper.

Utvalget velger derfor å gjennomgå norske økosystemtjenester med utgangspunkt i den klassifiseringen og grupperingen som ble benyttet i MA, som er en godt kjent referanse og som vi

mener kan gi et godt og pragmatisk grunnlag for en kategorisering. For noen tjenester har vi anvendt begrepsbruken i TEEB og CICES der vi mener dette blir klarere og/eller mer ryddig, og spesielt gjelder dette for kunnskaps- og opplevelsestjenester. Vi har også valgt å bruke en noe annen rekkefølge på kategoriene enn den som vanligvis benyttes, ved at vi først presenterer grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester)



Figur 5.2 Utvalgets hovedkategorier av norske økosystemtjenester.

som grunnlag for de øvrige kategoriene, og deretter regulerende tjenester som økosystemene bidrar med. Figur 5.2 viser utvalgets valg av hovedkategorier av norske økosystemtjenester. Disse vil danne utgangspunkt for den videre gjennomgangen.

5.2 Gjennomgang av norske økosystemtjenester

Vi ser først ganske overordnet og generelt på grunnleggende livsprosesser (økosystemfunksjoner/støttende tjenester), for å vise hva disse økologiske prosessene innebærer og for å vise hvilken betydning de har for de øvrige tjenestene. Deretter ser vi på ulike regulerende tjenester, forsynende tjenester og opplevelses- og kunnskaps-tjenester (kulturelle tjenester), for å vise hva disse tjenestene innebærer og for å gi et inntrykk av hvilken betydning de har i en norsk sammenheng.

Vi understreker at dette ikke må oppfattes som noen fullstendig oversikt over norske økosystemtjenester. Vi har lagt vekt på å gi en kvalitativ beskrivelse av de ulike tjenestene, og på å angi noen kvantitative vurderinger der dette virker relevant og tilgjengelig. Slike beskrivelser kan omfatte både historiske og faktiske leveranser av ulike tjenester, og anslå eller antyde potensielle leveranser. Med grunnlag i kapittel 4 viser vi til en del sider ved norske økosystemer som er viktige for tjenesten, og antyder noen avveininger og synergier som er aktuelle mellom og for ulike tjenester.

Innledningen til hver av de fire hovedkategoriene gir en tabellarisk oversikt over hvorfor og hvordan ulike økosystemtjenester er særlig viktige for Norge, vi angir hva vi ser er særlig viktige norske økosystemer for tjenesten, samt antyder hva vi ser som sentrale faktorer som påvirker tjenesten. Vi understreker at det ligger betydelige regionale og lokale forskjeller bak disse oversiktene, og at tabellene bare viser deler av bildet. I gjennomgangen av norske økosystemer i kapittel 4 valgte vi å legge vekt på kilder som fokuserer på biologisk mangfold, og dette innebærer at vi har et forholdsvis bedre informasjonsgrunnlag for økosystemtjenester som er særlig avhengige av biologisk mangfold, og noe mindre for tjenester som i større grad er avhengige av andre forhold.

For bredere gjennomganger av økosystemtjenester i Norge og i sammenliknbare land viser vi til den nordiske TEEB-studien om nordiske økosystemtjenester (Kettunen mfl. 2012), utredninger gjort for utvalget om urbane økosystemtjenester i

Norge (Lindhjem og Sørheim 2012) og om studier av verdier av økosystemtjenester i skog (Lindhjem og Magnussen 2012), nyere utredninger om marine økosystemer i ulike norske havområder (bl.a. Magnussen mfl. 2010b og 2013 om økosystemtjenester i Barentshavet-Lofoten og Magnussen mfl. 2012a om økosystemtjenester i Nordsjøen-Skagerrak), en studie av økosystemtjenester fra dype havområder (Armstrong mfl. 2012a), en studie om norske økosystemers potensial for avbøting av og tilpasning til klimaendringer (Rusch 2012) og studien om økosystemtjenester fra nordiske nedslagsfelt (Barton mfl. 2012). For en generell gjennomgang av sammenhenger mellom biologisk mangfold og menneskelig helse kan det vises til Chivian og Bernstein (2008a).

Det kan også vises til den foreløpige utredningen om svenske økosystemtjenester som ble utført i 2012 (Naturvårdsverket 2012) og til at en svensk offentlig utredning om økosystemtjenester vil bli publisert høsten 2013. Kapittel 10 gir en gjennomgang av tilgjengelige anslag for økonomiske verdier av økosystemtjenester i Norge.

5.3 Grunnleggende livsprosesser (økosystemfunksjoner/støttende tjenester)

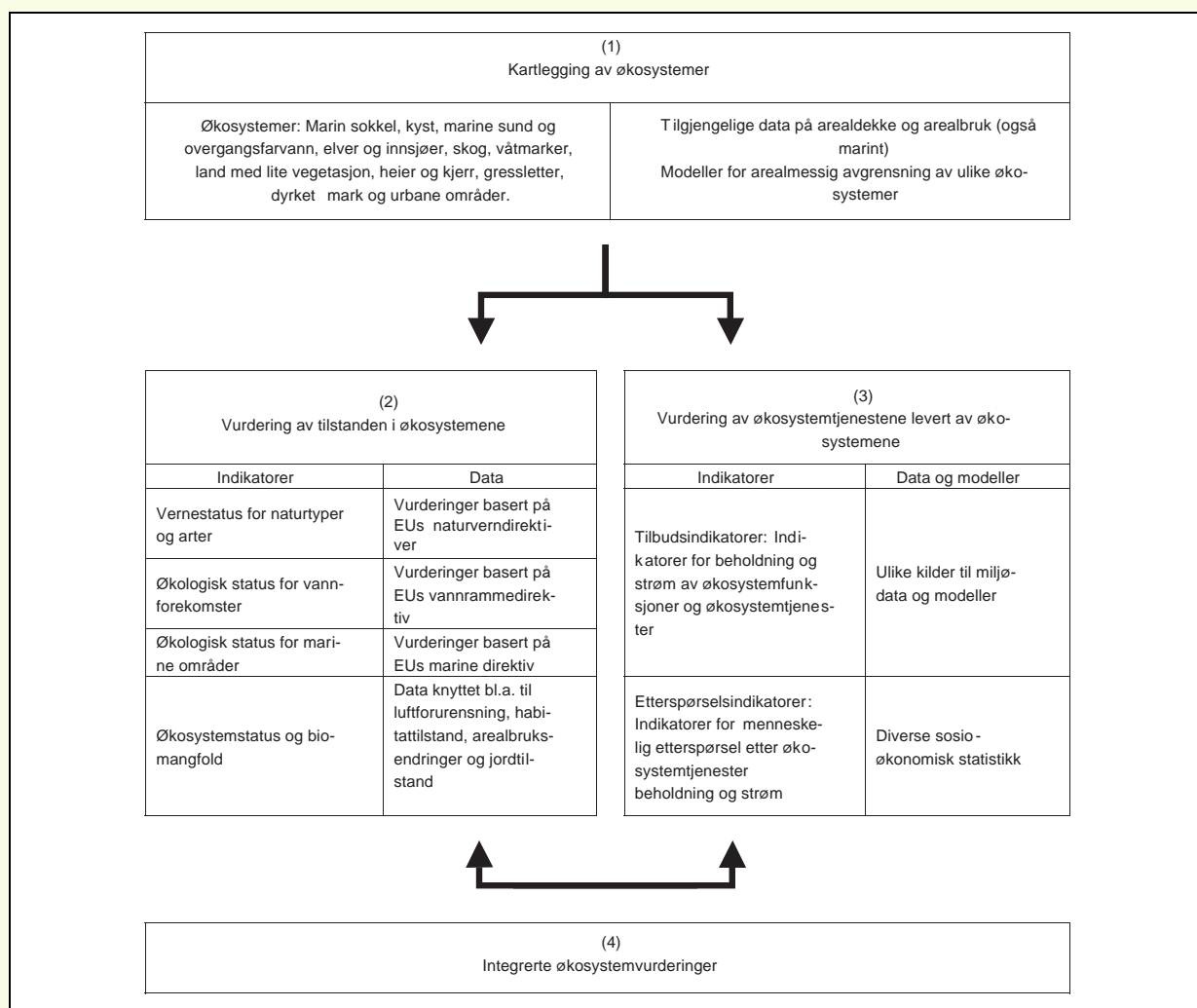
De grunnleggende livsprosessene (økosystemfunksjoner/støttende tjenester) utgjør fundamentale forhold som må «være på plass» for at økosystemene skal kunne levere andre tjenester. Disse livsprosessene kan også beskrives som *økosystemfunksjoner*, jf. omtalen i kapittel 2. De er ulike de andre tjenestetypene fordi de inngår i komplekse økologiske samspill, har indirekte virkninger og fordi de ofte virker over tid. Det kan dermed ta lang tid før vi merker og ser virkningen av endringer i disse tjenestene. Livet på jorda slik vi kjenner det, vil ikke klare seg uten de grunnleggende livsprosessene, og det er kritisk å unngå irreversible påvirkninger.

Vi beskriver denne tjenestegruppen overordnet og generelt, og mener det mest relevante her er å synliggjøre og innse hvilken betydning slike underliggende økologiske forhold har for de andre tjenestekategoriene. Det er viktig å forstå bedre hvilke roller de ulike tjenestene spiller i det større bildet, og vi kommer tilbake til behovet for bedre kunnskap i kapittel 5.7. Det er også kritisk å forstå betydningen av de grunnleggende livsprosessene (økosystemfunksjoner/støttende tjenester) fordi bruk eller utnyttelse av andre tjenester

Boks 5.2 Kartlegging og modellering av økosystemtjenester i EU

EUs medlemsland skal kartlegge sine økosystemer og økosystemtjenester innen 2014 og vurdere økonomiske verdier knyttet til dette innen 2020. I tillegg til innsatsen i medlemslandene med kartlegging og vurdering arbeides det med utvikling av et styrket og mest mulig omforent faglig grunnlag for dette arbeidet. EU tar utgangspunkt i en firestegs tilnærming til kartlegging og vurdering, og hovedtrekkene i tilnærmingen er gjengitt i figur 5.3. Figuren viser at det er behov både for underliggende data,

modeller og relevante indikatorer i dette arbeidet, og det legges stor vekt på å bygge på eksisterende informasjonssystemer. Indikatorer for økosystemer og økosystemtjenester vil bli nærmere omtalt i kapittel 11, men for en gjennomgang av indikatorer for økosystemtjenester i EUs medlemsland kan det vises til Egoh mfl. (2012). For en drøfting av ulike sider ved kartlegging og modellering av økosystemtjenester kan det vises til bl.a. Maes mfl. (2012b) og Crossman mfl. (2013).



Figur 5.3 Fire steg i kartlegging og vurdering av økosystemer og deres økosystemtjenester.

Kilde: MAES (2013)

Det er utviklet ulike måter for å presentere koblinger mellom økosystemer og økosystemtjenester, og det kan vises til en aktuell tilnærming som vurderes i EU (en såkalt Rubicode-matrise – se MAES 2013) og til ulike tilnærminger som

er anvendt i den britiske økosystemstudien (UK NEA 2011) og i svenske studier av økosystemtjenester i Østersjøen og Vesterhavet (f.eks. Naturvårdsverket 2008).

Boks 5.3 Datakilder for norske økosystemtjenester

Norsk miljø- og naturressursforvaltning har lagt vekt på å bygge opp kunnskap gjennom forskning, kartlegging, overvåking, miljøstatistikk og ulike former for rapportering, og det finnes en rekke databaser som inneholder data og indikatorer for biologisk mangfold og for ulike økosystemtjenester.

En aktuell kilde til informasjon er nettsiden Miljøstatus i Norge, som presenterer svært mange av dataene som samles inn om norsk natur og faktorer som påvirker den. Aktuelle data presenteres knyttet til overskriftene berggrunn og jord, dyr og planter, energi, ferskvann, hav og kyst, naturområder og arealbruk, polarområdene, støy og utslipp og forurensning. Andre aktuelle kilder for informasjon er SSBs arealstatistikk, Skog og Landskap (særlig for

skog, åpent lavland og jordbruksområder), Bioforsk (særlig for jordbruksområder og åpent lavland), Havforskningsinstituttet (for hav og kystvann), Vann-Nett, Vannportalen og Vannmiljøsystemet (særlig ferskvann, våtmarker og kystvann) og Artsdatabanken (bl.a. for truede arter og naturtyper og for fremmede arter).

Mange miljødata er stedsangitt (koordinatbestemt) og det er lagt stor vekt på å utvikle digitale kart og systemer for å håndtere og framstille geografisk informasjon. Mye miljødata er tilgjengelig via samarbeidet Norge digitalt. Et eksempel på et aktuelt kartverktøy er Naturbasen, som gir en oversikt over verneområder, friluftslivsområder og kartlagte områder med utvalgte naturtyper og økologiske funksjonsområder for prioriterte arter.

kan komme i konflikt med og/eller måtte avveies mot disse funksjonene eller tjenestene.

Utgangspunktet for omtalen er MA (2005a), men det er også gjort noen tilpasninger basert primært på den nordiske TEEB-studien (Kettunen mfl. 2012) og siste versjon av CICES (Haines-Young og Potschin 2013), som har bl.a. opprettholdelse av livssykluser og beskyttelse av leveområder og genetisk mangfold som del av det de kaller regulerings- og vedlikeholdstjenester.

Tabell 5.2 gir en skjønsmessig vurdering av hvilke grunnleggende livsprosesser som er særlig viktige for Norge. Vi angir hvilke norske økosystemer vi mener er særlig viktige for disse tjenestene, og antyder hva vi ser som de viktigste påvirkningsfaktorene.

5.3.1 Fotosyntese

Primærprodusentene – de grønne plantene (planter, alger og blågrønnbakterier) – bruker solenergi for å omdanne mineraler, vann og CO₂ til organisk materiale og O₂ gjennom *fotosyntese*. Dette er en grunnleggende prosess for livet på jorda – til lands og til vanns.

5.3.2 Primærproduksjon

Primærproduksjon er i økologien den mengden organisk materiale som plantesamfunn (primærprodusentene) produserer ved fotosyntese (og kjemosyntese – bl.a. på store havdyp) på et visst areal per tidsenhet (ofte gjennom et år)³. Netto

primærproduksjon er det som er tilgjengelig for konsumenter og nedbrytere i økosystemet etter at det som tapes ved produsentenes egen celleånding er trukket fra.

Viktige primærprodusenter i norske havområder omfatter planteplankton (mikroalger) og makrovegetasjon langs kysten (bentiske makrofyter) som tare, tang og andre bunnalger, og ålegras. For en diskusjon av betydningen av naturtypene stortareskog (*Laminaria hyperborea*), sukertareskog (*Saccharina latissima*) og ålegrasenger (*Zostera marina*) for primærproduksjon og andre støttende og regulerende tjenester og aktuelle påvirkningsfaktorer kan det vises til Bekkby og Eikrem (2012). Et norsk eksempel på meget høy biologisk produksjon er Lofoten-området, hvor våroppblomstringen gir en biologisk produksjon godt over andre høyproduktive havstrømmer i verden. Disse områdene er dermed også svært viktige blant annet som gyte- og leveområder for fisk.

Primærproduksjonen påvirker de fleste andre økosystemtjenestene ved å regulere nivået av atmosfærisk oksygen og ved å legge grunnlag for de viktigste næringskjedene. Blant mange andre viktige funksjoner påvirker primærproduksjonen de biogeokjemiske kretsløpene og regulerer det globale klimaet ved å ta opp karbondioksid (CO₂), og den er viktig for det hydrologiske kretsløp.

³ Det er vanlig å måle primærproduksjon i gram karbon pr kvadratmeter pr år, i vann måles produksjonen pr kubikkmeter.

Tabell 5.2 Skjønnsmessig vurdering av grunnleggende livsprosesser (økosystemfunksjoner/støttende tjenester) av særlig betydning for Norge

Grunnleggende livsprosess	Særlig betydning for Norge	Viktige norske økosystem	Aktuelle påvirkningsfaktorer
Fotosyntese og Primærproduksjon	Livsgrunnlaget Grunnlaget for biologisk produksjon	Alle	Arealbruksendringer Klimaendringer
Jord- og sedimentdannelse	Livsgrunnlaget Grunnlaget for biologisk produksjon	Alle, men særlig skog, myr, åpent lavland og jordbruksområder (jorddannelse) og hav og kyst (sedimentdannelse)	Arealbruksendringer Klimaendringer Fremmede arter
Vannkretsløp	Livsgrunnlaget Grunnlaget for biologisk produksjon	Alle, men særlig ferskvann, våtmarker, hav og kyst	Arealbruksendringer Klimaendringer Forurensning Vannkraftverk
Næringsstoffkretsløp	Livsgrunnlaget Grunnlaget for biologisk produksjon	Alle	Forurensning Klimaendringer Arealbruksendringer Fremmede arter
Evolusjonære prosesser og økologiske interaksjoner	Alt som krever liv, stabilitet og mangfold	Alle	Klimaendringer Arealbruksendringer Forurensning Fremmede arter

Boks 5.4 Klimaendringer og primærproduksjon i skog

Klimaendringene vil påvirke primærproduksjonen, og vi ser bl.a. at vekstsesongen starter tidligere i Norge enn for noen år siden, og at den varer lenger om høsten. Dette får konsekvenser for økosystemene på mange måter. Det er antatt at biomassen av skog i Skandinavia har økt med nesten fem pst. pr tiår siden begynnelsen av 1980-tallet, og skoggrensen beveger seg både nordover og oppover i fjellet som en kombinert effekt av redusert beiting, økt nitrogennedfall som gjødsler skogen og klimaendringer. Vekstsesongen synes å øke spesielt mye i arktiske områder, og dette betyr mer vegetasjon og økt gjengroing av store områder, men også økt karbonbinding. Mer varme kan gi økt primærproduksjon, men følgene av våtere og villere vær og muligheten for mer plantesykdom kan redusere mengden og kvaliteten på produksjonen som kan utnyttes.

5.3.3 Jord- og sedimentdannelse

Dannelsen av *jord* finner sted over lang tid, gjerne tusen år eller mer. Jord dannes ved at stein og mineraler forvitres og brytes ned i mindre enheter, og så blandes med organisk materiale. Dette vil over tid danne et tynt lag med jord, som så utvikles videre i et komplekst samspill mellom planter og nedbrytere. Jord består av løsmateriale over berggrunnen, sammensatt av uorganisk og organisk materiale, og med mikroorganismer og jordluft og jordvann i hulrommene (porene) mellom de faste partiklene. *Jordstrukturen* bestemmes av måten de enkelte jordpartiklene ligger i forhold til hverandre. Jorddannelse er altså en langsiktig økologisk prosess, og tap av jord kan derfor ses på som en irreversibel prosess. For en gjennomgang av betydningen av organisk materiale i jord som økosystemegenskap kan det vises til Schmidt mfl. (2011).

De fleste norske *jordarter* er avsatt og dannet etter siste istid, og ulike typer *jordsmonn* er dannet etter at jordartene har blitt påvirket av klima, topografi og levende organismer. Jordsmonnet er den del av jordskorpens løsavleiringer som er

påvirket av klima, vegetasjon, dyreliv og mikrobielle omsetninger, slik at den skiller seg ut fra undergrunnsjorda. Jordsmonnet er under norske forhold sjelden mer enn 1 m tykt. Ved tynnere løsavleiringer kan det nå helt ned til berggrunnen. Det omfatter mer enn matjordlaget eller det laget som på dyrket mark årlig blir bearbeidet (ploglaget, plogmålet). Dette jordsmonnet danner grunnlaget for plantevekst og for enormt mange organismer, og vi kommer under tilbake til *opprettholdelse av jordsmonnet* som regulerende tjeneste.

De samme grunnleggende prosessene som for jorddannelse finner også sted i havet, og dette kalles *sedimentdannelse*. Disse prosessene er essensielle for remineralisering av næringssalter, hvor organisk materiale synker ned fra de øvre lyse og produktive lagene, og bunndyr og mikroorganismer bryter ned materialet og frigjør næringssalter som transporteres opp til de lysrike delene av vannsøylen med ulike former for vertikaltransport av vannmassene. Forholdene i havsedimentene og prosessene rundt nedbrytning av det som synker ned er dermed en svært viktig del av næringsstoffkretsløpet.

I tillegg vil disse sedimentene utgjøre nødvendig habitat for bunndyr, hvor mange av organismene som lever i sedimentene er en viktig del av næringsnett. Der det er strømsstille akkumuleres sedimenter og det blir mye «jorddannelse» og gode livsvilkår for gravende bunndyr og bunndyr som trives på bløtbunn (bl.a. reker og mange flatfisk), der det er strøm vil sedimentene som synker ned transporteres bort, og det blir hardbunn (stein og grov grus) som er viktig habitat for andre arter (bl.a. filtrerende organismer).

Et eksempel på hvordan de økologiske bunnforholdene blir påvirket kan hentes fra Porsangerfjorden, hvor det er observert at kongekrabbe har spist opp mesteparten av bunndyrene. Bunnsedimentet blir dermed ikke luftet på samme måte som før (av bl.a. gravende mark), og blir mer anoksisk (fri for oksygen). Dette har store konsekvenser for de mikrobiologiske nedbrytingsprosessene, fordi de er sensitive til oksygenforholdene (se bl.a. Bjørge og Lindal Jørgensen 2013 og Oug mfl. 2013).

5.3.4 Næringsstoffkretsløp

Dette omfatter bl.a. de biotiske elementenes betydning for *biogeokjemiske kretsløp*, som referer til de sykliske strømmene av materialer og næringsstoffer som finnes innen ulike økosystemer. Kretsløpene er avgjørende for forsyning av

byggematerialer for alle levende organismer, inkludert ressurser som blir brukt og verdsatt av samfunnet. Blant de viktige kretsløpene er karbon-, nitrogen- og fosforkretsløpene, hvor disse stoffene vedlikeholdes i ulike konsentrasjoner i ulike deler av økosystemene. Disse kretsløpene er viktige og kan være styrende for de andre støttende økosystemtjenestene, som vedlikehold av primærproduksjon og habitater.

En viktig forutsetning for opprettholdelse og vedlikehold av biogeokjemiske kretsløp er den *nedbrytingen* som skjer i økosystemene, og derfor de artene som står for nedbrytning av ulike materialer. Primærproduksjon og nedbrytingsprosesser vil på sin side virke tilbake på bl.a. karbon- og oksygenkretsløpene. Disse funksjonene er også sterkt forbundet med de regulerende tjenestene, spesielt klimatisk og atmosfærisk regulering. En betydelig del av klodens primærproduksjon, nedbrytning og de prosesser som styrer de store, biogeokjemiske kretsløpene drives av mikroorganismer, og store deler av dette biologiske mangfoldet av encellede organismer er lite kartlagt. Det er også disse gruppene som biomassemessig dominerer de fleste økosystemer.

5.3.5 Vannkretsløpet

MA omtaler vannkretsløpet som en del av de støttende tjenestene, og viser til at vannet sirkulerer gjennom økosystemene og til at vann er nødvendig for levende organismer, hvor biotiske elementer i noen grad påvirker selve vannkretsløpet. Det er et betydelig samspill mellom biotiske elementer, vannkretsløpet og næringsstoffkretsløp. Eksempler på dette er bl.a. betydningen av vegetasjonsdekke for luftfuktighet og nedbør, og av jord (som et levende system) for strømmen av vann gjennom terrestre økosystemer. De biotiske elementene og det biologiske mangfoldet spiller også en sentral rolle for ulike økosystemtjenester knyttet til ferskvann (spesielt vannforsyning, vannstrømsregulering og vannrensing og avfallsbehandling), som igjen er helt nødvendig for en lang rekke andre tjenester (bl.a. matproduksjon og vedlikehold av jordsmonnet).

For en nærmere omtale av økosystemenes rolle i vannkretsløpet kan det vises til CBD (2012c) for en generell gjennomgang, til Russi mfl. (2013) og Brink mfl. (2013) for en omtale av våtmarkers rolle spesielt, og til European Commission (2012a) for en omtale av økosystemtjenesters betydning for europeisk vannforvaltning.

5.3.6 Evolusjonære prosesser og økologiske interaksjoner

De biotiske delene av økosystemer spiller en avgjørende rolle for ulike grunnleggende evolusjonære prosesser og økologiske interaksjoner, som igjen er avgjørende for økosystemenes dynamikk. Viktige deler av dette ble drøftet i kapittel 2, og vi vil her påpeke noen sentrale forhold som kan inngå i kategorien grunnleggende livsprosesser. Dette omfatter bl.a. evolusjonære prosesser, stabilitet og resiliens og opprettholdelse av livssykluser og leveområder.

Vi viste i kapittel 2 til at *biologisk mangfold* refererer til variasjonen av livsformer på alle nivå (gener, arter og økosystemer), og at en variasjon av arter med like og ulike funksjoner er viktig for de fleste økosystemtjenester. Denne variasjonen er særlig viktig for *næringsnettdynamikk* og *resiliens* (se nedenfor). Dette kobles ikke minst til *funksjonell diversitet*, det vil si variasjonen blant økologisk funksjonelle prosesser innen et økosystem. Biologisk mangfold er nødvendig for grunnleggende *evolusjonære prosesser*.

Et sentralt aspekt som knytter biologisk mangfold til økosystemtjenester er det som innen økologien kalles ressursutnyttelseseffektivitet (RUE). Økt mangfold medfører normalt også en større bredde av økologiske funksjoner, hvor flere nisjer er fylt og mer av tilgjengelige ressurser utnyttes. Plantesystemer med stort artsantall er som nevnt i kapittel 2 generelt i stand til å utnytte mer av tilgjengelige ressurser (lys, brann, næringssalter) enn artsfattige systemer, noe som øker den arealvise produksjonen og karbonbindingen. Det er også slik at høyt mangfold på ett funksjonelt nivå (f.eks. planter) gir høy diversitet på et annet nivå (plantespisende dyr), rett og slett fordi det finnes flere nisjer. Endelig gir høyt mangfold en «forsikring» mot endringer fordi det bufrer systemet ved at flere arter kan dekke deler av den samme funksjonelle nisjen. I artsfattige systemer kan bortfall av enkeltarter ha vesentlig større konsekvenser.

En mye brukt definisjon av *økologisk motstandskraft* mot forandring (resiliens) er i hvilken grad et økosystem er i stand til å absorbere naturlige og menneskeskapt forstyrrelser, og regenerere uten å bli ødelagt eller gå over til en alternativ tilstand. Vi drøftet i kapittel 2 bl.a. hvordan økosystemenes motstandskraft avhenger av biologisk mangfold. Høyt mangfold av særlig funksjonelle typer og økosystemprosesser bidrar til å øke robusthet, stabilitet og evnen økosystemet har til

å hente seg inn igjen etter påvirkning, f.eks. av storm, insektangrep eller lignende.

Vedlikehold av *livssykluser* er underliggende forhold som igjen er en forutsetning for mange av de andre tjenestene. Dette gjelder som nevnt over også for *biologisk mangfold* på alle nivå, som bl.a. er påkrevd for å ivareta sentrale evolusjonære prosesser. Med habitat menes det miljøet der en organisme lever, og *habitater (leveområder)* er av vesentlig betydning for å vedlikeholde økosystemenes mangfold og funksjoner. Noen leveområder kan tillegges spesiell vekt og verdi for utvalgte økosystemtjenester, f.eks. gyte- og leveområder for fisk. Det kan nevnes at *frøspredning* i noen sammenhenger presenteres som en egen økosystemtjeneste, men her håndterer vi det som en del av disse grunnleggende livsprosessene.

Økosystemene består av en enorm mengde med *interaksjoner mellom ulike trofiske nivå*, og det kan lages figurer av *næringsnett* (eller næringskjeder) som forsøker å beskrive sammenhengen mellom ulike organismer i et økosystem (f.eks. hvem som spiser hva og hvem). Disse vil fort bli både store og kompliserte, og det kan bl.a. vises til de figurene som er laget for å illustrere næringsnett i norske havområder (se f.eks. de årlige havforskningsrapportene og forvaltningsplanene som er laget for store norske havområder). Gjennom næringsnettet blir næringsstoff overført til de ressursene som brukes mer direkte av samfunnet. Forringelse av habitat (leveområder) resulterer ofte i redusert artsmangfold og forandringer i denne næringsnettdynamikken, som igjen kan påvirke økosystemets resiliens og motstandskraft mot forandring (se f.eks. Folke mfl. 2004).

En organismes stilling innen et spesielt næringsnett er definert av dens funksjon (f.eks. om den er primærprodusent, spiser planter eller dyr eller døde organismer). Organismene i et hvilket som helst vanlig næringsnett kan deles inn i følgende tre grupper, (1) produsenter (planter), (2) konsumenter (primær- og sekundærkonsumenter; som består av planteetere, rovdyr og omnivore, som spiser både planter og dyr); og (3) detritivore og nedbrytere (hhv. de som lever av forholdsvis lite nedbrutt dødt organisk materiale (makroinvertebrater som mange biller, mark etc.) og de som lever av mer nedbrutt materiale (som sopp, bakterier)). Som vi viste til i kapittel 4 vil sekundærproduksjon f.eks. være sentralt for marine levende ressurser.

5.4 Regulerende tjenester

Betegnelsen regulerende tjenester viser til nytten vi har fra reguleringen av økosystemprosesser (MA 2005a). Disse kan påvirke mennesker direkte (som ved klimaregulering og beskyttelse mot ekstremvær) eller indirekte (som ved pollinering og sykdomsregulering som bidrag til matproduksjon). CICES betegner denne kategorien som *regulerings- og vedlikeholdstjenester*, og inkluderer her alle forhold hvor økosystemer kontrollerer eller påvirker biotiske eller abiotiske faktorer som er relevante for menneskers miljø (Haines-Young og Potschin 2013). Dette omfatter økosystemtjenester (*outputs*) som ikke forbrukes, men som allikevel påvirker velferden og handlingsrommet i samfunnet. Som antydnet i kapittel 2 fokuserer økosystemtjenestetilnærmingen på de positive bidragene fra økosystemene til menneskelig velferd, og omfatter dermed ikke negative effekter (såkalte negative tjenester).

Det finnes noe ulike tilnærminger til disse regulerende tjenestene, og vi har valgt å ta utgangspunkt i MA (2005a) og i noen av de tilpasningene og utvidelsene som er reflektert i den nordiske TEEB-studien (Kettunen mfl. 2012).

Mange av tjenestene i denne kategorien kan sies å utnytte økosystemene som *økologisk infrastruktur*, et begrep som brukes av bl.a. TEEB (2010) for å reflektere tjenester vi mottar både fra naturlige økosystemer (f.eks. beskyttelse mot storm som ytes av mangroveskog og korallrev, eller vannrensing som ytes av skog og våtmark) og fra mer menneskeskapt økosystemer (f.eks. mikroklimaregulering ved å anlegge byparker). EU bruker her begrepet *grønn infrastruktur*, både for sitt arbeid med økosystemtjenester og for areal- og landskapsplanlegging.

Tabell 5.3 gir en skjønsmessig vurdering av hvilke regulerende tjenester som er særlig viktige for Norge. Vi angir hvilke norske økosystemer vi mener er særlig viktige for disse tjenestene, og antyder hva vi ser som de viktigste påvirkningsfaktorene.

5.4.1 Klimaregulering

Jordas klima er regulert av en naturlig drivhuseffekt der skyer, gasser og partikler dels reflekterer solstråling, og dels holder tilbake varmen fra jordas overflate. Selve drivhuseffekten består i at kortbølget stråling fra sola dels reflekteres tilbake som langbølget varmestråling. Denne tilbakestrålingen bremses av vanddamp og drivhusgasser. Biologisk mangfold står sentralt i karbonkretslø-

pet gjennom fotosyntese og respirasjon (celleånding). Tjenesten klimaregulering viser til hvordan økosystemene regulerer klimaet både lokalt og globalt gjennom ulike biokjemiske og biofysiske effekter.

Økosystemene spiller en avgjørende rolle i *karbonkretsløpet*⁴, jf. omtalen over om fotosyntese og primærproduksjon. Havet og vegetasjonen gir fra seg rundt 200 mrd. tonn karbon i året. Samtidig tar jorda opp like mye slik at karbonkretsløpet går omtrent i balanse. I tillegg slipper verden ut rundt 8 mrd. tonn karbon i året, og avskoging, dyrking av jord, drenering av våtmarker og forringelse av naturområder og det marine miljø har redusert de naturlige karbonlagrene. Havet, vegetasjonen og jordsmonnet har hittil tatt opp vel halvparten av de menneskeskapt utslippene. Et varmere, surere og mer CO₂-mettet hav vil ta opp mindre CO₂. Karbonopptaket i fremtiden avhenger bl.a. av klimaendringene, arealbruken og forvaltningen av økosystemene.

For global klimaregulering står særlig økosystemenes rolle i *karbonlagring og -utslipp* sentralt (se f.eks. Nellemann mfl. 2009 og Rusch 2012), sammen med økosystemenes *regulering av drivhusgasser*. Økosystemene spiller også viktige roller knyttet til ulike større *tilbakekoblingsmekanismer*, som bidrar til å forsterke eller redusere oppvarming og klimaendringer. Eksempler på dette fra nordlige områder er frigjøring av metan som følge av smelting av permafrost og tap av isbreer, og endringer i hvor mye sollys som absorberes og reflekteres som følge av mindre isdekke og endrede vegetasjonsforhold.

Karbonlagring og regulering av drivhusgasser

Økosystemene kan bidra til å ta opp CO₂ og lagre dette som karbon i biomasse og jordsmonn (karbonsluk og -lager). Naturlig vegetasjon og jord danner store karbonreservoarer i terrestriske økosystemer, som slippes ut i form av karbondioksid når vegetasjonsdekket og jorda omdannes gjennom avskoging, brenning, jordbearbeiding og drenering eller gjennom jorderosjon. Karbonlagring i skog er sentralt i norsk sammenheng (boks 5.5).

For en generell gjennomgang av økosystemers betydning for karbonlagring viser vi til Trumper mfl. (2009), som omtaler karbonlagring

⁴ En illustrasjon av hovedtrekkene i karbonkretsløpet, som bl.a. viser økosystemenes betydning og hvordan ulike tilbakekoblingsmekanismer kan gi dramatiske endringer i atmosfærisk CO₂, er tilgjengelig på <http://www.cicero.uio.no/webnews/index.aspx?id=11302>.

Tabell 5.3 Skjønsmessig vurdering av noen regulerende tjenester som er viktige for Norge

Økosystemtjeneste	Særlig betydning for Norge	Viktige norske økosystem	Aktuelle påvirkningsfaktorer
Luftkvalitetsregulering	Luftrensing i byer og tettsteder Regulering av «jordgasser»	Grøntområder i byer og tettsteder og skog Jord i ulike systemer	Nedbygging Forurensning
Klimaregulering	Karbonlagring Regulering av solstråling	Skog Jordbruksområder og åpent lavland Kyst og hav Myr Jord i ulike systemer	Klimaendringer Nedbygging Skogbruk
Vannstrømsregulering	Flomdemping Overvannshåndtering	Myr og våtmark Elver og innsjøer, jordbruksområder og åpent lavland Grøntområder i byer og tettsteder	Nedbygging Klimaendringer
Erosjonsbeskyttelse Naturskadebeskyttelse	Ras- og skredforebygging Forebygging av jorderosjon	Alle, bl.a. i skog (f.eks. verneskog), jordbruksområder og åpent lavland, fjell og kyst Vegetasjon	Nedbygging Klimaendringer
Vannrensing og avfallsbehandling (nedbryting og avgiftning)	Håndtering av utslipp i form av bl.a. nærings-salter og miljøgifter	Hav og kyst Skog Elver og innsjøer Våtmark Jordsmonnet	Forurensning Klimaendringer
Sykdomsregulering Skadedyrregulering og biologisk kontroll	Biologisk kontroll i jord- og skogbruk Viktig for klimatilpasning	Alle	Nedbygging Klimaendringer Fremmede arter Forurensning (bl.a. sprøytemidler)
Pollinering	Jordbruksproduksjon (særlig bær, frukt, grønnsaker og fôrvekster) og ville planter som er avhengig av pollinering	Skog Våtmark Åpent lavland Jordbruksområder Grøntområder i byer og tettsteder	Nedbygging Arealbruksendringer Klimaendringer Fremmede arter Forurensning (bl.a. sprøytemidler)
Vedlikehold av jordsmonn	Jordbruksproduksjon, skogbruk og annen biologisk produksjon	Jordbruksområder Åpent lavland Skog Dyrket og dyrkbar mark	Nedbygging Forurensning Fremmede arter

og -balanse både i naturlige og semi-naturlige økosystemer og drøfter virkninger av klimaendringer på karbonbalansen i ulike økosystemer. Havene spiller generelt en avgjørende rolle i det globale karbonkretsløpet. Marine økosystemer står sentralt i økosystemenes rolle for karbonlagring, og

for en generell omtale av dette kan det bl.a. vises til Nellemann mfl. (2009). De viser at rundt 55 pst. av det biologiske karbonet blir lagret av marine levende organismer («blå karbon»). Bunnvegetasjon i kystsonen spiller her en særlig rolle, og selv om de dekker en liten andel av det marine arealet

representerer de en stor andel av karbonet i havsedimentene. Forringelse av slike økosystemer fører til økte utslipp av klimagasser (se bl.a. Pendleton mfl. 2012). Norske marine områder er også viktige i denne sammenheng, bl.a. i Skagerrak og Norskehavet (se f.eks. Gundersen mfl. 2010). Tareskog spiller her en sentral rolle, og gjenetablering av tareskog kan være både et kraftig

bidrag til Norges innsats for CO₂-fangst og for å øke produktiviteten av mange høstbare arter (Torrissen mfl. 2012).

Norge har et høyt årlig CO₂-opptak i skog på grunn av høy planteaktivitet etter andre verdenskrig og lav avvirkningsrate i forhold til tilveksten. Netto CO₂-opptak i skog har de siste årene vært på 25–36 mill. tonn CO₂-ekvivalenter årlig (se bl.a.

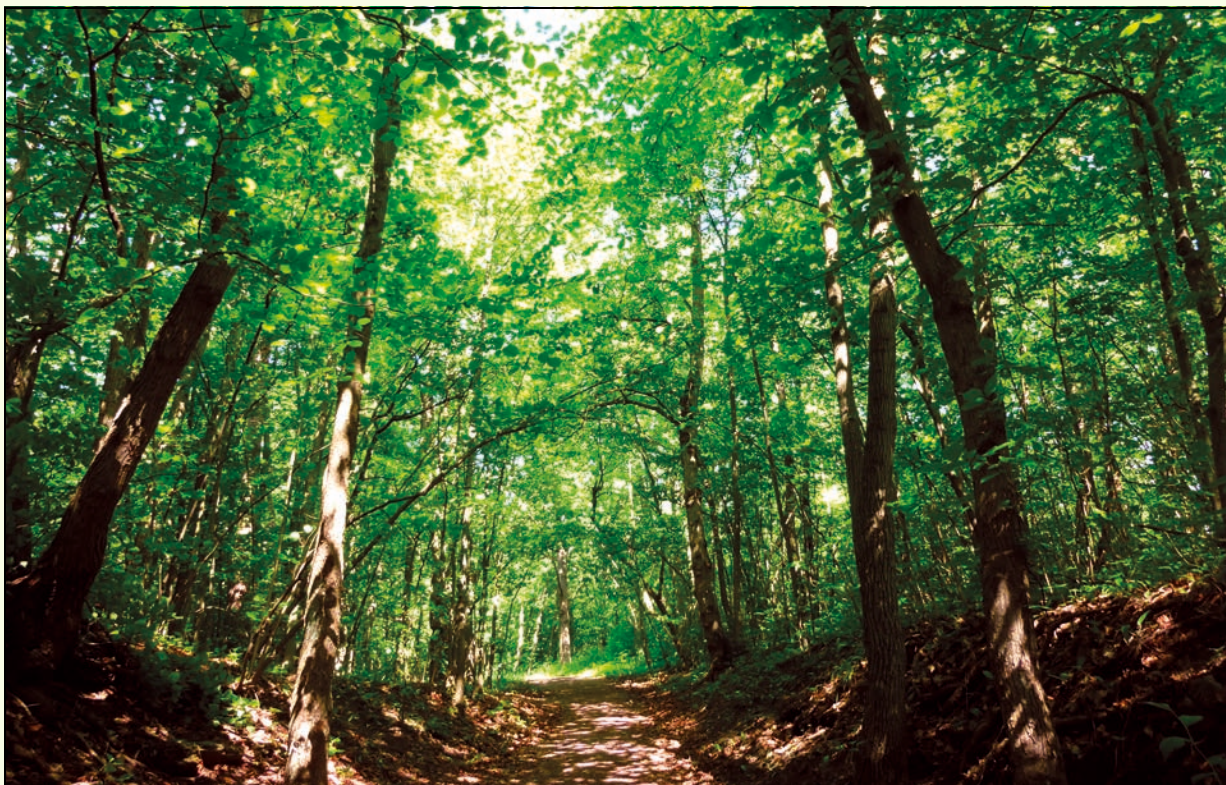
Boks 5.5 Karbonlagring i skog

Skogens karbonlagring og -deponering har blitt et viktig element i den globale kampen mot klimaendringer. Skog bidrar til å motvirke klimaendringer på tre måter, ved å bevare den eksisterende skogen og andre karbonlager (dvs. aktivt unngå å øke CO₂-utslipp fra skog til atmosfæren), ved økning av karbondeponering i skog (fjerne CO₂ fra atmosfæren ved binding i skog og skogmiljø), og ved bruk av skogbiomasse som materiale og energi som erstatter produkter og kilder basert på bruk av fossil energi.

Skogens betydning for balansen av klimagasser henger sammen med at det finnes mer karbon i stående biomasse og i jorda i verdens skoger enn i atmosfærens karbonlager. Skogens klimaregulering omfatter plantevekst og prosesser

som tar opp karbon i biomasse og jord. En stor del av den nordiske regionen er skogkledd, og de nordiske skogøkosystemene spiller derfor en viktig rolle for den globale klimareguleringen (se f.eks. Klima- og forurensningsdirektoratet 2011 og Maes mfl. 2011).

Globalt er lagrene av karbon i jord det største karbonreservoaret i terrestriske økosystemer, to til tre ganger større enn karbonreservoaret i vegetasjon. Karbonlagerets størrelse i jord varierer med områdets fysiske egenskaper, både i skog og i andre økosystemer. Generelt har organisk jord (med f.eks. torv) høyere karboninnhold enn mineraljord, noe som henger sammen med jordfuktighetens påvirkning på nedbrytingen av organisk materiale.



Figur 5.4 Skogen viktig for karbonlagring – kalklindeskog på Bygdøy.

Foto: Marianne Gjorv

Boks 5.5 forts.

Karbon som finnes i skogsjord (detritus og organisk stoff i jorda) utgjør mesteparten av den totale karbonmengden som finnes i skogen, særlig i nordlige (boreale) skoger. For Norges totale skogareal er karbonlageret i skog (som inkluderer biomasse over bakken og røtter) beregnet til rundt 450 mill. tonn (Rusch 2012). Rundt 80 pst. av disse lagrene er biomasse over bakkenivå og rundt 20 pst. er i røtter i jorda (Grønlund mfl. 2010b). Videre utgjør karbonlagrene i jord omtrent 75 pst. av det totale karbonlageret i skogens økosystem, og er beregnet til rundt 1550 mill. tonn (Grønlund mfl. 2010b). Omfanget av og tilstanden for skogsjord er også sentralt for bl.a. opptaket av atmosfærisk metan, som oksideres i drenert jord (gjennom metantrofe bakterier). Dette opptaket er sårbart bl.a. for jordpakking, nitrogendeposisjon (f.eks. gjennom gjødsling) og oppdyrking, og menneskelige tiltak og påvirkning vil være viktig for skogsjordas rolle i global klimaregulering.

Generelt er det slik at karbondeponering i trærnes biomasse bestemmes av trærnes vekst, men karbonlagerets størrelse avhenger også av karbontap, naturlig dødelighet, nedbryting og høsting. Treets vekst, og dermed karbondeponeringen, er også påvirket av klima og vær, solforhold, jordas fertilitet, artssammensetning og alder. Av denne grunn er det en generell tendens at karbon deponeres mer effektivt av trær i de sørlige deler av de nordiske land enn i de nordlige. Gran- og løvskog deponerer også mer

karbon i sin biomasse enn furuskog, men denne forskjellen er delvis slik fordi furu ofte gror på mindre næringsrike steder og dermed vokser saktere. Skogens alder er også en viktig faktor for karbondeponering; middelaldrende (30–70 år) skog har høyest veksthastighet (akkumulert biomasse pr tidsenhet) og ser ut til å være best til å deponere karbon i treets biomasse. På den annen side har eldre skoger ofte større karbonlager selv om deponeringsraten er lavere. Eldre skoger synes også å ha mindre karbontap fordi respirasjonen er lavere. Fordi det ikke foregår fotosyntese i den nordlige (boreale) sonen i den kalde årstiden, skjer det heller ingen karbondeponering (Kettunen mfl. 2012).

Skogbestandene i Nord-Europa og Norge har økt de siste par tiårene, som diskutert foran, og karbonlagrene har dermed økt. Fra 1970 til 2001 er det beregnet at skogens biomasse og karboninnholdet i jord i produktive skoger er økt med henholdsvis 29 pst. og 4,5 pst. Gammel skog ble tidligere antatt å være karbonnøytral, fordi veksten avtar med skogens alder. Flere studier viser derimot at skogen har en viktig funksjon for opptak lang utover normal alder for hogst. Ulike studier av karbonlagring i gammel skog viser stor variasjon i hvor mye karbon som lagres, men de fleste studiene viser tydelig at karbonlageret øker ettersom skogen blir eldre (Framstad mfl. 2011 og 2013). Holtsmark (2012) gir en oppsummering av sentrale spørsmål knyttet til karbonlagring i skog.

Klima og forurensningsdirektoratet 2011). De samlede utslippene i Norge i 2010 var på 54 mill. tonn CO₂-ekvivalenter (Meld. St. 21 (2011–2012)). Årlig netto CO₂-opptak i skog vil fortsatt være høyt, men forventes å bli noe redusert i tiårene som kommer bl.a. på grunn av mindre skogplanting de siste tiårene og endret alderssammensetning (Klimameldingen (Meld. St. 21 (2011–2012)) og Astrup mfl. 2010). Netto biologisk binding av karbon vil også påvirkes av endret bruksmønster, f.eks. ved mer avvirkning i skogbruket og mer intensiv utnyttning av skogbiomasse til bioenergi, og av økt gjengroing.

Den økte tilveksten i Norge og andre industri-land har ikke kompensert for at vi globalt har et langt lavere areal med skog enn for noen hundre år siden. Rusch (2012) finner at både nordlige

(boreale) skoger, myrer og våtmark i dag utgjør betydelige karbonsluk i Norge, men at de kan bli netto karbonkilder i fremtiden i takt med at jorda blir varmere. Grønlund mfl. (2010b) anser det som usikkert om norske myrer og våtmarker er karbonsluk i dag.

Også kulturlandskapet (åpent lavland og jordbruksområder) er viktig for karbonlagring. Det totale karboninnholdet i *dyrket jord* i Norge er beregnet til 200 mill. tonn (Statens landbruksforvaltning 2012a). Det er imidlertid usikkerhet knyttet til kvantifisering av karbonlageret i jord, og det er satt i gang arbeid for å kartlegge utslipp og opptak bedre i Norge. Jordbrukssektoren er en netto utslipper av CO₂. For en generell omtale av arealbruk og klimagassutslipp fra landbruket kan det vises til Grønlund (2013).

Klimameldingen angir en rekke aktuelle teknologier som kan redusere norske utslipp av klimagasser, bl.a. knyttet til landbruk og til skog. Aktuelle teknologier som kan kobles til økosystemtjenester omfatter bl.a. forbedret avlings- og beitelandsforvaltning for å øke lagring av karbon i jord, gjenopprettelse av dyrket torvrik og nedbrytbar jord⁵, økte avlinger og økt biomasseproduktivitet (på sikt), energivekster og skogprodukter som bioenergi til erstatning for fossile brensler, skogplanting, gjenplantning, skogforvaltning og redusert avskoging. Det blir også vist til at betydelig redusert avvirkning kan gi en vesentlig reduksjon i årlig opptak av CO₂ på kort sikt (mot 2020), og at planting av skog på store nye arealer kan gi mest reduksjon på lenger sikt. Mange av disse tiltakene vil imidlertid ha betydelige virkninger på biologisk mangfold og på andre økosystemtjenester, og noen vil ha usikre eller varierende nettoeffekter på klimaet over tid. For en gjennomgang av effekter på biologisk mangfold av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog kan vi f.eks. vise til Aarrestad mfl. (2013). Det vil derfor være behov både for styrket kunnskap og vanskelige avveininger, og noe av dette vil vi komme tilbake til. For en omtale av mange av tiltakene og teknologiene kan det vises bl.a. til hovedrapporten fra Klimakur 2020 (Klima og forurensningsdirektoratet 2010a) og klimameldingen (Meld. St. 21 (2011–2012)).

Andre eksempler på økosystemenes bidrag til denne type global klimaregulering er hvordan organismer i jordsmonnet regulerer drivhusgassene metan og lystgass, og hvordan marine organismer regulerer karbonsyklusen gjennom karbonbinding og påfølgende deponering av organisk materiale på havets bunn (Beaumont mfl. 2007).

Regulering av solstråling og albedo-effekten

Det finnes en rekke tilbakevirkningsmekanismer mellom økosystemene og klimaet (se f.eks. Hofgaard 2004 om slike mekanismer for terrestriske arktiske økosystemer). Omfanget av og sammensetningen av det biologiske mangfoldet har som nevnt over innflytelse på hvor mye solstråling som blir reflektert tilbake til verdensrommet, den såkalte *albedo*-effekten som er et mål på hvor mye av innstrålt solenergi som reflekteres. Hvite og glatte overflater har høy albedo, mørkere og mer strukturerte overflater har lav albedo. Høyere albedo medfører avkjøling, noe som kan motvirke

oppvarmingseffekten som følge av klimagassutslipp.

Mørke overflater, f.eks. de som er dekket av barskog, fanger opp mer solstråling enn lyse overflater. Dermed vil økt areal med skog på nordlige breddegrader (og mindre areal med bl.a. snø og hvit reinlav) kunne føre til økt oppvarming fordi størrelsen av albedo-effekten overstiger karbonbindingen som skjer gjennom skogens vekst (se f.eks. Bonan mfl. 1992, Chapin mfl. 2005 og Liess mfl. 2012). Hogst og skogbrukspraksis som endrer bestandsalder, tetthet og artssammensetning kan også endre albedoen (Rusch 2012 og Aarrestad mfl. 2013). Barskog gir lavere albedo enn løvskog, og tett skogsdekke gir lavere albedo enn hogstflater. Økt avvirkning av skog kan gi hogstflater med mer refleksjon enn stående skog, men den totale effekten avhenger bl.a. av hvordan trevirket anvendes og hvordan avvirkningsaktiviteten påvirker karbonlageret i jorda (se f.eks. Bright mfl. 2011 og Framstad mfl. 2013)). Nettoeffekten på temperatur kan derfor bli både positiv og negativ, og hvordan skogsdekke og hogst av skog virker inn på samlet klimaeffekt er et vanskelig spørsmål som fortsatt diskuteres i forskningsmiljøene (se f.eks. Bonan 2008). Holtsmark (2012) forsøker å inkludere albedo-effekten i sine modeller av klimagassutslipp knyttet til hogst og biomasse fra skog brukt til bioenergi.

Lokal klimaregulering – redusert klimastress

Urbane naturinnslag som elver, vann og grøntområder er med på å regulere temperatur og luftfuktighet. Vann absorberer varme sommerstid og avgir varme vinterstid (Bolund og Hunhammar 1999). Vegetasjon generelt absorberer varme fra luften ved hjelp av uttørring av vann i jorda ved fordamping fra overflaten og transpirasjon fra plantene som vokser der (evapotranspirasjon). Trær gir skygge og luftfuktighet (Hardin og Jensen 2007), mens elver og vassdrag i byer kan virke avkjølede under hetebølger (Hathway og Sharples 2012). I tillegg er byer typisk varmere enn omkringliggende, rurale områder på grunn av sin energibruk, asfalterte områder, annen infrastruktur og bygningsmasse. For mange byer i verden som ligger i varme strøk, er grøntområder derfor viktige for å motvirke denne varmeeffekten.

Under norske forhold er det svært få dager i året det er så varmt at trær og grøntområder er viktige for å gi en kjølede effekt. I Norge er den rollen naturlige elementer kan spille for å øke temperaturen trolig viktigere. Trær har også den effekten at de beskytter mot vind og skaper et

⁵ Vi viste i kapittel 4 til at det i dag er betydelig mindre drenering av myr enn tidligere.

lunere byklima. Grønnstrukturen i byer og tettsteder kan imidlertid være viktig også for tilpasning til varmere værtyper og mulige hetebølger.

5.4.2 Luftkvalitetsregulering

Tjenesten «luftkvalitetsregulering» viser til hvordan økosystemer både tilfører og absorberer kjemikalier fra atmosfæren, og slik påvirker luftkvaliteten. Lokal luftforurensning er et problem også i Norge, som kan føre til både helseplager og redusert trivsel og velvære.

Det er særlig vegetasjon som bidrar til å forbedre luftkvaliteten, noe som har særlig stor betydning i byer og tettsteder og langs veger og transportårer. Vegetasjon påvirker også andre lokale luftforhold, og bidrar bl.a. til å dempe og regulere *vind, lukt og støy*. I tillegg til luftrensing og demping av vind, støy og lukt kan vegetasjon også gi en viktig *visuell effekt*, bl.a. for å skjerme innsynet til og fra transportveier og for å gi et mer estetisk landskaps- og bybilde. Nordiske byer har generelt mye grønnstruktur, og dette kan derfor bidra til bedre luftkvalitet på mange måter.

Jordsmonnet bidrar også betydelig til luftrensing, og det kan f.eks. nevnes at jordorganismer og jordbiologi sikrer at det ikke lukter på kirkegårder, at det ikke lukter fra søppelfyllinger som er dekket med jord og at det ikke lukter fra grise-gjødsel som blir injisert i jord. Jord bidrar også til regulering av ulike «jordgasser», dvs. gasser fra mantelen, og jord påvirker i dag atmosfæren bl.a. gjennom emisjon og oksidasjon av metan CH₄, og emisjon av CO₂ og N₂O.

Forbedret luftkvalitet i byer

I norske byer kan luftkvaliteten være et problem om vinteren. Årsaken er særlig transport og oppvarming av boliger og arbeidsplasser (se omtale bl.a. i Lindhjem og Magnussen 2012). Urban vegetasjon bidrar til å bedre luftkvaliteten ved å filtrere partikler og forurensende gasser som karbonmonoksid (CO), nitrogendioksid (NO₂) og svoveldioksid (SO₂) (se Gómez-Baggethun og Barton 2013 og Bolund og Hunhammar 1999). Evnen til å filtrere øker med bladarealet, hvilket betyr at trær har større rensende effekt enn busker, som igjen har større effekt enn gress (Givoni 1991).

Nåletrær som gran og furu, er relativt viktigere i norsk sammenheng, har totalt sett større bladoverflate enn løvtrær. Sett i sammenheng med at de heller ikke mister bladene vinterstid, og dermed er operative også når luftkvaliteten gjerne er dårligst, vil nåletrær være den mest effektive

tretypen. Løvtrær er på den annen side mer effektiv til å absorbere gasser. Nåletrær er imidlertid mer sensitive for forurensing enn løvtrær, og alt tatt i betraktning argumenterer derfor Bolund og Hunhammar (1999), som tar utgangspunkt i et case-eksempel fra Stockholm, for at en blanding av arter fra begge tretyper vil være å foretrekke.

Støyreduksjon

Innslag av urban natur, spesielt vegetasjon som plener, trær og hekker virker støydempende ved å absorbere og reflektere lydbølger (Renterghem mfl. 2013). På den måten dempes lyden direkte (absorpsjon) og indirekte (refleksjon – lyden spres over et større område og oppleves mindre intens) (Fang og Ling 2003).

Bolund og Hunhammar (1999) viser til studier med eksempler på betydningen av urban natur for støynivået, hvor bl.a. det å ha gressplen fremfor betongunderlag kan senke støynivået fra omgivelsene med 3 dB(A). Denne støydempende effekten er potensielt viktig fordi støy over visse nivåer har dokumenterte, negative effekter på søvn, konsentrasjonsevne osv., og kan gi opphav til både fysiske og psykiske plager. I bymiljøer er det ofte vanskelig å bygge fysiske støyskjermer i stor utstrekning, som man ofte kan gjøre langs veier utenfor byer. Dermed kan grøntarealer, trær og hekker fungere som «mykere» løsninger for støyproblemet i bysentra. Her kan det også vises til omtalen av «ro og stillhet» under.

5.4.3 Vannstrømsregulering

For tjenesten «vannregulering» viser MA (2005a) til at både tidspunkt og mengde vann, samt flom kan være sterkt påvirket av endring i arealdekke, særlig knyttet til endringer som medfører endringer i systemenes vannlagringspotensial, slik som drenering av våtmarker, omgjøring av skog til jordbruksareal, eller omgjøring av jordbruksareal til urbane områder. Særlig *våtmarker* har en rekke viktige funksjoner, ved at de filtrerer og renses vann, lagrer store mengder karbon og fungerer som vannmagasin og demper flommer.

Vannstrømsregulering

Vann flyter gjennom økosystemer fra fjell til fjord, og naturlige økosystemer som våtmarker langs elvebredder er allment anerkjent som noen av de viktigste vernene mot flomødeleggelse og erosjon av elvebredder. Våtmarker og skog med intakte jordsmonn og rotsystemer er betraktet som sær-

lig effektive for vannregulering. Som nevnt i kapittel 4 har imidlertid norske våtmarker, spesielt myrer, vært utsatt for store menneskelige inngrep gjennom drenering til jordbruksformål, skogplanting, uttak til brensel eller annen nedbygging. I mange områder med slike inngrep fører mer nedbør til ytterligere erosjon. Utretting av meandreende elveleier har også medført at vann forflyttes raskere og store nedbørsmengder lettere kan føre til flom. Jordsmonnet vil også spille en sentral rolle i reguleringen av vannstrømmer gjennom økosystemer (se f.eks. Hümann mfl. 2011 om betydningen av jordegenskaper og skogtyper).

Håndtering av overvann

Store mengder overvann på avløpsnett medfører at unødvendig mye vann går gjennom renseanlegget, som dermed får dårligere renseseffekt. Ved kraftig nedbør og flomsituasjoner kan ledningsnett for drikkevann bli utsatt for økt forureningsrisiko ved at ledninger og kummer kan bli satt under vann og forurenset vann kan trenge inn i vannforsyningssystemet. Skadevirkningene av de store mengdene overvann i avløpsnett skyldes at mengdene overvann er betydelig større enn nettet er dimensjonert for. Tilførselsmengdene har økt betydelig på grunn av økt nedbørsintensitet, og fordi naturlig infiltrasjonen i grunnen ikke lenger er tilstrekkelig i byer og tettbebyggelser på grunn av nedbygging av grønne strukturer, asfalterte flater og annen fortetting.

Med klimaendringene blir flomdemping og evnen til å ta unna overvann stadig viktigere (Meld. St. 33 (2012–2013)). Dette gjelder spesielt for byer, hvor store deler av arealet gjerne er bebygd med bolig- og næringsbygg, veier, parkeringsplasser osv. Dette er som oftest tette – impermeable – overflater som ikke lar vannet nå det underliggende jordsmonnet, men sender det videre langs overflaten. Dette øker faren for flomdannelse, samt at slikt overflatevann tar opp forurensning på sin ferd gatelangs (se f.eks. Bolund og Hunhammar 1999).

Å øke arealet av permeable overflater – overflater som lar vann sive igjennom og ned til jorda – øker samtidig en bys evne til å behandle nedbørsmengder som ellers ville resultert i flom og materielle skader (Villareal og Bengtsson 2005). Trær, med sine store blader og trekroner, forsinker vannet ved å fungere som en hindring/omvei og på den måten begrense hastigheten og dermed flomeffekten. Plener og andre grønne, åpne områder gir vann adgang til det underliggende jordsmonnet, hvor det absorberes og avlaster avløpssystemet

(se f.eks. Bolund og Hunhammar 1999 og Gómez-Baggethun og Barton 2013). Grønne tak vil også til en viss grad binde nedbør, helt til vekstmediets metningspunkt er nådd. Dette (sammen med grønne fasader) blir et stadig mer aktuelt tiltak i urbane områder, og f.eks. befinner Nordens for tiden største grønne tak seg i Groruddalen i Oslo (se omtale i Lindhjem og Sørheim 2012).

Vegetasjon vil også ta til seg vann, som igjen vil fordampe. Studier har vist at manglende vegetasjonsdekke og andre permeable overflater i byer, gjør at opptil 60 pst. av nedbøren ender som overflatevann. Dette står i motsetning til 5–15 pst. i naturlige landskap, hvor resten av nedbøren enten absorberes av bakken eller fordampes via vegetasjonen (Bernatzky 1983). I Oslo har store nedbørsmengder i mange tilfeller hatt den effekt at vannrenseanleggene er blitt oversvømt og utslipp av kloakk til Oslofjorden er blitt resultatet. Det er uvisst i hvilken grad man kunne unngått noe av dette, f.eks. med større vegetasjonsdekke. Det kan selvfølgelig også være at dimensjonering av teknisk rensekapasitet i utgangspunktet har vært for liten til å ta unna nedbørstopper.

Flomdemping

Mange våtmarker, særlig myrer, har stor kapasitet til å lagre vann, og det bidrar både til å hindre flomtopper og hindre tørke ved at de fungerer som vannmagasin. Skog bidrar også til å regulere avrenning fra nedbørfelt, ved å beholde vann i trekronene som returneres direkte tilbake til atmosfæren gjennom fordamping, øke nedbørinfiltrasjon i jorda gjennom høyere jordporøsitet på grunn av dype og lange røtter, øke kapasiteten for å holde på vann på grunn av høyere jordporøsitet og lange røtter og høyere fordampingshastighet på grunn av større bladoverflate og rotsystemer (Rusch 2012). Høyere fordampning fra skog enn fra annen arealbruk kan bidra til mindre smelteflom om våren (Lundberg og Koivusalo 2003). Jordbruksområder er også sentrale for flomdemping, og nedbygging av dyrket jord vil påvirke vannføringen i norske vassdrag. Ulike sider ved økosystemenes betydning for flomdemping i Norge blir omtalt i Barton og Lindhjem (2013). Det er mange forhold som påvirker flom og avrenning, som jordsmonn, topografi osv. I Norge er grunnvannskapasiteten relativt liten på grunn av at store områder har relativt tynne løsmasser som ligger over ugjennomtrengelig berggrunn. Derfor er avrenningen i Norge relativt mer avhengig av fordamping og forekomster av snøoppsamling og isavsmelting enn av jordsammensetningen. Disse

faktorene er hovedsakelig påvirket av vegetasjonsdekket (Rusch 2012).

Det er generelt vanskelig å kartlegge og vurdere alle faktorer som påvirker avrenning i et stort nedbørsfelt samtidig, og dette gjør det også vanskelig å finne ulike økosystemers rolle og betydning. Det er gjort noen studier for elvene Glomma og Lågen, som bl.a. vurderte effekter av arealbruk og tiltak i ulike «naturtyper» på omfanget av flom (se omtale i Barton og Lindhjem 2013). Omfattende studier av arealendringer og hydrologisk modellering i disse studiene og i internasjonal litteratur konkluderer som følger (hentet fra Barton og Lindhjem 2013, som også gir ytterligere referanser):

- Arealbruksendringer kan ha større merkbare effekter lokalt i små nedbørsfelt – nedbør og flomtopper jevnes ut i store nedbørsfelt.
- Vegetasjon som skog har en synlig effekt på små og mellomstore flommer (10-årsflommer), men ingen merkbar effekt på store flommer (100-årsflommer eller mer).
- Elvesletter fungerer som lagringsmagasiner for vann, men de er relativt små i Glomma-Lågen og i norsk sammenheng.

- Skogdyrking, drenering og skogsveier har større effekt på avrenning enn skogarealet alene. Området med skogsveier og drenering i Glomma-Lågen var likevel så lite at man anså det ikke for å ha noen effekt.
- Lokale tekniske tiltak, som flomvern, regulering og vannsenkning hadde direkte og merkbar effekt. I Øyeren så man f.eks. flomnivået sank med 2,5 meter takket være flomsikrings tiltak.

Som nevnt i kapittel 4 vil episoder med ekstremvær sannsynligvis bli hyppigere og alvorligere i fremtiden pga. klimaendringer, og endringer i nedbør og temperatur vil føre til endringer i flommønsteret i Norge (se f.eks. Meld. St. 15 (2011–2012)). Høyere temperatur fører til at vårflommen kommer tidligere og når snømengdene reduseres vil snøsmelteflommene i de store elvene bli mindre. Når nedbøren kommer som regn i stedet for snø kan det bli flere flommer sent på høsten og om vinteren. Flommene vil bli større i områder hvor årets største flom i dagens klima er en regnflom. Flere intense lokale regnepisoder vil kunne skape særlige utfordringer i små, bratte elver og



Figur 5.5 Økosystemer kan bidra til flomdemping.

Foto: Håkon Mosvold Larsen/NTB Scanpix

bekker og i tettbygde strøk (Meld. St. 33 (2012–2013)).

Det blir derfor viktig å ta med økosystemene og deres egenskaper i vurderinger og kartlegging av fare og risiko knyttet til flom. Det må tas særlig hensyn til myrer og annen våtmark som har en vannregulerende effekt og som bidrar til å bremse hastigheten av flomvann. Naturlig vegetasjon langs elvebredder og elvekanter er også et viktig vern mot flomødeleggelse og erosjon av elvebredder, også i byer og tettsteder og jordbruksområder. I Norge er minst en tredjedel av myrene under skoggrensa drenert siste hundre år, og særlig myrer i lavlandet har vært utsatt for store inngrep, bl.a. pga. omdisponering til utbygginger og landbruks- og skogsbruksformål. Kraftutbygging og andre naturinngrep i vannsystemene har også medført store reduksjoner av arealet av myr og naturlig flommark (Moen mfl. 2010). Det er derfor grunn til å anta at kapasiteten til flomdemping er vesentlig redusert i Norge i forhold til forrige århundre og tidligere.

5.4.4 Erosjonsbeskyttelse

For tjenesten «erosjonsbeskyttelse» viser MA (2005a) til at vegetasjonsdekke spiller en viktig rolle for å holde på løsmasser og beskytte mot erosjon, ras og skred. Vegetasjon binder jorda og er viktig for å forhindre jorderosjon. Økosystemene spiller en viktig rolle for å holde tilbake og regulere strømmen av sedimenter, og *tilbakeholdelse av sedimenter* (sedimentretensjon) inngår også i denne tjenesten.

Bl.a. kan skogdekke ha en dempende effekt på erosjon og bidra til å forebygge både jord- og snøras. Løsmasseskred utløses oftest når en skråning er brattere enn 25–30 grader, og nesten alltid i perioder med ekstrem nedbør og/eller snøsmelting. Menneskelig aktivitet som bygging av veier, utgraving og hogst kan redusere løsmassenes stabilitet og dermed øke sannsynligheten for erosjon, løsmasse- og snøskred.

Skogdekket virker dempende på erosjon og ras ved at trerøttene binder jordsmonnet, ved at skogsmark generelt har lavere jordvanninnhold på grunn av trærnes opptak og fordamping av nedbør, og ved at økt jordsmonnsdannelse under trekroner på grunn av oppsamling av organisk jordmateriale virker stabiliserende (Rusch 2012). Som nevnt over vil intakthet og bunnvegetasjon i elveløp og vassdrag også bidra i vannstrømsregulering og mot erosjon, og langs kystsonen vil bl.a. tareskog og sanddynevegetasjon bidra til å forhindre erosjon.

5.4.5 Naturskaderegulering

MA omtaler også tjenesten «naturskaderegulering», som viser til hvordan økosystemer kan redusere skader som forårsakes bl.a. av orkaner og bølger. Ekstreme værhendelser kan beskrives som sjeldne fenomen som utgjør en stor risiko for liv, helse eller eiendom (TEEB 2010a). Økosystemer og levende organismer kan skape naturlige barrierer i form av bl.a. skog, mangroveskog, korallrev, sjøgress, tareskog og våtmark, og dermed redusere den negative påvirkningen fra kyststørmer (Wells mfl. 2006), orkaner (Costanza mfl. 2006), flom (Bradshaw mfl. 2007), tsunami (Kathiresan og Rajendran 2005), snøskred (Gruber og Bartlett 2007), brann (Guenni mfl. 2005) og jordras (Sidle mfl. 2006). Omfanget og sammensetningen av biologisk mangfold kan også påvirke hvordan økosystemer gjenhenter seg i etterkant av ekstreme værhendelser, og som nevnt tidligere vil økt biologisk mangfold generelt øke økosystemets resiliens.

En viktig utfordring for Norge er å forebygge og minimere konsekvensene av ulike former for ras og skred (herunder snøskred), og for en grundig omtale av dette viser vi til flom- og skredmeldingen (Meld. St. 15 (2011–2012)) og til klimatilpasningsmeldingen (Meld. St. 33 (2012–2013)). Det finnes mange typer skred, og årsakssammenhengene mellom klima og skred er mer komplekse enn mellom flom og skred. Økt temperatur vil kunne redusere risikoen for snøskred i lavreliggende områder mellom 500–1000 meter over havet, men kan øke faren for våtsnøskred og sørpeskred. Økt frekvens av episoder med stor nedbørsintensitet vil kunne øke risikoen for jordskred og flomskred knyttet til flomhendelser. Kvikkleireskred kan også utløses som følge av langvarig intens nedbør og erosjon i elver, selv om det i de fleste tilfeller er menneskelig aktivitet som utløser slike skred. Endringer i nedbørsmønstre kan også innebære at det kommer skred i områder der dette ikke er kjent fra tidligere. Det er derfor viktig å ta med økosystemene og deres egenskaper i vurderinger og kartlegging av fare og risiko knyttet til ras og skred.

Verneskog er skog som plantes eller spares (og stelles) ytterst mot havet, øverst ved tregrensen eller på andre værharde steder for at den skal verne bl.a. annen skog og ikke i første rekke gi økonomisk vinning. Norge har lange tradisjoner med slik verneskog (leskog), og denne skogen vil ofte være sikret gjennom sedvane eller gjennom ulike former for fredning. Det er godt kjent at verneskog opp mot fjellet benyttes både for å hjelpe

opp ny skog og beskytte ungskog. Verneskog kan også benyttes om «ly mot vinden» (lokal- og mikroklimatisk og fysisk) for jordbruksareal og bebyggelse, og kan dempe og hindre stormskader.

Skogbehandlingen er viktig for omfanget av stormskader (Solberg mfl. 2008). Hogst som f.eks. foretas slik at skogen som står igjen blir utsatt i sterk vind, kan føre til store stormskader. Mer ensaldret (og dels også ensartet) skog er trolig også mer sårbar overfor ekstremvær som kraftige stormer. Uten at vi har funnet studier som dokumenterer betydningen av dette aspektet for å unngå stormskader, kan en i hvert fall slutte fra den sannsynlige økningen av ekstremvær som følger av klimaendringer, at naturlig robusthet vil bli en relativt viktigere egenskap ved skogøkosystemene fremover. Stormskader kan være svært store, også i Norge. Som følge av storm vil en også få en langsiktig nedgang i vekst og sårbarhet for sekundærskader, f.eks. insektangrep (Seidl og Blennow 2012).

5.4.6 Vannrensning og avfallsbehandling (nedbryting og avgiftning)

Økosystemer gir også store og viktige bidrag til rensing av vann gjennom filtrering, fjerning av organiske avfallsstoffer og håndtering av ulike giftstoffer (*detoxification*). Slik «etterbehandling» finner sted i alle økosystemer, i et tett samspill mellom biotiske og abiotiske faktorer. Bakterier og andre mikroorganismer spiller her en avgjørende rolle, både i naturlige økosystemer og i kommunale og industrielle avløpsrenseanlegg.

Norske havområder bidrar f.eks. med slik rensing i stor skala, hvor de stoffene som er nedbrytbare blir tatt hånd om av mikroorganismer, mens andre fortonnes av havstrømmer og blandingsprosesser, lagres i organismer eller deponeres i bunn-sedimenter. Havområdene har en stor evne til å håndtere tilførsler av næringssalter ved at planter tar opp næringsstoffer. Som nevnt i kapittel 4 vil imidlertid økosystemet bli utsatt for overgjødning (eutrofiering) dersom tilførselen av næringsstoffer blir større enn det økosystemet klarer å håndtere. Bløtdyr (mollusker) har stor filter- og rensekapasitet både i ferskvann og i havet. Blåskjell spiller f.eks. en viktig rolle for bedre vannkvalitet ved sin effektive filtrering av vann, og det er bl.a. i Larviksfjorden forsøkt småskala blåskjellanlegg for å rense fjordområder som et alternativ til renseanlegg (Magnussen mfl. 2012a). Vannrensing er også viktig for lakseoppdrett (Meeren 2013), og

vannkvalitet og strømforhold er i dag avgjørende faktorer for lokalisering av oppdrettsanlegg.

Jordbiologi vil generelt ha stor betydning for vannkvalitet, og vil gjennom nedbryting og mineralisering av organisk materiale og langsiktig stabilisering sikre at grunnvannet gir oss drikkevann. Denne vannrensingen avhenger særlig av organismene i rotsonen, det vil si i de øverste 30 cm av jordlaget. Tildekkede områder, f.eks. veier og flyplasser, kan ikke utnytte dette og grunnvann må derfor renses og sikres på andre måter.

Norge og de nordiske landene har generelt bedre vannkvalitet enn land lenger sør i Europa, men også vi har utfordringer knyttet til dette. Overgjødning er et problem for norske økosystemer, på grunn av påvirkning fra landbruk og skogbruk, og utslipp fra husholdninger, industri og annen næringsvirksomhet. Rensebidrag fra økosystemene er derfor uansett viktige supplementter til menneskeskapte renseteknologier, både for rensing av vann som skal brukes av mennesker og for rensing av avløpsvann. I noen tilfeller kan dette innebære betydelige lavere kostnader enn hvis alt skulle renses teknisk, og det kan redusere sårbarheten og øke forsyningssikkerheten.

Vannkvaliteten har også betydning for ulike kunnskaps- og opplevelsestjenester, bl.a. ulike former for rekreasjon og mer estetiske forhold. For en bredere omtale av hva ulike økosystemene kan bidra med i nedbørsfelt kan det vises til Barton mfl. (2012).

Vannrensing og oksygenisering

Økosystemer spiller som nevnt en viktig rolle i det globale vannkretsløpet, og i tillegg til å påvirke vannføring og vannstrømsregulering bidrar de også med vannrensing og -filtrering (Brauman mfl. 2007). Vegetasjon, og særlig skog, påvirker hvor mye vann som tilføres et vassdrag (Chapin mfl. 2002). Mikroorganismer i jorda har stor effekt på jordas struktur og dens evne til å filtrere vann. Våtmarker og ferskvannsøkosystemer vil regulere og holde tilbake mengden næringsstoffer (fosfor og nitrogen), bl.a. gjennom sedimentering og biologiske prosesser. Slik rensing kan utgjøre både et alternativ og et supplement til teknologiske løsninger for håndtering av utslipp og avløp. Et eksempel på dette er den naturlige rensekapasiteten i Trondheimsfjorden (se f.eks. Oceanor 2003), som gjør det mulig med mindre krav til kjemisk og fysisk rensing og dermed reduserte kostnader knyttet til rensing.

Biologisk mangfold er involvert i en rekke økosystemprosesser i jorda, der også elver og inn-

sjøer bidrar til å fjerne forurensing, fange både vann og sediment, ta opp vann og næringsstoff i rotsonen, stabilisere elvekanter, forbruke patogener og lagre eller konvertere uorganiske molekyler (Brauman mfl. 2007). En sentral del av dette er økosystemenes evne til å regulere og holde tilbake nitrogen, hvor særlig ulike ferskvannsorganismer (bl.a. elvekantsbakterier og plankton) i elver, vassdrag og innsjøer er viktige. Det mangler fortsatt kunnskap om omfanget og sammenhenger i ulike typer vannrensing, og for en oversikt over tilgjengelig kunnskap kan det vises til Barton mfl. (2012).

Håndtering av giftstoffer

Ulike organismer kan brukes for biologisk rensing og behandling av uønskede og giftige stoffer, f.eks. for rensing av forurenset grunn, ved akutte oljeutslipp, ved oppblomstring av giftige alger (se f.eks. Contardo-Jara mfl. 2013 om planter som «grønn lever») og ved gruvedrift. For en gjennomgang av muligheter og begrensninger knyttet til biologisk jordrensing kan de f.eks. vises til Gomes (2012). Også organismer fra nordiske og arktiske strøk er og kan være viktige i dette arbeidet, ikke minst for bruk under kalde forhold. I 2012 fant f.eks. forskere ved Universitetet i Tromsø en bakterie som bruker metan for å lage nye celler og for å produsere energi (Sojtaric 2012), og det skal nå undersøkes om denne kan brukes for hindre utslipp av denne klimagassen.

5.4.7 Sykdomsregulering

Økosystemer er som nevnt naturlig nok en kilde til, og en transportvei for, ulike skade- og sykdomsorganismer, og mange av disse rammer mennesker både direkte og gjennom ulike økosystemtjenester (bl.a. for matproduksjon). Økosystemer har imidlertid også store og sentrale roller i regulering av ulike skade- og sykdomsorganismer. Økosystemer er viktige for å regulere skadedyr og vektorbårne sykdommer som angriper planter og dyr, og gjennom aktiviteten til predatorer og parasitter. Det er også studier som viser at økt biologisk mangfold kan bidra til redusert spredning av sykdommer (se f.eks. Johnson mfl. 2013). For eksempel vil en viss forekomst av hekkende, insektspisende fugler i tettbygd strøk redusere forekomsten av mygg, fluer og bladlus kraftig, og dette viser at det kan være viktig med opprettholdelse av grøntstrukturer med hekkplasser. Et par meiser eller fluesnappere vil kreve

om lag 10 000 insekter og larver for å fø opp et ungekull.

MA bruker «sykdomsregulering» for å vise til at endringer i økosystem direkte kan endre mengden av menneskelige patogener som kolera, og at endringer i økosystem kan endre mengden av bærere av sykdommer (vektorer) som mygg. Naturen og økosystemene kan ha direkte virkninger på helse gjennom sykdomsforebygging, og i boks 5.18 omtales internasjonale studier som antyder positive sammenhenger mellom økosystemer og fysisk helse (bl.a. Hanski mfl. 2012 og Lovasi mfl. 2008). Vi viser også til omtalen over om hvordan naturen bidrar med medisinsressurser og omtalen under om økosystemers betydning for folkehelse og velvære (se bl.a. Haugan mfl. 2006).

Mange økosystemer er i dag meget sterkt menneskepåvirket, og flere studier viser til at dette kan øke fremveksten og spredningen av ulike sykdommer (se bl.a. Keesing mfl. 2010 og Zoghi mfl. 2010 for en gjennomgang). Dette skjer bl.a. ved at tapet av biologisk mangfold og forringelsen av økosystemer påvirker arter som er sykdomsverter og smittebærere og dermed utbredelsen av sykdommer, og ved å påvirke bakterier og virus og andre sykdomsorganismer (patogener) og deres evne til å smitte og infisere. Klimaendringer kan forsterke utbredelsen av sykdomsorganismer, bl.a. som følge av økt nedbør (Semenza mfl. 2012).

Det er viktig å se denne tjenesten i lys av at et varmere klima kan føre til at flere sykdommer, som kan ramme mennesker og dyr, ville vekster og landbruksvekster, etablerer seg i Norge (se bl.a. NOU 2010: 10).

5.4.8 Skadeorganismeregulering og biologisk kontroll

I tråd med tankegangen over bruker MA (2005a) betegnelsen «pest- og skadedyrregulering» for å vise til at endringer i økosystem kan påvirke utbredelse av pest og sykdom i avlinger og blant husdyr. Denne tjenesten har også blitt betegnet som pest- og skadedyrkontroll og som biologisk regulering og biologisk kontroll⁶. Med biologisk kontroll menes situasjoner hvor en organisme regulerer en annen ved beiting eller predasjon eller begrenser skadene av en negativ prosess ved å spise en annen art. I naturen foregår det hele tiden ulike former for biologisk kontroll, og det kan oppstå tydelige effekter i næringsnett der

⁶ Biologisk kontroll brukes også om bevisst anvendelse av bestemte arter og/eller biologiske egenskaper.

som vi påvirker nøkkelarter i økosystemet (se f.eks. Bommarco mfl. 2013 for en gjennomgang knyttet til biologisk kontroll og matproduksjon). Naturlig biologisk kontroll av skadedyr, parasitter og plantesykdommer er i omfang mange ganger viktigere enn den reguleringen mennesket utøver med kjemiske midler.

Ulike organismer kan også bidra til biologisk kontroll i landbruksproduksjon, både i drivhus og på friland. Dette gjelder ikke minst i økologisk landbruk, men også i bær-, frukt- og grønnsaksdyrking og i skogbruket (f.eks. mot rotsykdommer). For en omtale av nytteorganismer brukt til biologisk bekjempelse kan det vises til Sundbye mfl. (2013). Biologisk bekjempelse av skadedyr brukes også i akvakultur, f.eks. brukes leppefisk som bergnebb og grønngylt til bekjemping av lakselus på oppdrettslaks (se Mortensen mfl. 2013 om utfordringer ved bruk og fangst av leppefisk).

Med klimaendringene kan det ventes mer skogskader som følge av bl.a. økt forekomst av sopp sykdommer og angrep av barkbille. Skogbruksaktivitet og annen menneskelig aktivitet kan påvirke klimasårbarheten for arter i skog, og generelt vil monokulturer av skog være mindre robuste mot påvirkninger som f.eks. insektangrep.

5.4.9 Pollinering

En rekke ulike bestøvere (pollinatorer) er viktige for å sikre bestøvning av planter, og tjenesten pollinering omfatter hvordan økosystemer påvirker både distribusjon, omfang og effektiviteten til pollinatorer. Pollinering er viktig for en stor andel av verdens avlinger (se f.eks. Klein mfl. 2007), og det er estimert at over 75 pst. av verdens 115 økonomisk viktigste avlinger er pollinert av dyr (Nabhan og Buchmann 1997).

Alle pollinatorer i de nordiske landene er insekter, med bier og humler som de viktigste (Totland mfl. 2013 og Söderman 1999). Tamme bier er viktige særlig i mer intenst dyrkede områder. Insektenes betydning vil variere med ulike avlinger (se f.eks. Klein mfl. 2007), men er spesielt stor for produksjonen av frukt, bær og grønnsaker. Insektenes pollinering har også effekt på produksjon av fôr til melk- og kjøttproduserende husdyr og frøproduksjon.

Totland mfl. (2013) gir en gjennomgang av kunnskapsstatus for insektspollinering i Norge, og omtaler samspillet mellom planter og pollinatorer og konsekvenser av ulike former for menneskelig påvirkning. De omtaler også pollinering som økosystemtjeneste, og sier bl.a. at selv om betydningen av pollinering som økosystemtjeneste tilsynelatende er åpenbar, har vi med unntak av honningbiens betydning for fruktproduksjon i landbruket, svært begrenset kunnskap. For informa-

Boks 5.6 Pollinering og biologisk mangfold

Pollinering og matproduksjon er et forskningsfelt der man har godt dokumentert sammenhengen mellom biologisk mangfold og økosystemtjenester. I jordbrukslandskap er det bl.a. påvist at lang avstand til skogholt minsker både antall individer og artsmangfoldet til blomsterbesøkende bier (Steffan-Dewenter og Tschardt 1999). I en gjennomgang av godt dokumenterte tilfeller med lav frukt- eller frøsetting, kunne man i de fleste tilfellene tilskrive dette en tilbakegang av pollinerende arter (Richards 2001).

Bevaring av ville pollinerende dyr øker både nivået og stabiliteten til pollineringstjenester, og fører til større avlinger og økt inntekt (Klein mfl. 2003 og Albrecht mfl. 2012). Mye tyder på at ville pollinerende dyr og de tamme honningbiene i felleskap er viktig for å øke avlingene (se f.eks. Greenleaf og Kremen 2006, Westerkamp og Gottsberger 2000 og Kremen mfl. 2007). Et

artsmangfold av ville pollinerende dyr gir også en forsikring mot negative variasjoner i populasjoner av enkelte arter eller tap av spesifikke pollinerende arter (Ricketts mfl. 2004 og Tschardt mfl. 2005). En stor internasjonal meta-analyse konkluderte nylig med at de ville pollinatorenes bidrag til pollinering av jordbruksplanter er stort, og at det ikke fullt ut kan erstattes av domestiserte honningbier (Gibaldi mfl. 2013).

I Norge pågår det i dag forskning knyttet til betydningen av ville pollinatorer for kløver- og epleproduksjon (NINA og Bioforsk). Forsøk har bl.a. vist at artsrik eng med stort biologisk mangfold i nærheten av rødkløvereng øker antall humler og bier, og gir bedre og flere frø (Øverland 2011 og Land 2012a). Dyrket beitemark og eng har meget få arter og inneholder først og fremst gress som har vindbestøvning.

sjon om betydningen av pollinering for danske og svenske forhold kan det vises til bl.a. Hansen mfl. (2006) og Rahbek-Pedersen (2009), og for en bredere europeisk arealmessig vurdering kan det vises til Maes mfl. (2012c).

Pollinering spiller en sentral rolle både for økonomi og sysselsetting, og for matvaresikkerhet og for kvalitet. Matvaresikkerhet påvirkes både gjennom avlingsmengder og ved at frukt, bær og grønnsaker er viktige for ernæringsinnhold (se f.eks. Potts mfl. 2010 og Eilers mfl. 2011). Også mange plantearter som er kilder til diverse legemidler er avhengig av pollinering. Betydningen av pollinering vil avhenge av bl.a. i hvilken grad og hvordan ulike pollinatorer er viktige for ulike typer avlinger (se f.eks. Ghazoul 2005), men tilfanget av pollinatorer vil generelt sammen med klima kunne påvirke avlingenes stabilitet fra år til år (Garibaldi mfl. 2011).

Det er de siste årene påvist (se bl.a. Potts mfl. 2010) betydelige tap av pollinatorer i mange deler av verden, med de klareste funnene gjort i Europa og Nord-Amerika. En nyere svensk studie (Bommarco mfl. 2011) viser bl.a. færre pollinerende insekter i Sverige og redusert avlinger av rødkløverfrø. Også i Norge er situasjonen alvorlig for

pollinerende insekter, og særlig humlene er utsatt (Totland mfl 2013). En tredjedel av de 205 norske biartene står på rødlista, og av Norges 34 humlearter står seks i fare for å bli utryddet (Kålås mfl. 2010a). En rekke trusler er påvist mot pollinerende insekter, med tap av leveområder, forurensing (se f.eks. Eggen og Odenmarck 2012 og Sluijs mfl 2013 om eksponering av insektmidlet imidakloprid (et neonicotinoid)⁷), sykdom (herunder parasitter som varraomidd) og mangelfullt genetisk mangfold som de mest sentrale (se bl.a. Potts mfl. 2010). Det er imidlertid fortsatt behov for å vite mer om styrkeforholdet mellom de ulike truslene i ulike regioner og om hvordan ulike truslene virker sammen og eventuelt forsterker hverandre.

Norsk birøkt er en relativ liten næring i forhold til annen landbruksproduksjon, hvor biene i tillegg til honning bidrar til å sikre pollinering i frukt- og bærproduksjonen og for oljevekster, og hvor bienes tilstedeværelse gir større avlinger og bedre kvalitet. Pollinering er bl.a. viktig for norske

⁷ Det kan vises til at Mattilsynet (2013a og 2013b) har sett på hvor giftig neonicotinoider (f.eks. imidakloprid) er sammenlignet med f.eks. DDT og at de i mars 2013 trakk en godkjenning for et plantevernmiddel som fryktes å ha sammenheng med biedød.



Figur 5.6 Humle på turt (*Cicerbita alpina*). Pollinering er en viktig økosystemtjeneste.

Foto: Marianne Gjorv

økologiske gras- og kløverfrø, bl.a. i lys av stadig reduserte kløveravlinger de siste årene (Land 2012a).

Mange blomsterrike habitater, som skogkanter, grasletter, ruderat områder (områder preget av tidligere menneskelig utnyttelse), sandområder og elvebredder, er viktige for bestander av ville pollinatorer som bier og humler. Disse bestandene kan pollinere omkringliggende jordbruksavlinger, frukt og bær, avhengig av hvor langt ulike pollinatorarter kan fly. Pollinatoren bruker åpne arealer (dvs. åpent lavland og kanter m.m. i jordbruksområder) for å hente føde. Det er derfor viktig å kunne ta vare på den mosaikken av ulike naturtyper som pollinatorer er avhengige av. Det er ikke så mange naturlig åpne arealer i lavlandet i Norge, og arealet av dette habitatet minner kraftig på grunn av gjengroing.

Norden, Alpene og Himalaya er blant de regionene som har flest økosystemer med høyt antall humler, og et eksempel på dette er de gamle norske slåtte- og beitemarkene (bl.a. åpent lavland og semi-naturlige marker i fjellet) som har et unikt mangfold av blomsterplanter, humler, villbier og andre pollinerende insekter (se f.eks. omtale i Bollingmo 2010). Dette er også viktige leveområder for de 66 rødlistede norske bieartene. Norge har bl.a. en stor stamme av den brune bia (*Apis mellifera mellifera*), og det foregår et bevaringsarbeid for de genetiske ressursene for denne arten både nasjonalt og i nordisk regi.

5.4.10 Vedlikehold av jordsmonn

Som nevnt over foregår dannelsen av jord over lang tid, og det er viktig og nødvendig at vi sikrer og vedlikeholder disse jordressursene. Biotiske elementer er som nevnt nødvendig for dannelsen av jord, og tjenesten vedlikehold av jordsmonn skal vise hvordan ulike organismer og organisk materiale bidrar til jordas fruktbarhet. Jordsmonnet spiller også en kritisk rolle i næringsstoffkretsløpene. Tjenestene jorddannelse og vedlikehold av jordsmonn skaper grunnlag for en rekke andre tjenester, spesielt ulike forsynde tjenester (bl.a. mat og genetiske ressurser) og ulike regulerende tjenester (bl.a. luftkvalitetsregulering, vannstrømsregulering og naturskaderegulering og vannrensing og håndtering av avfall og giftstoffer), men også for ulike kunnskaps- og opplevelsestjenester (bl.a. stedsidentitet og naturarv).

Jordsmonnet binder næringsstoffer til jorda, lagrer dem og gjør dem tilgjengelig for planter. Plantene og røttene frigir ulike organiske forbindelser som gir næring til det mikrobielle livet i

jorda, og et enormt antall jordorganismer (se kapittel 4.2), bidrar på ulike måter til nødvendige økosystemtjenester. Jordsmonnet holder bl.a. på næringsstoffene som tas opp av planter og avlinger, opprettholder jordstrukturen slik at vanninfiltrasjonen blir bedre, reduserer fordampningen, øker jordsmonnets evne til å holde på vann og forebygger jordpakking. Det organiske materialet i jorda gjør dessuten at miljøgifter nedbrytes raskere, og kan binde dem til partikler og dermed redusere faren for avrenning (se omtale av jordsmonn bl.a. i EEA 2010b).

Jordsmonnet bidrar også til at noe av karbonet overføres til stabile organiske forbindelser som binder karbonet og holder det borte fra atmosfæren i flere hundre år. Avhengig av dyrkingsmetode, type jordsmonn og klimaforhold, vil nettoreultatet av den biologiske aktiviteten enten være positiv eller negativ for det organiske materialet i jorda. En økning av organisk materiale vil skape et langsiktig sluk for karbon fra atmosfæren (i tillegg til andre positive virkninger), mens en reduksjon av organisk materiale bl.a. gjennom nydyrking vil bety at CO₂ slippes ut. Det er anslått at en meget stor andel av karboninnholdet i jorda i EU-landene finnes i Sverige, Finland og Storbritannia pga store arealer med myr og mineraljord.

Jordsmonnet dekker grunnfjellet vårt. Det er avgjørende sammenhenger mellom jordsmonn og bl.a. matproduksjon, klimaendringer, vannforsyning og biologisk mangfold. Aktuelle trusler mot jord i Europa omfatter erosjon, tap av organisk materiale, jordforurensning, nedbygging, jordpakking, reduksjon i jordas biomangfold, forsøling og flom og jordskred (se bl.a. Gardi mfl. 2013 for en omtale av trusler mot jordbiomangfold i EU). Særlig nedbygging av dyrket og dyrkbar jord kan være en sentral påvirkningsfaktor for Norge, men også erosjon, jordforurensning og nedpakking. Reduksjon av det biologiske mangfoldet i jorda kan også være av betydning, bl.a. gjennom tap av organisk materiale, forurensning (bl.a. pesticider), ulike gjødslingsregimer og jordpakking, men her er det generelt lite kunnskap. Til sammen vil og kan forringelsen av jordsmonnet gi konsekvenser for en rekke økosystemtjenester, kanskje spesielt luftrensing, klimaregulering, erosjonsforebygging og vannrensning og håndtering av avfall og giftstoffer, men også jorda som kilde til fruktbarhet og matproduksjon og jorda som kilde til genetiske ressurser. I tillegg til dette kommer arealmessige og kvalitetsmessige tap av dyrket og dyrkbar jord, som også svekker vår samlede evne til å dyrke mat og til bl.a. å lagre karbon og dempe flom (se f.eks. European Commission 2012b).

Tabell 5.4 Skjønsmessig vurdering av noen viktige forsyvende tjenester i Norge

Økosystemtjeneste	Særlig betydning for Norge	Viktige norske økosystem	Aktuelle påvirkningsfaktorer
Mat	Fisk og sjømat Landbruksprodukter Hjortevilt	Hav og kyst Jordbruksområder og åpent lavland Skog	Klimaendringer Høsting Arealbruksendringer (nedbygging av jordbruksområder) Forurensning (hav og kyst)
Ferskvann	Vannforsyning	Våtmarker Elver og innsjøer Grunnvann under ulike økosystemer	Jordbruk Arealbruksendringer Forurensning
Fiber	Tømmer og trevirke Fôr til oppdrett Beiteressurser	Skog Hav Åpent lavland	Klimaendringer Høsting
Bioenergi	Ved Annet biobrensel	Skog	Klimaendringer Høsting
Genetiske ressurser	Plante- og dyreforedling Bioteknologi	Alle, men særlig marine og arktiske områder	Arealbruksendringer Klimaendringer Fremmede arter
Biokjemikalier, naturmedisin og legemidler	Medisiner Tilsetningsstoffer Nye næringer	Alle, men særlig hav og kyst og skog	Arealbruksendringer Høsting Klimaendringer Fremmede arter
Pynte- og dekorasjonsressurser	Blomster og planter Juletrær Skind og lær	Alle	Arealbruksendringer Klimaendringer Fremmede arter

5.5 Forsyvende tjenester

Forsyvende tjenester er økosystemenes materielle og energimessige produksjon av, i all hovedsak, konkrete goder som kan byttes eller handles med og/eller som kan brukes direkte. Hovedgruppene er mat, materialer og biotisk fornybar energi, og som nevnt over inkluderes vanligvis også ferskvann som drikkes og brukes. For de fleste forsyvende tjenester vil mye av informasjonen være tilgjengelig om leveransene av den endelige tjenesten (f.eks. tømmer), og mindre om økosystemenes faktiske kapasitet til levering og vedlikehold av disse tjenestene.

Utnyttelse av forsyvende tjenester vil på ulike måter påvirke de regulerende tjenestene som ble omtalt over, og også grunnleggende livsprosesser. Det er derfor viktig å forstå og anerkjenne hvilke økologiske grenser som gjelder for uttaket og produksjonen det er snakk om av forsyvende tjenester. For eksempel er det særdeles viktig at produksjon av mat og andre forsyvende tjenester

ikke fører til irreversibel påvirkning av økosystemfunksjonene. Det kan bl.a. vises til den internasjonale studien av jordbrukskunnskap, -vitenskap og -teknologi, som påpekte at jordbruksystemer må vedlikeholde produktivitet slik at den naturlige ressursbasen og det økologiske grunnlaget for jordbruksproduksjon blir ivaretatt og som oppfordret til en gjennomgripende endring i måten å drive jordbruk og matproduksjon på (IAASTD 2008).

Tabell 5.4 gir en skjønsmessig vurdering av hvilke forsyvende tjenester som er særlig viktige for Norge. Vi angir hvilke norske økosystemer vi mener er særlig viktige for disse tjenestene, og antyder hva vi ser som de viktigste påvirkningsfaktorene.

Som nevnt over er det for en rekke forsyvende tjenester (kanskje særlig mat) krevende å avgrense økosystemenes bidrag i det endelige sluttproduktet, fordi ulike sluttprodukter i ulik grad vil være direkte avhengig av økosystemene og i ulik grad vil være avhengig av andre innsats-

Boks 5.7 Økosystemtjenester og utmarksressurser

Utmarksressurser har tradisjonelt vært en viktig del av livsgrunnlaget for norske bønder, og de ble høstet og brukt på gården. Beiting, høsting av gress og blader til fôr, bær, jakt og fiske, kutting av torv til oppvarming og matlaging og bruk av ulike planter og trær i tradisjonell medisin var viktige tjenester fra ulike økosystemer (se bl.a. Lunnan mfl. 2005).

I det 20. århundre skjedde det imidlertid store endringer i jord- og skogbruk, som har ført til store endringer i bruk av disse tradisjonelle produktene og tjenestene fra naturen. Den storstilte skogreisningen på Vestlandet, den intensiverte bruken av jordene ved gården som erstatning for beite i utmark, sammen med generelle trender som industrialisering, urbanisering og velstandsøkning, gjorde at bruk av de tradisjonelle produktene og tjenestene i skogen ble mindre lønnsomme. Den historiske allemannsretten som gir tilgang til mange utmarksressurser kan tjene som et hinder mot å etablere

kommersiell ressursutnyttning, men kanskje også være en sikkerhet mot farene ved kommersiell overutnyttelse av ressursene (Lunnan mfl. 2005).

Endringene i jord- og skogbruk (samt i viltforvaltningen) førte til økte antall og økt utbredelse av store pattedyr som elg, hjort, og rein. Dette har ført til mer jakt og jaktutbytte, og jakt er viktig for mange grunneiere. Jakt er også en viktig sosial institusjon i mange lokalsamfunn, som bl.a. betyr mye for felles opplevelser og identitet.

De siste årene har man sett en rekke nasjonale og lokale forsøk på å utnytte utmarksressursene til å skape økonomisk utvikling i distriktene. En rekke biologiske produkter og tjenester som har vært og er i bruk fra norsk skog og utmark blir omhandlet under, og kan altså vurderes både som økosystemtjenester og som utmarksressurser.

faktorer. Utnyttelse av økosystemene for avlinger i norsk landbruk er f.eks. avhengig av en rekke andre innsatsfaktorer, som arbeidskraft og kompetanse, landbruksmaskiner og teknologi, kunstgjødsel, energi og kjemiske produkter bl.a. til skadedyrbekjempelse⁸.

5.5.1 Mat

Norske økosystemer gir viktige bidrag til matproduksjon, og særlig gjelder dette havet og kysten og utnyttelse av marine arter som mat. Verdens sjømatproduksjon har økt fra ca. 60 mill. tonn i 1970 til over 148 mill. tonn i 2010. Norge står for ca. tre mill. tonn av denne produksjonen, og er verdens nest største eksportør av sjømat. For en generell omtale av norsk sjømatproduksjon viser vi til sjømatmeldingen (Meld. St. 22 (2012–2013)). Norsk landbruk er også viktig i norsk matproduksjon, med utnyttelse av jordbruksområder og åpent lavland til avlinger og dyrehold. For en generell omtale av matproduksjon i norsk landbruk viser vi til landbruks- og matmeldingen (Meld. St. 9 (2011–2012)). I tillegg får vi mat fra ferskvann og fra skog og fjell, og her er det også

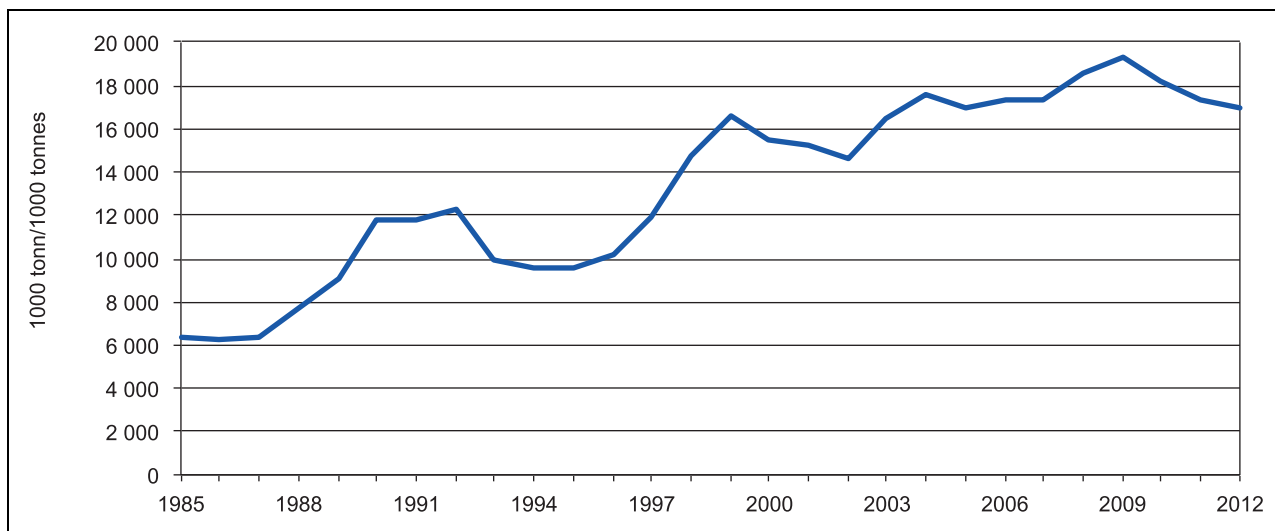
ofte nære koblinger til rekreasjon og friluftsliv. Som vi drøftet over kommer denne maten både fra sterkt menneskepåvirkede systemer (f.eks. oppdrettsanlegg og gartnerier) og fra mer naturlige økosystemer (f.eks. fiske i Barentshavet og fjellbeiter), og bidragene fra økosystemene vil derfor variere både i omfang og karakter (boks 5.1).

Mat fra saltvannsfiskerier

Mange marine arter forsyner folk med mat, og både fisk, skalldyr, sjøpattedyr og alger brukes til menneskemat. Vi har valgt en tredelt gjennomgang av marin mat, og ser på saltvannsfiskerier, marin akvakultur og på andre kilder. Marine arter brukes også som fôr, og dette kommer vi tilbake til i omtalen under.

Norge er som nevnt over en av verdens største fiskerinasjoner, og utnytter en rekke arter av fisk og sjøpattedyr til mat. Den norske kommersielle totalfangsten hadde en økende tendens fra 1908 fram til slutten av 1970-årene. Deretter har totalfangsten gått noe ned og variert rundt 2.5 mill. tonn i perioden 1990–2000. Variasjoner i kvantum av norsk vårgytende sild og lodde i Barentshavet har hatt størst betydning for svingningene i totalkvantumet etter 1950. Den langsiktige økningen i fangstkvantumet siden tidlig på 1900-tallet skyldes økt høstingsinnsats på grunn av effektivitetsøk-

⁸ I samfunnsøkonomisk terminologi kan bidraget fra økosystemtjenestene oppfattes som kilde til en mulig grunnrente. Grunnrentebegrepet er forklart i boks 15.9.



Figur 5.8 Gytebestand for sentrale norske pelagiske fiskearter, 1985–2012.

Kilde: Fiskeridirektoratet (2013)

ning i flåten og at stadig flere bestander ble beskattet i løpet av 1900-tallet (NOU 2005: 10).

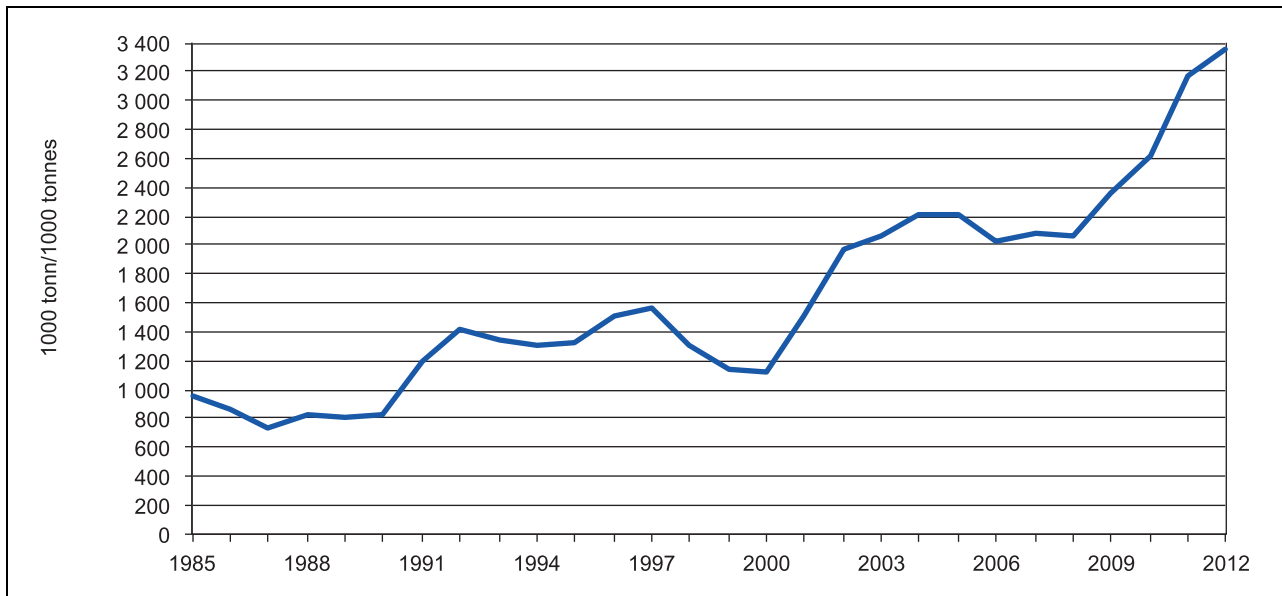
Området nord for 62°N som innbefatter Barentshavet, området ved Svalbard, Norskehavet, og kystområder er det kvantumsmessige viktigste området. Området har hatt et relativt stabilt kvantum av torskeartet fisk, og er et viktig fangstområde for pelagiske fisk som lodde og norsk vårgytende sild. I Nordsjøen-Skagerrak er fangstkvantumet av torskeartet fisk lavere, men et rela-

tivt stort og stabilt kvantum av pelagisk fisk (bl.a. sild og makrell) blir tatt der (NOU 2005: 10). Høsting av sjøpattedyr omfatter vågehval og grønlandssel. Figur 5.8 viser utviklingen i gytebestandene (biomasse) av sentrale pelagiske fiskearter (lodde i Barentshavet, makrell, norsk vårgytende sild, nordsjøsild og kolmule) i norske farvann i perioden 1985–2012, mens figur 5.9 viser utviklingen i gytebestandene av sentrale bunnfiskearter (torsk, hyse, sei og blåkveite) i samme tidsrom.



Figur 5.7 Mange viktige fiskerier i norske farvann – tråleren «Herøyhav» under kolmulefiske.

Foto: fiskeri.no



Figur 5.9 Gytebestand for sentrale norske bunnfiskearter, 1985–2012.

Kilde: Fiskeridirektoratet (2013).

For en mer detaljert omtale og beskrivelse av de ulike fiskeriressursene kan det vises spesielt til Fiskeridirektoratets (2013) økonomiske og biologiske nøkkeltall for norske fiskerier, og til havforskningsrapportene fra Havforskningsinstituttet (Aglén mfl. 2012 og Bakketeig mfl. 2013). Havforskningsrapportene gir bl.a. en oversikt over viktige norske fiskeriressurser og inneholder bl.a. nøkkeltall, bestandsfakta og fangststatistikk for ulike arter.

Det er etablert langsiktige forvaltningsstrategier for alle de store og kommersielt viktigste bestandene, hvor målet er et høyt langtidsutbytte fra bestandene i tråd med prinsippet om maksimalt bærekraftig uttak (MSY). De fleste bestandene som Norge fisker på er i god forfatning, og spesielt gjelder dette for bestandene i Barentshavet (Prop. 1 S (2012–2013)). For mer informasjon om bestandene det høstes på og forvaltningen av disse, samt det vitenskapelige grunnlaget, kan det vises bl.a. til Meld. St. 40 (2012–2013) om fiskeriattalene Norge har inngått med andre land.

For en omtale av utvikling og tilstand for fiskeriene i de store norske havområdene kan det også vises til de helhetlige forvaltningsplanene som er laget for det marine miljøet i Barentshavet og Lofoten (St.meld. nr. 8 (2005–2006) og Meld. St. 10 (2010–2011)), Norskehavet (St.meld. nr. 37 (2008–2009)) og Skagerrak og Nordsjøen (Meld. St. 37 (2012–2013)) og til det faglige underlagsmaterialet for disse planene. Disse planene ser

også på fiskerienes påvirkning av økosystemene, jf. også omtale i kapittel 4.

Utnyttelsen av norske fiskerier bruker og påvirker også en rekke regulerende tjenester, og betyr mye for en rekke kunnskaps- og opplevelsestjenester. For en omtale av hvordan sentrale norske fiskeriressurser har blitt utnyttet og har hatt både økonomisk, samfunnsmessig og kulturelt stor betydning for utviklingen i Norge kan det f.eks. vises til Svihus og Haaland (2009) om utnyttelsen av sild og annen pelagisk fisk og til Christensen (2009) om torskefiskets historie.

Varmere hav påvirker utbredelsen av mange bestander. Dette påvirker også norske og nærliggende havområder. Noen fiskebestander vil ved et endret klima øke sin utbredelse, mens andre arter kan forsvinne bl.a. fra det arktiske økosystemet. Totalt sett er det knyttet stor usikkerhet til hvordan endringene fiskebestandene vil påvirke arts sammensetningen og den totale produksjonen i havet og langs kysten. Dette skyldes ikke minst at lavere trofiske nivåer (alger og dyreplankton) endrer både vekstperioder og geografisk utbredelse ved økt temperatur – noe som får konsekvenser både for fisk og sjøfugl. Det er i dag f.eks. usikkert om det kan bli økt høsting av fisk og andre marine levende ressurser fra Polhavet, men det blir pekt på at det er lite sannsynlig at issmeltingen i Arktis vil endre mye på fiskemønsteret i nord og at det neppe blir kommersielt fiske i Polhavet på lenge (Loeng mfl. 2013).

Mat fra marint fiskeoppdrett og akvakultur

I den nyeste rapporten fra FNs organisasjon for ernæring og landbruk (FAO) om tilstanden til verdens fiskerier og akvakultur (FAO 2012a), kommer det fram at akvakultur er blant verdens raskest voksende matsektorer, og at i det neste tiåret vil den totale produksjonen fra fiske og havbruk være større enn produksjonen enkeltvis for storfe, svin og fjærfe. I 1970 hadde akvakultur en andel på rundt fire pst. av verdens sjømatproduksjon, og i 2010 var denne steget til 40 pst. (Meld. St. 22 (2012–2013)).

Den norske havbruksnæringen har vokst kontinuerlig over en periode på flere tiår. Det er i all hovedsak produksjon av laks som har stått for veksten. Den norske havbruksproduksjonen var i 2012 på om lag 1,26 mill. tonn, hvorav laks og ørret utgjorde 99 pst. av kvantumet. I tillegg ble det produsert ca. 9 700 tonn torsk, 1 900 tonn kveite, 1 900 tonn blåskjell, samt 3 000 tonn av andre arter. Produksjonen av laks og ørret har vokst med nær 8 pst. årlig det siste tiåret og er fordoblet siden 2004 (Meld. St. 22 (2012–2013)). Figur 5.10 viser produksjonsutviklingen i norsk fiskeoppdrett siden 1997, og angir også første-håndsverdien for salg av denne fisken.

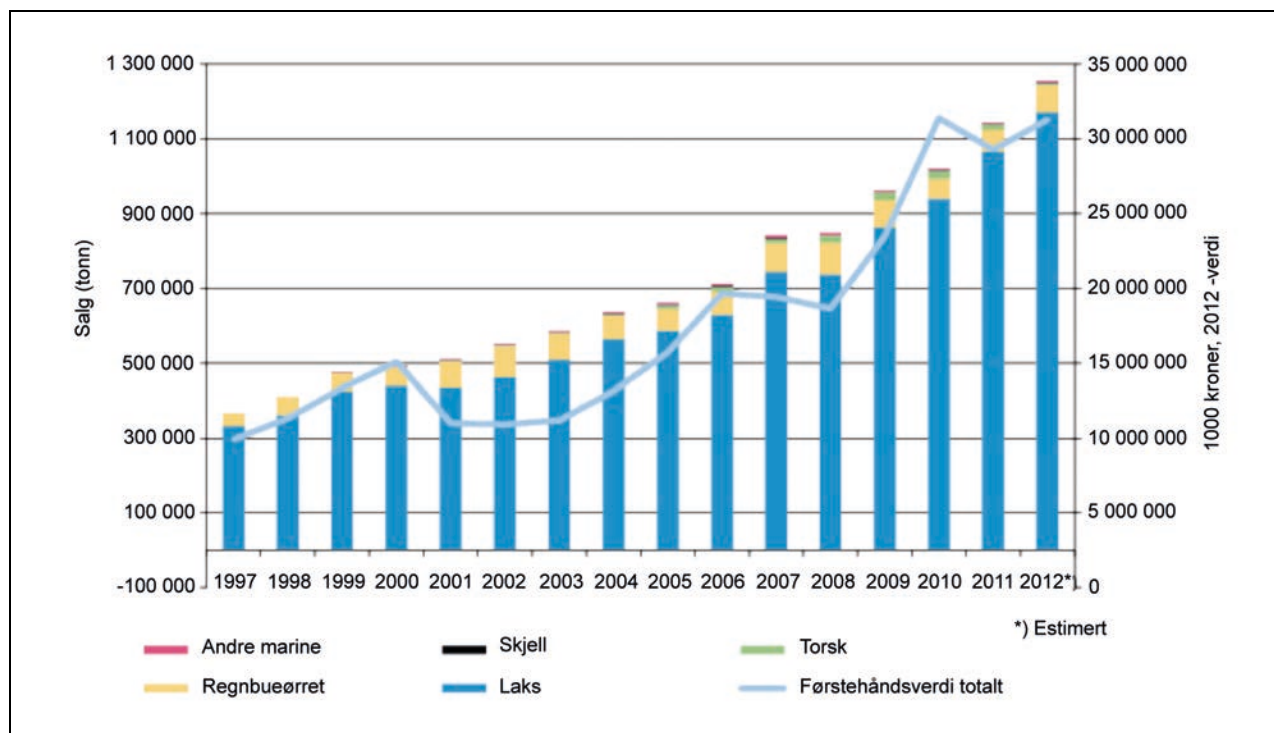
Havbruksnæringen har virksomhet langs hele kysten, fra Lillesand i sør til Sør-Varanger i nord.

Det arbeides med å se på mulighetene for bruk av flere marine arter i oppdrett, spesielt torsk og kveite, men hittil har en ikke lyktes med å bringe noen av de nye artene opp på et nivå som gir grunnlag for lønnsom drift av et visst omfang over tid. For nøkkeltall og kortfattet informasjon om norsk havbruksnæring, bl.a. om antall tillatelser, sysselsetting, salg, beholdning, og eksport, kan det vises til Fiskeridirektoratet (2012).

For en omtale av oppdrettsnæringens påvirkning på økosystemene kan det vises til regjeringens strategi for en miljømessig bærekraftig havbruksnæring (Fiskeri- og kystdepartementet 2009), Riksrevisjonens rapport om havbruksforvaltningen (Riksrevisjonen 2012a), som ser på genetisk påvirkning hos villfisk, forurensning og utslipp, sykdom, arealbruk, og fôr-ressurser, og Havforskningsinstituttets risikovurderinger for norsk fiskeoppdrett (Taranger mfl. 2012). Det kan også vises til drøftingen i Meeren (2013) av lakseoppdrett i et økosystemtjenesteperspektiv, som både ser på tjenester og på påvirkning (boks 5.8).

Andre marine levende ressurser for mat

Andre viktige matkilder fra norske havområder er krepsdyr som i dag høstes kommersielt, ikke minst dypvannsreker og sjøkreps, men også europeisk hummer, stor kamskjell og taskekrabbe (se



Figur 5.10 Salg av norsk oppdrettsfisk i tonn og førstehåndsverdi.

Kilde: Fiskeridirektoratet og SSB – gjengitt i Meld. St. 22 (2012–2013)

Boks 5.8 Oppdrettslaks i et økosystemtjenesteperspektiv

Oppdrett av laks har siden pionértiden på 1970-tallet vokst til å bli en av landets største eksportnæringer i dag (se f.eks. Hovland og Møller 2010 og Gullestad mfl. 2011 for en omtale av havbruksnæringens utvikling i Norge). Produksjonsvolumet av oppdrettslaks er av en helt annen størrelsesorden enn det villaks noen gang har vært og har naturlig forutsetninger til å være. I en utredning fra Havforskningsinstituttet med bidrag fra bl.a. NINA (Meeren 2013) drøftes ulike sider ved å forstå og håndtere oppdrettslaks i et økosystemtjenesteperspektiv.

Som nevnt over er oppdrettslaks en viktig kilde til mat, som også gir betydelig sysselsetting og eksportinntekter (se f.eks. Fiskeridirektoratet 2012). Siden oppdrettslaks produseres i stort volum langs store deler av norskekysten, er det mange økosystemtjenester som påvirkes i større og mindre grad av oppdrett. Det gjelder både vannkvalitet, bunnforhold, artsmangfold, økologiske prosesser og ville kommersielle arter. Oppdrettslaksen har bl.a. potensial til å redusere verdien av andre økosystemtjenester gjennom utslipp som ved manglende vannutskifting kan oppnå nivåer som er skadelige på biologisk mangfold, næringskjeder og bunnforhold. Forbruket av ulike biologiske ressurser i oppdrettslaksens fôr (bl.a. marine fiskearter) er også en betydelig påvirkningsfaktor.

Oppdrettslaks gir dermed både betydelige ressurser i form av mat og har et potensial for skadelige virkninger på naturlig forekommende økosystemer og tilhørende tjenester (jf. boks 4.4 om landbruket). Det er særlig saltvannsfasen av lakseoppdrett, etter at smolten er tilvendt sjøvann og gjennom oppvekst fram til slaktestørrelse, som forårsaker de mest uttalte problemområdene, og som er mest i fokus både for løpende teknologiutvikling og for radikale forslag om regelendringer. utfordringene i framtidens oppdrett dreier seg i særlig grad om å hindre rømming og begrense lakselus fra oppdrettsanleggene (se bl.a. Taranger mfl. 2012). Produksjon og utnyttelse av fôr for å dekke ernæringsbehovet for en antatt økende lakseproduksjon er også en kritisk faktor (se bl.a.

Naylor mfl. 2009 og Torrissen mfl. 2011). Framtidens oppdrett vil bl.a. måtte fokusere på lokalisering av anlegg og på teknologiutvikling for å redusere påvirkning på andre (ofte marine) økosystemtjenester.

Det er også viktig å få fram hvordan lakseoppdrett (og annen akvakultur) er avhengig av og/eller bygger på en rekke økosystemtjenester. Dette gjelder ikke minst de grunnleggende livsprosessene (økosystemfunksjonene/støttende tjenestene), men også en rekke regulerende tjenester (bl.a. vannstrømsregulering, vannrensing og avfallsbehandling (nedbryting og avgiftning) og skadedyrregulering og biologisk kontroll) og forsyvende tjenester (bl.a. fôr og genetiske ressurser). Samvirket mellom oppdrettslaks og disse ulike komponentene av økosystemenes bidrag avgjør til en stor grad om og i hvilken grad ulike oppdrettsanlegg og -lokaliteter produserer frisk laks. Strøm, rent vann, større dyp og skjermet farvann er komponenter som er vanlig langs kysten av Norge, men det er likevel ikke ubegrenset mengde optimale lokaliteter, særlig når en vurderer alternativ bruk av de samme lokalitetene (se f.eks. Gullestad mfl. 2011). Det kan dermed være nødvendig med avveininger knyttet bl.a. til andre marine økosystemtjenester og for arealbruk til andre næringer og bruksformål.

Oppdrettslaks er også avhengig av en rekke abiotiske faktorer (bl.a. vann- og sjøtemperatur, strømforhold, dyp og bunnforhold), menneskeskapt innsatsfaktorer (arbeidskraft, teknologi og kapital) og praktisk gjennomføring (bl.a. driftsrutiner og individtetthet i merden). Som vi har nevnt over er det en del utfordringer knyttet til å håndtere næringer som bygger mye på menneskeskapt innsatsfaktorer i et økosystemtjenesteperspektiv (jf. boks 5.1), og i lys av dette diskuterer Meeren (2013) ulike sider knyttet til forståelsen av lakseoppdrett som økosystemtjeneste. Utredningen omtaler videre villaks som grunnlag for økosystemtjenester (boks 5.10), og diskuterer hvordan økosystemtjenestetilnærmingen kan brukes for interaksjoner mellom oppdrettslaks og villaks (boks 5.11).

f.eks. Bakketeig mfl. 2013 for nøkkeltall, bestandsfakta og fangststatistikk for disse artene). Norske fartøyer fangster også på bl.a. krill i antarktiske farvann. Det arbeides også med dyrking og utnyttelse av andre marine arter, og bl.a. forskes det på

dyrking av den europeiske flatøstersen (Joyce mfl. 2012).

Vi kommer under tilbake til hvordan norske marine arter inngår som ingredienser i form av biokjemikalier i mat (f.eks. alginater i iskrem), og

vi viser til sjømatmeldingen (Meld. St. 22 (2012–2013)) for en omtale av hvordan flere marine arter kan utnyttes bl.a. i matproduksjon. For eksempel dyrkes store mengder tare og tang til mat i Asia, og dette kan være mulig også i norske farvann. For en omtale av den norske tang- og tarenæringen viser vi til Meland og Rebours (2012). Vi viser også til Bioforsks arbeid med å finne sorter rødalger som egner seg for kommersiell dyrking i Norge (Bruckner mfl. 2013), og til boks 5.15.

Avlinger i landbruket

Jordbruksøkosystemer er sammen med marine og akvatiske økosystemer viktige for global mattilførsel og matvaresikkerhet. I dag er omtrent 35 pst. av jordas terrestriske areal brukt enten til planteproduksjon eller til husdyrhold (MA 2005a). Det er estimert at 6000 ulike arter historisk sett har blitt brukt til planteproduksjon (Heywood 1999), men at i dag står 30 arter for over 95 pst. av menneskenes mattilførsel (Williams og Haq 2002).

Det har i flere tiår vært et politisk mål å utnytte arealressursene i hele landet for å dekke etterspørselen på hjemmemarkedet etter varer vi har naturgitte forutsetninger for å produsere, innenfor gitte handelspolitiske rammer. En høy produksjon av råvarer i jordbruket forutsetter at de beste arealene brukes til de mest varmekrevende vekstene, som korn og grønnsaker, mens det grasbaserte husdyrholdet reserveres for områder med vanskeligere vekstvilkår. Endringer i politiske og markedsmessige rammebetingelser fører imidlertid til at det er betydelige forskjeller i utviklingen i produksjonsvolumet for de ulike jordbruksproduktene.

Andre økosystemtjenester som ofte kobles til jordbrukslandskapet og avlinger er bioenergi, karbonlagring, natur- og kulturarv, stedsidentitet, rekreasjon og som arena for utdanning. Som nevnt over vil jordbruksvirksomhet også påvirke de naturlige økosystemene på ulike vis, gjennom forurensning, utslipp av klimagasser (bl.a. gjennom husdyrhold), endret arealbruk og fremmede arter. Ulike sider ved norsk jordbruks påvirkning



Figur 5.11 Havet gir både sjømat og opplevelser.

Foto: Marianne Gjerv

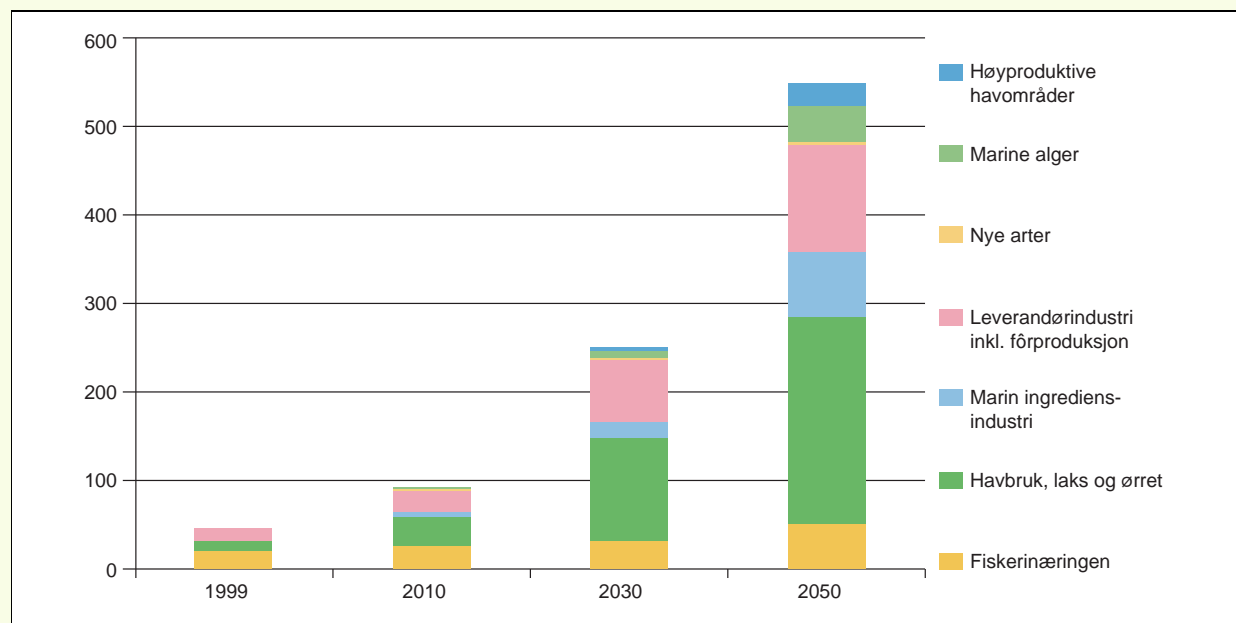
Boks 5.9 Økosystemtjenester og potensial for marine næringer

Norges rike hav- og kystområder inneholder alt fra fisk, pattedyr og skalldyr, til bakterier, svamper, alger og plankton. I dag utnyttes bare deler av dette store potensialet for verdiskaping, I følge sjømatmeldingen (Meld. St. 22 (2012–2013)), bør Norge ha en ambisjon om å være verdens fremste sjømatnasjon, og meldingen søker å legge til rette for og videreutvikle næringer som kan gi en ny marin vekst. I tillegg til høsting og produksjon av tradisjonell sjømat til konsum, utgjør utvinning av ulike spesialprodukter og ingredienser basert på marine oljer, proteiner og karbohydrater en stadig større andel av den marine verdiskapingen.

Det Kongelige Videnskapers Selskap og Norges Tekniske Videnskapsakademi (Olafsen mfl. 2012) har laget en rapport hvor de ser på «verdiskaping basert på produktive hav i 2050». De peker på utviklingstrekk og et økonomisk omsetningspotensial i de marine næringene som estimeres til 550 mrd. kroner i 2050

mot dagens ca. 90 mrd. kroner. Figur 5.12 viser hva studien ser som potensialet for fremtidig omsetningsverdi for næringer basert på marine ressurser fram mot 2050.

Rapporten viser til hvordan utviklingen av disse marine næringene vil avhenge av produktive hav og robuste økosystemer, og det legges bl.a. til grunn at klimaendringene ikke blir mer dramatiske enn hittil antatt og at kvaliteten på havmiljøet opprettholdes. For akvakultur vises det også til at det må finnes løsninger for dagens miljø- og sykdomsutfordringer, fôr, fiskehelse og avl. Alle næringene kan, om enn i ulik grad, kobles til forsynende tjenester som omtales her, ikke minst mat og biokjemikalier. Andre næringer basert på marin bioprospektering og kystbasert reiseliv vil også være aktuelle næringer som kan kobles til økosystemtjenester. For en nærmere omtale av rapporten og planlagt og mulig norsk oppfølging viser vi til sjømatmeldingen (Meld. St. 22 (2012–2013)).



Figur 5.12 Potensial for omsetningsverdi fra marine næringer.

Figuren angir potensial for omsetningsverdi og sier i seg selv ingen ting om bærekraft eller avveininger mot biologisk mangfold eller andre økosystemtjenester.

Kilde: Olafsen mfl. (2012) – gjengitt i Meld. St. 22 (2012–2013)

av miljøet omtales i SSBs siste rapport om tilstand og utvikling for jordbruk og miljø (Bye mfl. 2012).

Som nevnt i omtalen av jordbruksområder er det omtrent 10 mill. dekar jordbruksareal i drift i Norge i dag, og av dette brukes rundt 3,0 mill.

dekar til korn, 0,5 mill. dekar til annen åker- og hageproduksjon, og rundt 6,5 mill. dekar til eng til slått og beite.

Kornproduksjonen i Norge økte fra 1970 fram til tidlig på 1990-tallet, men med stor variasjon fra



Figur 5.13 Økosystemtjenester er viktige i landbruket – også for korndyrking.

Foto: Landbruks- og matdepartementet, Astraea Antal

år til år. Nye sorter og forbedrede dyrkingsteknikker har gjort det mulig med sterk vekst i matkornproduksjonen. Med dagens sorter kan 75–80 pst. av matkornbehovet dekkes, men samtidig reduseres muligheten for å betjene etterspørselen etter førkorn. Utviklingen i produksjon av korn med førkorn- og matkornkvalitet i Norge i perioden 1970–2010 viser at den samlede kornproduksjonen har vært nokså stabil på rundt 1,2 mill. tonn pr år de siste årene (Meld. St. 9 (2011–2012)). Fordelingen mellom de ulike kornslagene vil av ulike årsaker variere over tid, med bygg som den volummessig viktigste fulgt av hvete og havre.

Produksjonen av *frukt og grønt* i Norge er mangfoldig med ulike planter som dyrkes på friland eller i veksthus. I følge SSBs statistikk for hagebruksavlinger var total produksjon av grønnsaker på friland i 2010 beregnet til om lag 114 300 tonn, mens produksjonen av grønnsaker i veksthus var om lag 31 800 tonn. De største produksjonene (volum- og arealmessig) omfatter gulrot, løk, agurk, kålrot, tomat, ulike kålvekster og salat.

Samlet produksjon av frukt i Norge har i følge SSBs statistikk for hagebruksavlinger ligget på mellom 12 400 og 20 800 tonn de siste femten årene, og av bær på mellom 9 700 og 14 300 tonn. Den norske totalavlingen av frukt var på 14 500 tonn i 2010, og den fordelte seg på 12 000 tonn epler, 1 300 tonn plommer og 350 tonn pærer. Den samlede produksjonen for moreller og kirsebær er beregnet til 650 tonn. Produksjonen av bær på

friland var om lag 10 000 tonn i 2010, og av dette utgjorde jordbær 7 300 tonn og bringebær, solbær og enkelte andre bær resten. En del grønnsaker, bær og frukt produseres også i norske hager, noe som gir både mat, hageglede og andre tjenester.

Poteter er både økonomisk og ernæringsmessig en viktig avling i norsk jordbruk, og det ble i følge SSB høstet 297 600 tonn poteter i 2011. Dette er den minste potetavlingen som noen gang er registrert, bl.a. pga. redusert areal til potetdyrking de siste årene.

Husdyr i landbruket og birøkt

Statistisk sentralbyrås husdyrstatistikk viser at det i 2011 var 36 000 hester i Norge, 862 000 storfe (hvorav 233 000 melkekyr og 72 000 ammekyr), 917 000 sauer (vinterfåret), 35 000 melkegeiter, 35 000 avlssvin og 3,8 mill. verpehøner. Dette legger grunnlaget for en omfattende del av norsk matproduksjon, bl.a. i form av kjøtt, egg og meieri-produkter. Antall storfe og melkegeiter har sunket en god del siden 1998, mens antall verpehøner har økt betydelig.

Kjøttproduksjonen fra husdyr i Norge var på 204 mill. kg i 1989, og den økte til 262 mill. kg i 1999 og 319 mill. kg i 2008. Etterspørselen i markedet har gitt mulighet for produksjonsøkning for de kraftfårbaserte kjøttslagene, spesielt for kylling. Salget av kyllingkjøtt har økt kraftig de siste årene og det produseres over 86 mill. kg fjørfekjøtt i

året. Her inngår både kylling, kalkun og and. 630 bedrifter driver med slaktekylling og de leverer hver i gjennomsnitt nesten 60 000 kyllinger til slakt hvert år. Norsk landbruk leverer om lag 128 mill. kg svinekjøtt per år, og rundt 1 450 bedrifter står bak disse leveransene, med en gjennomsnittlig besetningsstørrelse på 65 purker. For storfekjøtt har produksjonen vært svakt nedadgående det siste tiåret, mens produksjonen av sau- og lammekjøtt var om lag den samme i 2008 som i 1999. Storfekjøtt produseres i Norge som en del av melkeproduksjonen eller som en egen kjøttproduksjon basert på ammekyr, og det produseres om lag 83,5 mill. kg storfekjøtt per år. Det er rundt 2 mill. sauer og lam ute og beiter hver sommer, og det produseres om lag 24 mill. kg saue- og lammekjøtt per år. Det er rundt 14 700 jordbruksbedrifter med sau, med en gjennomsnittlig størrelse på 62 vinterfødrede sauer.

Det er rundt 3,8 mill. verpehøner og en produksjon på om lag 60 mill. kg egg i året i Norge.

På grunn av fall i melkeforbruket ble produksjonen av *melk* redusert med 18 pst. fra 1990 til 2002. Senere har kumelkproduksjonen vært stabil på vel 1 500 mill. liter per år. Produksjonen er regulert gjennom en kvoteordning, og gjennomsnittlig kvote ligger på 132 000 liter melk. Om lag 36 000 melkegeiter produserer til sammen 20 mill. liter geitmelk i året.

Dagens husdyrhold bygger bl.a. på fôr-ressurser fra det norske gårdslandskapet og fra utmarka. Kraftfôrforbruket har økt med vel 1 pst. per år de siste årene, bl.a. som følge av økt forbruk av kylling- og svinekjøtt og økt kraftfôrandel i melkeproduksjonen. Karbohydrater er en hovedbestanddel i kraftfôr og det er særlig karbohydratråvarer som produseres i Norge, gjennom produksjon av fôrkorn. Den norskproduserte andelen av råvarer i kraftfôr til husdyr har falt det siste tiåret, fra rundt 73 pst. totalt i 1997 til rundt 62 pst. i 2010, men varierer en del med værforholdene. Import av råvarer til kraftfôr omtales i noen grad i kapittel 6 om norsk påvirkning av andre lands økosystemer.

Norsk birøkt er en relativ liten næring i forhold til annen landbruksproduksjon, og det er i dag ca. 60 000 bikuber i landet fordelt på ca. 3 000 birøktere. Det produseres rundt 1.500 tonn honning i Norge årlig, og dette selges og brukes i all hovedsak på det norske markedet. I tillegg til honning gir bier også pollen, voks, propolis (brukes som legemiddel) og bigift.

Det meste av norsk *honningproduksjon* skjer ved at bienen henter nektar i norsk utmark. Masedød av honningbier har foreløpig ikke kommet

til Norge. Birøkt er også av stor betydning for polinering av kultiverte og ville planter, og dette omtales spesielt.

Reindrift

Reinkjøtt er en småskalaproduksjon sammenlignet med husdyrproduksjonen i Norge. Den nomadiske driftsformen i samisk reindrift med flytting av tamrein mellom ulike årstidsbeiter utnytter beiteressurser i fjell og utmark. Det foregår reindrift i nærmere 140 av landets kommuner over et landområde på ca. 140 000 km². Hovedtyngden av reindriften, om lag 70 pst., finner sted i Finnmark. Reintallet i dag er ca. 246 000 dyr før kalving om våren.

Totalregnskap for reindriftsnæringen (Økonomisk utvalg for reindrift 2011) viser at det ble slaktet i overkant av 80 000 tamrein i 2010, og disse ga drøyt 2 000 tonn reinkjøtt. For en omtale av reindriftsnæringens påvirkning på økosystemene kan det bl.a. vises til Riksrevisjonens rapport om bærekraftig reindrift i Finnmark (Riksrevisjonen 2012b).

Reindriften er en viktig næring i mange samiske områder, og er også en arena for bevaring og utvikling av samisk språk, håndverk og naturkunnskap. Dette innebærer at reindrift er viktig for en rekke kunnskaps- og opplevelsestjenester, bl.a. for naturbasert reiseliv og som kultur- og identitetsbærer.

Mat fra naturen – land- og ferskvannøkosystemer

Det hentes også ut mat fra naturen på fastlandet og på Svalbard, i første omgang gjennom jakt og gjennom plukking av bær og sopp. Utnyttelsen av disse ressursene er i dag nært koblet til ulike kunnskaps- og opplevelsestjenester, spesielt rekreasjon og friluftsliv (f.eks. bærplukking og fritidsfiske). Derfor er det nødvendig å se disse tjenestene i nær sammenheng, noe som også blir reflektert i de økonomiske studiene som blir presentert i kapittel 10. Omfanget av disse matressursene blir påvirket av den generelle tilstanden i de ulike økosystemene, og av annen utnyttelse av naturen som f.eks. skogbruk.

I Norge er alt vilt fredet, men viltloven åpner for jakt på et begrenset antall arter. De jaktbare artene har jakttider, som er regulert gjennom en egen forskrift. Hjortevilt utgjør den viktigste matressursen fra *jaktbart vilt* i Norge, og dette omfatter elg, hjort, villrein og rådyr. I 2007 var total mengde viltkjøtt fra jakt i Norge på omkring 7 000 tonn, og størsteparten av dette var fra elg og hjort som har tilhold i skog. Stammen av både elg og

hjort har økt markant siden slutten av 1970-årene, og for hjort settes det stadig ny rekord for antall felte dyr under høstjakta. I jaktseasonen 2011–2012 ble det i følge SSBs jaktstatistikk felt i alt 36 600 elg, 36 800 hjort, 5 400 villrein og 25 900 rådyr. Av småvilt felles det klart mest ryper, og i sesongen 2011–2012 ble det felt i alt 229 000 ryper.

Norge har også en villreinstamme i Sør-Norge som det jaktes på. I 2010 var det 8 400 villreinjegerere i Norge, og av en kvote på i overkant av 10 500 dyr ble omtrent halvparten felt. I 2012 ble det i alt felt 5 450 villrein, og med en fellingskvote på 16 660 dyr ble det den laveste fellingsprosenten som er registrert. Det oppgis også at den årlige produksjonen av villreinslakt i Norge er beregnet til ca. 174 000 kilo, eller ca. 113 000 kilo kjøtt. Det aller meste av villreinkjøtt går til konsum hos jeger eller kjente.

Store mengder *bær* modnes i nordiske skoger hvert år, i hovedsak i nordlige Finland og Sverige. Generelt blir bare en liten andel av dette utnyttet. Bær har tradisjonelt sett vært en viktig del av det nordiske kostholdet, og de inneholder bl.a. mye vitaminer og antioksidanter. Bærplukking er både en viktig matauk og en sosial og kulturell aktivitet blant mange i Norge, noe vi også kommer tilbake til under.

Sopp er ikke noen stor del av norsk mattradisjon, men den har vært utnyttet i lange tider, og det plukkes fortsatt sopp, hovedsakelig til eget forbruk. Det er få forsøk på kommersiell sopplukking i Norge. Også andre spiselige planter brukes, bl.a. *urter* og *nøtter*, men i mindre omfang.

Det er liten kommersiell utnyttelse av slike produkter i Norge, men det kan være viktig lokalt og for bl.a. ulike nisjeprodusenter. Det er også koblet til naturopplevelse og utfoldelse. Det er ganske begrenset kunnskap om mengder og omfang av husholdningenes sanking og bruk, og opplevelsesverdier knyttet til dette (Lindhjem og Magnussen 2012).

De viktigste kildene til mat fra norske ferskvannøkosystemer kommer fra *ferskvannsfiske*, som omfatter fangst av innlandsfisk og kreps og av laks, sjøørret og sjørøye (sjøvandrende laksefisk) og oppdrett av fisk i ferskvann til forbruk og for videre bruk i marint fiskeoppdrett.

Innlandsfisken er til stor nytte og glede for befolkningen i form av rekreasjon, opplæring, naturopplevelse og lokal verdiskaping. Norske ferskvannøkosystemer er ikke noen stor kilde til mat, men utnyttelsen kan være viktig lokalt og for enkeltgrupper.

Som nevnt i kapittel 4 er fiskesamfunnene i norske innsjøer og vassdrag artsfattige sammen-

lignet med vassdrag lengre sør og øst i Europa. Størst artsrikdom finnes i Norges sørøstlige deler, spesielt i Glomma- og Haldenvassdraget, hvor det fanges ørret, røye, sik, harr, lagesild, gjedde, abbor, lake, ål, enkelte karpefisker og kreps. Spesielt rike fiskevann er Mjøsa, Tyrifjorden og andre store lavlandssjøer i Øst-Norge.

Det foreligger ikke statistikk som viser hvor mye innlandsfisk som blir høstet i Norge, Direktoratet for naturforvaltning (2011b) sier at et grovt anslag antyder at total fangst kan være i størrelsesorden 8 000 til 10 000 tonn pr år. De viser videre til at yrkesfiske i følge Norsk Innlandsfiskelags (nå HANEN) registreringer har vært på omkring 275 tonn, med sik, ørret, ål, gjedde og røye som de viktigste artene. Noen anslag finnes også i Landbruks- og matdepartementet (2006) sin handlingsplan for økt bruk av innlandsfisk som grunnlag for verdiskaping, hvor det er anslått at norske vassdrag og innsjøer kan gi en total fangst av innlandsfisk (unntatt sjøvandrende laksefisk) på i størrelsesorden 11 500 tonn årlig hvor rundt 60 pst. (7000 tonn) fanges årlig av fritidsfiskere og i underkant av 2 pst. (195 tonn) tas ut av yrkesfiskere.

I mange distriktskommuner gir innlandsfisket muligheter for næringsutvikling og inntekter, bl.a. relatert til lokale matspesialiteter og naturbasert reiseliv. Eksempler på dette er bruk av ørret og røye til rakfisk og fiske av sik og ørret i Mjøsa, Jølstravatnet, Femunden og Sølensjøen. De viktigste artene i kvantum er sik, ørret, laks og røye, mens omregnet til førstehandsverdi er de viktigste artene ørret, sik, kreps og laks (Landbruks- og matdepartementet 2006).

Utnyttelsen av ferskvannsfisk og ferskvannskreps er ofte nær koblet til rekreasjon og friluftsliv i form av sportsfiske, jf. omtalen under, og det er nødvendig å se disse tjenestene i nær sammenheng. Fisketurisme er eksempel på en av mange nisjebaserte deler av det naturbaserte reiselivet, og Aas og Dervo (2010) gir en nærmere omtale av muligheter og utfordringer for innlandsfisketurisme i Norge som bl.a. ser på hvilke arter som kan utnyttes.

De viktigste påvirkningene på leveområdene for fisk er vassdragsutbygging og andre fysiske inngrep, forsurening og annen forurensning av vannet. Klimaendringer og fiskesjukdommer har også potensial til å medføre store problemer for fisken og ferskvannøkosystemene for øvrig. For en gjennomgang av påvirkningsfaktorer, forvaltning og aktuelle ressurser knyttet til innlandsfisk viser vi til Direktoratet for naturforvaltning (2011b) oversikt over norsk innlandsfiskeforvalt-

ning og naturforvaltningens strategier for 2010–2015 og til Landbruks- og matdepartementet (2006).

På global basis finnes det er rekke ulike fiskearter som brukes i *ferskvannsoppdrett*, hvor f.eks. oppdrett av karpefisker har lang historie og stor utbredelse. Ferskvanns- og innlandsoppdrett forholder seg til to verdikjeder, hvor den ene går fra ferskvann til ferskvann og den andre fra ferskvann til sjøvann.

Verdikjeden fra ferskvann til ferskvann med oppdrett av innlandsfisk til mat har relativt lav produksjon i Norge, men antas å ha et stort potensial. Oppdrett kan i noen sammenhenger kombineres med annen næringsvirksomhet, bl.a. småkraftverk og jordbruk. Norsk innlandsfiskeoppdrett, der hele verdikjeden forgår i ferskvann (i landbaserte anlegg eller innsjøer), er i hovedsak basert på oppdrett av røye og regnbueørret. Oppdrett er i dag i hovedsak knyttet til lokale markeder og til nisjemarkeder, f.eks. produksjon av rakfisk. Det var i 2005 gitt rundt 225 konsesjoner (fra fylkesmannen) til oppdrett i ferskvann i Norge, hvorav rundt 150 til ørret, rundt 50 til røye og rundt 20 til ål (Landbruks- og matdepartementet 2006).

Verdikjeden fra ferskvann til sjøvann med oppdrett i ferskvann til bruk av fiske spesielt i oppdrettsnæringen er betydelig større og har stor økonomisk betydning. Dette illustreres ved at bare ferskvannsaktivitetene i norsk havbruksnæring har en førstehandsverdi av rogn, yngel og settefisk på ca. 1,5 mrd. kr (Landbruks- og matdepartementet 2006). Denne aktiviteten er fordelt i 180 oppdrettsanlegg i ferskvann og foregår i hovedsak i kystnære område fra og med Rogaland til og med Finnmark, men med størst produksjon i Sør-Norge. Norge produserer i 15–20 stamfiskstasjoner ca. 255 mill. befruktede egg som igjen omsettes og blir til 160 mill. settefisk av laks og regnbueørret i *ferskvann*, som videreselges og overføres til oppdrettsanlegg i sjøvann. I et 10 års perspektiv er det forventet at produksjonen av settefisk i ferskvann (laks og regnbueørret) til den sjøbaserte oppdrettsnæringen vil øke til 250 mill. settefisk pr år. Næringen undersøker nå hvor nye og større oppdrettsanlegg skal lokaliseres. De utvalgte stedene vil legge beslag på deler av vannressursene i området og begrense eventuell næringsaktivitet, og kan dermed kreve avveining mellom ulike økosystemtjenester og brukergrupper.

Mat fra sjøvandrende laksefisk

I Norge finnes det tre arter sjøvandrende (anadrome) laksefisk, laks, sjøørret og sjørøye. Laks og sjøørret er utbredt over hele fastlands-Norge, mens sjørøye bare finnes i Nord-Norge og på Svalbard. Alle artene gyter i ferskvann og yngelen vokser opp der. Laksen vandrer langt til havs og kan være i havet i 1–4 år før den vender tilbake til den elva den er født i for å gyte. De beste lakseelvene målt i fangst er Deatnu (Tana), Namsen, Gaula, Numedalslågen, Orkla og Altaelva. Sjøørreten og sjørøya oppholder seg i fjord- og kystområdene nær sin hjemmeelv, og i enkelte fjordområder kan man finne sjøørret i sjøen hele året. I følge SSB ble det fisket og avlivet 495 tonn laks, sjøørret og sjørøye i norske elver i 2012 (i alt 166 000 fisk). I tillegg ble 91 tonn fanget og sluppet levende ut igjen. I den ordinære sesongen i 2012 ble det videre fisket i underkant av 260 tonn villaks og sjøørret i norske fjorder, hvorav nesten halvparten i Finnmark. Også for sjøvandrende laksefisk er det nære koblinger til rekreasjon og friluftsliv (boks 5.10). I kapittel 10 går vi bl.a. gjennom en del studier som viser at verdien av sportsfiske er langt høyere enn kjøttverdien av laksefisken som fiskes.

I nesten alle land rundt Nord-Atlanteren har det vært nedgang i laksebestandene de siste tiårene. Mest sannsynlig har ugunstige livsvilkår i havet vært en underliggende årsak. Det er uvisst i hvor stor grad klimaendringene allerede har påvirket laksebestandene, men vi må forvente at endrete klimaregimer endrer laksens livsvilkår både i ferskvann og i sjøen. I en slik situasjon vil laksebestandene være spesielt sårbare for negativ menneskeskapt påvirkning og svekkete bestander kan raskt drives mot utryddelse. På Sørlandet, og i enkelte elver i andre deler av landet, har laksebestander blitt reetablert etter kalking av forsurede vassdrag eller etter at parasitten *Gyrodactylus salaris* er fjernet gjennom tiltak. Likevel er det samlede innsiget av laks til norskekysten betydelig redusert. Mens innsiget på midten av 1980-tallet er beregnet til ca. 1 200 000 laks har det i de siste årene ligget på mellom 400 000–600 000. 1997 var det dårligste lakseåret i hele forrige århundre og lakseinnsiget i 2009 var trolig enda noe lavere⁹.

Det er mange trusler mot laksebestandene og arbeidet med å sikre laksebestandene og redusere negativ menneskeskapt påvirkning, må intensiveres om vi skal være sikre på å ta vare på de om lag 400 gjenværende bestandene av laks i Norge i fremtiden. De viktigste truslene antas å være

⁹ Kilde: Miljøstatus.no.

Boks 5.10 Villaks som grunnlag for økosystemtjenester

Laks (*Salmo salar* L.) er en naturlig ressurs som langt tilbake i historien har hatt stor verdi for mennesker, både kulturelt, kommersielt og som matkilde. Det kan hevdes at forvaltningen av villaks i Norge i praksis følger mye av tankegangen som ligger til grunn for økosystemtjenestetilnærmingen. For eksempel ble et bredt spekter av villaksens verdi for mennesker vurdert i en norsk offentlig utredning om villaks i 1999 (NOU 1999: 9). Denne ga ikke bare en gjennomgang av økonomiske verdier knyttet til fritidsfiske, turisme og næringsfiske, men så også på ulike opplevelses- og kunnskapstjenester i form av bl.a. befolkningens ønske om å ta vare på villaksen, naturopplevelser, læring og helsegevinster av dette. Lakse- og innlandsfiskeloven fremhever laksen som en ressurs og et gode for mennesker.

For en omtale av ulike økosystemtjenester som kan kobles til villaks viser vi til Meeren (2013), som ser på villaks som grunnlag for for-

synende tjenester (bl.a. mat og genetiske ressurser) og for opplevelses- og kunnskapstjenester (bl.a. rekreasjon, friluftsliv og naturbasert reiseliv, velvære og estetiske verdier, inspirasjon og symbolske perspektiver, kunnskap og læring og naturarv). For en omtale av økosystemtjenester knyttet til baltisk laks (i Østersjøen) kan det vises til Kulmala mfl. (2012).

Meeren (2013) antyder at det er særlig innenfor de opplevelses- og kunnskapstjenester at økosystemtjenestetilnærmingen kan bidra med noe nytt for forvaltningen. Det vises f.eks. til at momenter som villaksens symbolverdi, rekreasjonsverdi og betydning for læring og forskning ofte kan bli oversett i økonomiske analyser, og til at det innenfor økosystemtjenestetilnærmingen er utviklet terminologi og metodikk som gjør at slike goder kan inkluderes. Videre kan økosystemtjenestetilnærmingen bidra til å belyse betydningen villaks har for oppdrettslaks.

effekter av rømt oppdrettslaks (genetiske endringer, redusert produktivitet og sykdom), lakselus (som følge av oppdrettsvirksomhet), lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* (har vært påvist i totalt 48 vassdrag i Norge), forsurening og vassdragsreguleringer. Andre menneskeskaptede påvirkningsfaktorer som kan true laksebestandene omfatter ulike fysiske inngrep i vassdrag, innføring og spredning av fremmede arter, og overbeskatning ved fiske. Laksebestanden kan også påvirkes negativt av klimaendringer.

5.5.2 Ferskvann

Kategorien «ferskvann» viser i følge MA (2005a) til at ferskvann hentes fra økosystemer og dermed kan betegnes som en økosystemtjeneste, og dette er også reflektert i både TEEB og CICES. Som nevnt i kapittel 5.1.2 har vi her på linje med MA, TEEB og CICES valgt å inkludere *ferskvann* som en forsyningstjeneste, men ser at det kan diskuteres om forsyning av ferskvann som sådan heller burde behandles som en viktig abiotisk ressurs og som en grunnleggende forutsetning for liv (se f.eks. Haines-Young og Potschin 2013).

For en nærmere omtale av økosystemenes rolle i forsyning av ferskvann kan det bl.a. vises til CBD (2012c) og Vörösmarty mfl. (2010) for en

generell gjennomgang og til Russi mfl. (2013) og Brink mfl. (2013) for en omtale av våtmarkers rolle spesielt og til European Commission (2012a) for en omtale av økosystemtjenesters betydning for europeisk vannforvaltning. Tjenesten må sees i sammenheng med biotiske elementers betydning for vannkretsløp (se over) og andre økosystemtjenester som er særlig knyttet til ferskvann (bl.a. vannstrømsregulering, vannrensing og avfallsbehandling, matproduksjon og vedlikehold av jordsmonnet).

5.5.3 Fiber

Kategorien «fiber» omfatter materialer som er produsert på grunnlag av fiber i biologisk materiale, og i følge MA (2005a) er dette bl.a. trevirke, bomull, hamp, silke og ull. For Norge er det særlig tømmer og trevirke fra skogen som er viktige fibergoder (figur 5.16), mens marine ressurser kan spille en større rolle på sikt. For en generell omtale av norsk skogbruk kan det vises til landbruks- og matmeldingen (Meld. St. 9 (2011–2012)). Vi har i tråd med den nordiske TEEB-studien (Kettunen mfl. 2012) valgt å ta med fôr- og beiteressurser under denne kategorien, både fra sjøen og fra utmarka, selv om dette også kunne vært gruppert under mattjenester.

Boks 5.11 Interaksjoner mellom villaks og oppdrettslaks og økosystemtjenestetilnærmingen

Bruk av økosystemtjenestetilnærmingen kan i følge Meeren (2013) være aktuelt når en skal vurdere problemstillinger knyttet til interaksjoner mellom villaks og oppdrettslaks. De siste tiårene har oppdrettslaks vokst til å bli en av landets største eksportnæringer, og villaksen gir på ulike vis nødvendige og viktige innsatsfaktorer til denne utviklingen. Oppdrettslaks har bl.a. samme naturlige behov som villaksen den stam-

mer fra, men livssyklusen er endret gjennom selektiv avl og bruk av genetiske ressurser fra villaks. Videre er det slik at villaks og oppdrettslaks delvis lever i samme miljø, og dermed vil påvirke hverandre. Tabell 5.5 viser en skjematisk oversikt over økosystemtjenester som er identifisert for villaks og oppdrettslaks, og over interaksjoner mellom villaks og oppdrettslaks, slik dette er presentert i Meeren (2013).

Tabell 5.5 Skjematisk oversikt over økosystemtjenester som er identifisert for villaks og oppdrettslaks og over interaksjoner mellom villaks og oppdrettslaks

		Villaksens påvirkning på oppdrettslaks	Oppdrettslaksens påvirkning på villaks
Produserende tjenester	Næring	–	–
	Fritidsfiske		–
	Genetiske ressurser	+	–
Kulturelle tjenester	Symbolverdi	+	–
	Rekreasjonsverdi		–
	Kunnskap, læring, forskning	+	+
Støttende og regulerende tjenester	Næringsstoffer		
	Næringskjeden		
	Biodiversitet		
	Habitatpåvirkning		–*

+ og – indikerer om påvirkningen på ØT fra den andre laksetypen er vurdert som henholdsvis positiv eller negativ. Grå rute angir at det ikke er funnet relevante påvirkninger.

* Vann til smoltanlegg reduserer i noen tilfeller vannføringen i lakseelver.

Kilde: Meeren (2013).

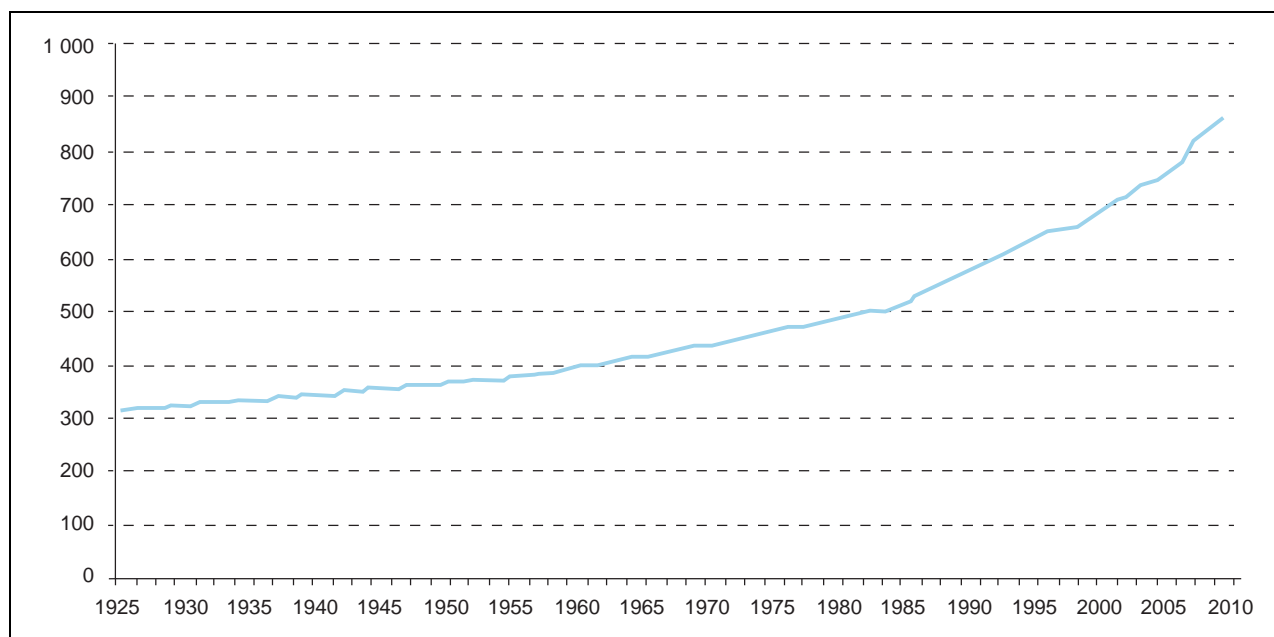
Villaks har i følge denne vurderingen positiv eller ingen påvirkning på de økosystemtjenestene vi får fra oppdrettslaks, med unntak av at hensynet til villaks kan begrense omfanget av oppdrett og dermed påvirke næringen negativt.

De fleste økosystemtjenestene fra villaks kan påvirkes negativt av oppdrettslaks, med unntak av at forskning og utvikling knyttet til oppdrettslaks har en positiv påvirkning på villaks gjennom økt kunnskap om arten.

Tømmer og trevirke

Over en tredjedel av jordas skogsareal er brukt til produksjon av skogsprodukter (FAO 2006). I likhet med dyrket jordbruksareal, har de skogsarealene som er forvaltet til å maksimere produksjon av tømmer, et lavere biologisk mangfold enn naturskog, men forskjellen er ikke like stor som det er for jordbruk og varierer med skogstyper (Szwagrzyk og Gazda 2007). Produktiv skog

bidrar gjerne med flere økosystemtjenester (flerbruk) enn tømmer og trevirke fra skogbruk, f.eks. vannstrømsregulering, vannrensing, levesteder for ulike arter og klimaregulering. Evnen til å produsere andre økosystemtjenester enn tømmer er generelt større i skogsøkosystemer med et større biologisk mangfold. Større biologisk mangfold kan også være fordelaktig for skogsøkosystemer der tømmerproduksjon prioriteres, bl.a. i form av minsket sårbarhet for skadedyrangrep.



Figur 5.14 Utvikling av stående volum (uten bark) i norske skoger i perioden 1925 til 2009, mill. m³.

Kilde: Norsk institutt for skog og landskap, Landsskogtakseringen – gjengitt i Meld. St. 9 (2011–2012).

Norge har betydelige skogressurser, og rundt 26 pst. av landarealet er produktivt skogareal. Både stående volum og tilvekst er i dag om lag to og en halv ganger større enn for 80–90 år siden. Økningen i tilveksten har vært spesielt stor siden 1980-tallet, og tømmervolumet har, i følge SSB, doblet seg fra 1967 til 2012. Årsaken til økningen er både langsiktig satsing på økende volum innenfor skogbruket, og store trender som varmere klima og reduksjon i antall beitedyr og landbruk generelt. I motsetning til mange land i sørligere strøk, er det ikke avskoging som er utfordringen når en vurderer økosystemtjenester fra skog i Norge. Utfordringen i Norge er snarere knyttet til skogkvalitet og skogøkosystemenes evne til å levere bestemte økosystemtjenester, og dette påvirkes av mange og komplekse faktorer. For en omtale av skogbrukets påvirkning på økosystemene kan det bl.a. vises til Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig forvaltning av norske skogressurser (Riksrevisjonen 2012c)

I Norge viser de siste beregningene fra Landsskogtakseringen (2007–2011) at det står rundt 880 mill. kubikkmeter tømmer i norske skoger (figur 5.14). Den totale årlige tilveksten i den produktive skogen var i 2010 på 22,8 mill. kubikkmeter (figur 5.15). 43 pst. av det stående tømmervolumet består av gran, og deretter følger furu med 31 pst. og løvskog med 26 pst. av volumet.

Avvirkingen av tømmer svinger relativt mye fra år til år. Den samlede årlige hogsten i Norge, har de siste ti årene ligget på noe under 10 mill.

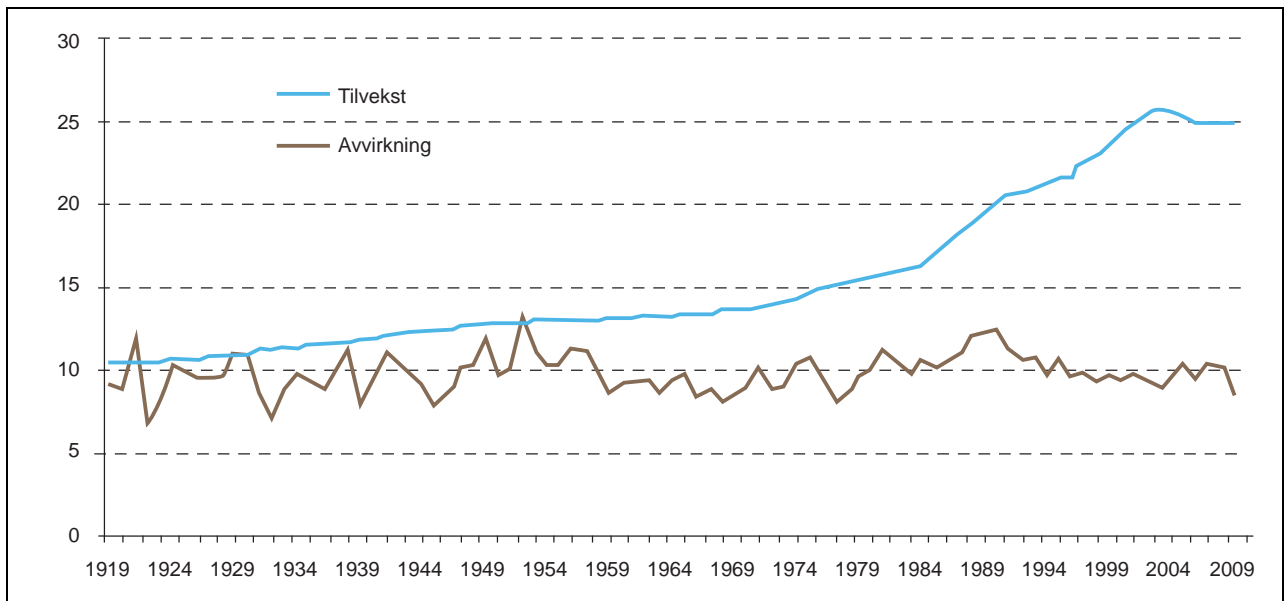
kubikkmeter tømmer (figur 5.15). I tillegg kommer hogst til ved og andre husbehov. Med dagens tilvekst og nivå for avvirkning vil stående volum fortsette å øke, og det vil bli en større andel eldre skog og død ved. Det sto totalt 823 mill. kubikkmeter tømmer i norske skoger i 2009 (Landsskogtakseringen), og av dette var 749 mill. kubikkmeter på arealer som ikke er båndlagt til andre formål og som dermed er tilgjengelig for skogbruksformål (selv om deler av denne skogen ikke er antatt å være økonomisk drivverdig under dagens forhold).

Med klimaendringer er det ventet at vekstsesongen blir lengre, noe som medfører økt vekst i norske skoger, flere varmekjære arter og endringer i treslag. Et tørrere sommerklima kan øke faren for skogbrann, spesielt på Østlandet. Med klimaendringene kan det også forventes mer skogskader som følge av tørke om sommeren, trevelt ved stormer, økt skogbrannfare, økt forekomst av soppsykdommer og angrep av barkbille.

Norsk skogbruk drives i dag først og fremst for å skaffe råvarer til treprodukter og massevirke til papir og papirprodukter. Råstoffet til eksisterende bioenergiproduksjon kommer i dag hovedsakelig som biprodukter fra den industrirettede hogsten, og dette omtales under. Figur 5.16 viser ulike verdikjeder og anvendelser av råvarer fra skog.

Fôr og beite fra havet og langs kysten

Norge har i dag en betydelig marin ingrediensindustri, som omfatter utnyttelse av marine råvarer

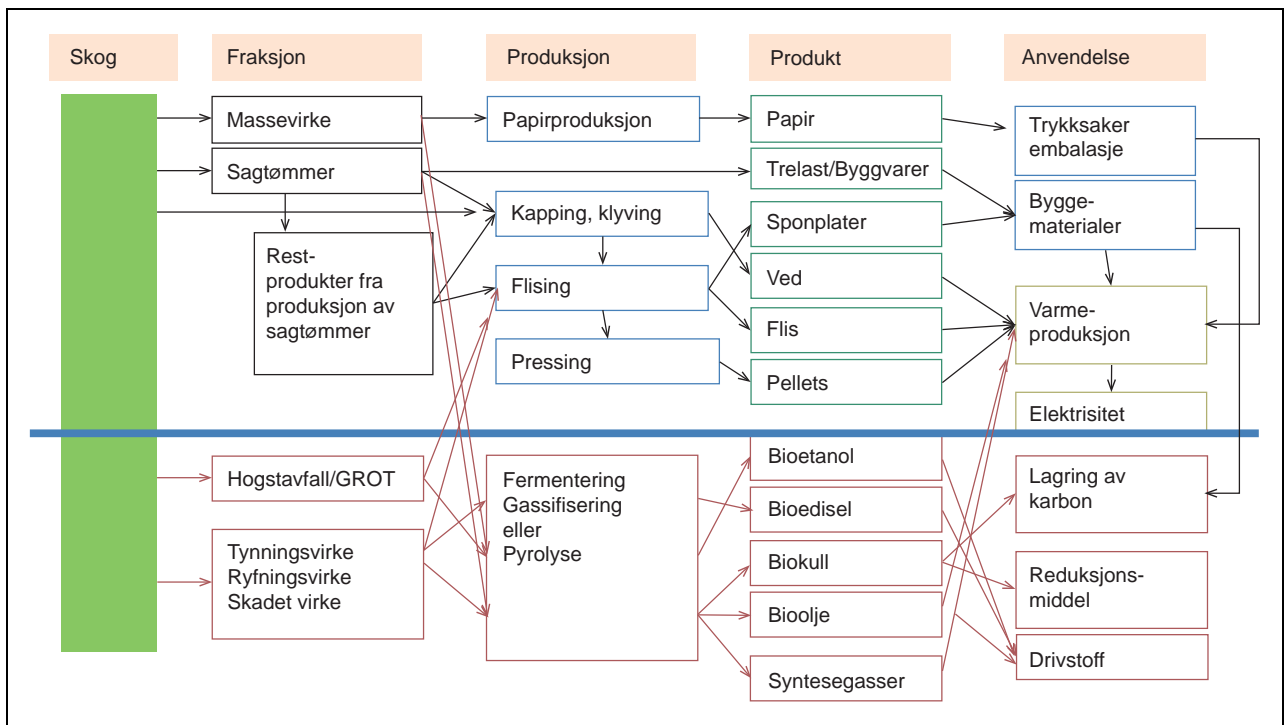


Figur 5.15 Utvikling av årlig tilvekst (uten bark) og samlet avvirkning i norske skoger i perioden 1919 til 2009, mill. m³.

Kilde: Statistisk sentralbyrå (avvirkning) og Norsk institutt for skog og landskap, Landsskogtakseringen (tilvekst og avvirkning) – gjengitt i Meld. St. 9 (2011–2012).

som fisk, skalldyr, tang, tare, mikroalger og andre mikroorganismer til fôr, helsekost, ingredienser, kosmetikk og annet. Produksjon av *fôr til fiskeoppdrettsnæringen* bygger bl.a. på bruk av lite bearbejdede marine oljer og mel.

Havbeite er i vid forståelse akvakultur uten at dyrene blir holdt i fangenskap. I Norge er det åpnet for havbeite med hummer og stort kamskjell, men generelt har det vært liten interesse for denne formen for akvakultur. Etablering av virksomhet, særlig havbeite med hummer, inne-



Figur 5.16 Verdikjeder med skog som ressurs.

Kilde: Haugland mfl. (2011).

bærer også betydelige lokale arealkonflikter. Dette skyldes at havbeitevirksomheten ønsker å etablere seg på historisk gode lokaliteter for hummerfiske, noe som innebærer at tradisjonelt fiske etter denne arten vil bli fortrengt dersom etablering tillates.

Fôr og beite fra utmarka

Gress og løv var de viktigste fôrkomponentene fra utmarka i det tradisjonelle norske jordbrukssamfunnet. Retten til utstrakt sommerbeiting og høsting av fôr fra utmark var en viktig del av gårdsaktivitetene fram til 1930-årene. Siden da har denne bruken mistet mye av sin betydning for kyr, men er fortsatt viktig for sauer og geiter. Det er også fortsatt en del gårdsbruk som driver seterdrift, og det er i dag omtrent 1100 setrer i drift i Norge (Bye mfl. 2012).

Engbeite

Samlet areal med eng til slått og beite har ligget ganske stabilt det siste tiåret, og i 2011 utgjorde arealet med eng til slått og beite rundt 6,5 mill.

dekar. Av dette var 4,8 mill. dekar fulldyrket eng, 0,2 mill. dekar overflatedyrket eng og 1,6 mill. dekar innmarksbeite. I følge SSB var samlet avling av eng til slått på om lag 2,4 mill. tonn (regnet som tørt høy) i 2011. Samlet avling av andre fôrvekster utgjorde 156 000 tonn i 2011, og her utgjorde raigras og grønnfôrblandinger henholdsvis 60 pst. og 33 pst. av avlingene.

Utmarksbeite

I tillegg til eng til slått og beite i jordbruksarealet utgjør utmarksbeite et viktig grunnlag for norsk landbruk. For en generell omtale av kvalitet og kapasitet på norsk utmarksbeite kan det vises til Rekdal (2013). I alt blir rundt 2 mill. sau, 230 000 storfe og 60 000 geit sluppet ut i utmarka for å beite, og om lag 40 pst. av norske gårdsbruk i drift slipper dyr i utmarka (Rekdal 2008). Det er antatt at beitedyr i dag henter ut grovfôr fra utmarksbeite tilsvarende 1 mill. dekar dyrket mark, det vil si rundt 10 pst. av det norske jordbruksarealet. I en studie fra Skog og Landskap i 2009 (Rekdal 2008) ble det anslått at rundt 1/3 av norsk landområde kan vurderes som beiteareal og at det er 900



Figur 5.17 Utmarksbeite er en viktig ressurs.

Foto: Miljøverndepartementet

mill. føreheter (FEm) i norsk utmark, hvorav rundt 600 mill. føreheter er praktisk nyttbart. Dette innebærer at rundt halvparten av potensialet blir utnyttet, og at plantedekket gir grunnlag for en vesentlig økning i beitingen. Det er anslått at fôropptaket i 1939 var på rundt 740 mill. føreheter og i 1974 på rundt 245 mill. føreheter. Utviklingen viser en sterk økning i andelen som utnyttes av sau (opp fra 31 pst. i 1939 til 67 pst. i 2009) og en tilhørende reduksjon i andelen som utnyttes av storfe (ned fra 58 pst. i 1939 til 30 pst. i 2009), geit og hest (Meld. St. 9 (2011–2012) og Asheim og Hegrenes 2006).

Beitenæringen er kanskje den mest arealbrukende næringen i Norge, og dette innebærer behov for en rekke avveininger mot andre brukerinteresser og mot bevaring av biologisk mangfold. Utmarksbeite krever også skjøtsel for å sikre viktige beitekvaliteter, bl.a. gjennom å hindre tilgroing av trær og busker for å ivareta gressinnholdet i vegetasjonen. Det er store lokale og regionale forskjeller i kvaliteten på norske beitearealer, og utfordringer med å måle dette drøftes bl.a. av Rekdal (2008) og av Rekdal og Angeloff (2012).

Beiting er med på å opprettholde naturtyper og økosystemer med et rikt arts mangfold, og bidrar derfor til å opprettholde produksjonen av andre økosystemtjenester. Beiting bidrar til å opprettholde norske kulturlandskap, både ved å prege landskapet og økosystemene og ved å legge grunnlaget for aktiv seterdrift.

Som nevnt tidligere gror norske kulturlandskap igjen, og en studie (Austrheim mfl. 2008) viser at det totale beitetrykket i utmark av store beitedyr (husdyr og hjortevilt) i 1999 lå på om lag 85 pst. av beitetrykket i 1949. Nedgangen i husdyrbeiting har i stor grad blitt kompensert med en økning i mengden hjortevilt, men det er store regionale forskjeller i denne utviklingen. Det er også slik at hjortevilt og beitedyr ikke beiter på samme måte, og hjortevilt kan derfor ikke erstatte husdyr når det gjelder å opprettholde det rike biologiske mangfoldet knyttet til de semi-naturlige økosystemene.

Ull og annen fiber

Det er som nevnt over rundt 2 mill. sauer og lam ute og beiter hver sommer, og det produseres om lag 4 600 tonn ull per år (Meld. St. 9 (2011–12)). Det er også noe annen utnyttelse av dyrebaseret fiber, f.eks. av skinn og bein fra husdyr og rein-drift. Plantebasert fiber (f.eks. halm og lin) brukes også i noe omfang i Norge.

5.5.4 Bioenergi

Denne kategorien omfatter trevirke og andre biologiske materialer brukt som (betinget fornybare) energikilder. Bioenergi er allerede en viktig del av energibruken i Norge og de andre nordiske landene. Norske myndigheter har mål om økt utnyttelse av bioenergi (se bl.a. Olje- og energidepartementet 2008), begrunnet bl.a. med klimahensyn, næringsutvikling, energiforsyningsikkerhet og bevaring av kulturlandskap.

Skogen er den viktigste kilden til bioenergi i de nordiske landene, og Sverige og Finland er de ledende produsentene av skogbasert energi. Bruk av ved til oppvarming av bolighus er svært vanlig i de nordiske landene. I Norge (og Finland) er det rundt 60 pst. av husholdninger og privatboliger som bruker ved til oppvarming (Scarlat mfl. 2011). En oversikt over nåværende bruk av bioenergi og estimert potensial for bioenergi-produksjon i de nordiske landene blir gitt i tabell 5.6, mens tabell 5.7 viser nåværende (2006) og potensiell (2020) bioenergiforsyning fra norske skoger. Vi viser også til Langerud mfl. (2007) som viser at den samlede bruken av bioenergi i Norge var på om lag 14,5 TWh i 2006, hvorav rundt halvparten ble brukt i boliger.

Det meste av biomassen til energi kommer fra skogen, og utgjør minst 90 pst. i Norge (som i Sverige og Finland). I Norge er skogbasert bioenergi delt omtrent likt mellom henholdsvis avfall og biprodukter fra skogsindustrien og lokal bruk av ved (Framstad mfl. 2009).

Råstoffet til eksisterende bioenergi-produksjon kommer hovedsakelig som biprodukter fra den industrirettede hogsten, i form av flis, briketter, pellets og ved. I 2010 ble det i Norge brukt energi tilsvarende 17,2 TWh basert på biomasseressurser fra skogen, inkludert importert virke. I et langsiktig perspektiv antas det at det fortsatt vil være etterspørselen etter tømmer til tradisjonelle formål, som trelast og massevirke, som vil styre tilgangen av norsk råstoff til bioenergi (Meld. St. 21 (2011–2012)).

I følge Meld. St. 21 (2011–2012) kan man anta at forventet avvirkningsnivå i 2020 vil være tilstrekkelig for å oppnå målet fra den første klimameldingen (St.meld. nr. 34 (2006–2007)) om å øke utbyggingen av bioenergi med 14 Twh innen 2020. Det forutsettes da at en utnytter restprodukter fra industri og hogstavfall mer effektivt enn i dag, at en også anvender noe mer jordbruksavfall til bioenergi, og at bioenergivirket har en konkurransedyktig pris.

Tabell 5.6 Estimert potensial for bioenergiproduksjon og nåværende bruk av bioenergi i de nordiske landene.

	Danmark	Finland	Norge	Sverige
Total biomasse-potensial (Petajoules)	147–165	359–460	104–167	554–583
Fra skogbiomasse	37–40	158–325	88–124	457–530
Fra landbruk	55–87	23–29	9–19,8	4–28
Nåværende bruk av bioenergi (PJ)	107	302	54	443
Andelen bioenergi av totalt primært energiforbruk (pst.)	13	21,4	6	20

Det estimerte potensial for biomasseproduksjon er absolutte potensial og sier ingen ting om bærekraft.
Kilde: Scarlet mfl. (2011) – gjengitt i Kettunen mfl. (2012).

Tabell 5.7 Nåværende og potensiell bioenergiforsyning fra norske skoger i TWh.

Kilder til bioenergi i skogsektoren	2006	2020
Rester fra skogindustri, biprodukter m.m.	6,8	8,8
Hogstavfall, tynningstrevirke, stubber m.m.		8,2
Ved i privatboliger	7,2	7,2

Kilde: Framstad mfl. (2009).

Noen vurderinger ser potensialet for økt høsting av skogbiomasse til energi til å være i størrelsesorden 8,8–18,3 TWh (NOU 2006: 18, Berg mfl. 2003; som gjengitt i Framstad mfl. 2009), dvs. en økning på 63–131 pst. over det som brukes nå. Andre har kalkulert potensialet for nåværende skogbasert biomasse til energi til høyere enn dette, og det er vist til at det tekniske potensialet for økt uttak av råstoff fra skogen utgjør rundt 29 TWh omregnet til energimengde (Meld. St. 9 (2011–2012)). Da er bark, stubber, grovrøtter og greiner medregnet, og også tynningsvirke, lavkvalitetstømmer og biomasse som kan høstes fra veikanter, kulturlandskap og i kraftgater er inkludert i anslagene. Mesteparten av økningen antas å komme fra utnyttelse av hogstavfall (herunder greiner og topper – GROT) og andre tresressurser som i dag ikke benyttes. I tillegg kan det være et visst potensial for økte tilførsler fra skogsindustrien, selv om noen mener det er lite sannsynlig.

På grunn av størrelsen av biomasseressursene og økonomiske og operasjonelle begrensninger vil omtrent halvparten av potensiell ny biomasse komme fra sentrale lavlandsskoger i Øst-Norge, der skogbruket allerede er ganske intensivt. En undersøkelse av potensialet for skogsindustri i kystfylkene fra Rogaland til Finnmark vurderte dette annerledes. De konkluderte med at kystfylkene allerede representerer en stor del av Norges potensial for økt skogshøsting, og at økt monokultur, forbedret bestandspleie og nye trearter kan

øke dette potensialet, noe som vil øke Norges fangst av CO₂ i skog, i tillegg til å bety store ressurser for skogbruk og bioenergi. De økonomiske og tekniske betingelsene for å oppfylle et slikt potensial er foreløpig ikke realisert (Framstad mfl. 2009).

Økt utvinning av biobrensel i Norge vil kunne påvirke det høstede arealet, omløpstiden (tiden fra planting til avvirkning) og mengden karbon som er lagret i skogens biomasse (Rusch 2012). Selv uten å vurdere tap av karbonlager fra jord, vil et høyere nivå på avvirkning av skogens biomasse redusere lageret av karbon. Det vil være en tidsforskyvning til dette utslippet er tatt opp igjen av ny skog som plantes etter avvirkning. Denne tidsforskyvningen omtales ofte som tilbakebetalingstid (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011 og Rusch 2012).

Som nevnt har Norge en ambisjon om å øke produksjonen av bioenergi (Olje- og energidepartementet 2008). Dagens politikk går imidlertid ut på at jordbruksareal ikke skal tas i bruk til energi-produksjon. Det meste av den nye biomassen til energi må derfor komme fra skogen. Dette kan bety at det årlige biomasseuttaket fra skogen vil øke med 50 pst. til omtrent 15 mill. m³ (Framstad mfl. 2009).

Det pågår for tiden en faglig diskusjon om og hvordan en økning i biomasseuttaket fra norsk skog vil gjøre Norge mer karbonnøytralt. Dette vil bl.a. avhenge av hvilket tidsperspektiv som anleg-

ges. En økning i uttaket av biomasse fra skogen som er foreslått i Klimakur 2020 (Klima- og forurensningsdirektoratet 2010b) vil ikke nødvendigvis være et bidrag til å gjøre Norge mer klimanøytralt i overskuelig fremtid, men kan ha den motsatte virkningen. (se f.eks. Holtsmark 2012). Det er viktig med et styrket kunnskapsgrunnlag og systematiske tilnærminger til avveininger mellom karbonlagring og økt avvirkning for bioenergi og andre formål (se f.eks. Haugland mfl. 2011), og andre samfunnshensyn. Framstad mfl. (2009) og Bardalen (2012) drøfter for eksempel konsekvenser økt bioenergiproduksjon fra skogen kan ha for biologisk mangfold, landskap og kulturarven, og slike avveininger vil vi komme tilbake til i kapittel 16.

Annen bioenergi

Også planteavfall fra landbruket og dyre- og fiskeavfall utnyttes som energi. Produksjon av biogass basert på husdyrgjødsel, matavfall, kloakkslam og restprodukter fra oppdrettsnæringen er eksempler på slik produksjon av bioenergi. Det jobbes også med økt utnyttelse av halm som biobrensel (se f.eks. Riley mfl. 2012).

På sikt kan det også være aktuelt å benytte andre planter og ikke minst marine biologiske ressurser. Omdanning av tang og tare til biodrivstoff kan bli en stor kilde til fornybar bioenergi, og forskere har bl.a. funnet hvordan genmodifiserte mikrober kan brukes for å omdanne sukker i disse organismene til bioetanol (Wargacki mfl. 2012).

Også energi i form av arbeid utført av dyr, f.eks. ved bruk av hester i skogbruket, kan betegnes som en økosystemtjeneste.

5.5.5 Genetiske ressurser

Tjenesten «genetiske ressurser» omfatter i følge MA (2005a) gener og genetisk informasjon til bruk for bl.a. plante- og dyreforedling og for bioteknologi. I konvensjonen om biologisk mangfold forstås genetiske ressurser som «genmateriale av faktisk eller potensiell verdi», og genmateriale er definert som «ethvert materiale fra planter, dyr mikrober eller av annen opprinnelse som inneholder funksjonelle arveenheter» (St.prp. nr. 56 (1992–93)). For en nærmere omtale av ulike begreper knyttet til genetiske ressurser kan det vises til NOU 2004: 28.

Reglene for tilgang til og bruk av norske genetisk materiale følger av naturmangfoldloven, havressursloven, patentloven og planteforedlerloven.

Naturmangfoldloven og havressursloven slår fast at genetisk materiale tilhører fellesskapet i Norge. Et forslag til forskrift om uttak og utnyttning av genetisk materiale ble sendt på høring av Fiskeri- og kystdepartementet og Miljøverndepartementet i desember 2012, og departementene arbeider med å ferdigstille forskriften. Norge ratifiserte i 2004 den internasjonale traktaten om plantegenetiske ressurser for mat og landbruk (ITPGRFA), og Stortinget ga i juni 2013 samtykke til ratifikasjon av Nagoya-protokollen om tilgang til genressurser og en rettferdig og likeverdig fordeling av fordeler som følger av bruken av disse ressurser.

Genetiske ressurser kommer både fra ville og domestiserte arter, og planteforedling omfatter f.eks. både kultiverte planter som brukes i jordbruket og ville planter. Alle økosystemer har et genetisk mangfold som kan være viktig som kilde til genetiske ressurser, men mye er ukjent, og mye verdien av materialet ligger i potensialet for utnyttning i fremtiden. Det må også nevnes at dette genetiske mangfoldet er grunnlaget for evolusjonære prosesser (jf. kapittel 5.3) og bl.a. mikroevolusjon. Innen en og samme art er det genetisk variasjon både mellom individene og mellom forskjellige populasjoner (f.eks. laksestammer og torskebestander).

Genetiske ressurser kan bl.a. bidra til å foredle arter som inngår i planteavlinger, husdyr, fiskerier og fiskeoppdrett ved å øke motstand mot sykdom, optimalisere ernæringsverdi, eller tilpasse artene til det lokale miljøet og klimaendringer (TEEB 2010a). De er også viktige for utvikling av medisin og for utnyttelse av andre biokjemikalier (ESA 2000) i ulike industrielle prosesser. For Norge er sentrale tjenester i dag knyttet til plante- og dyreforedling i jordbruket og til bioprospektering i marine og arktiske områder.

Det er viktig å se tjenestene biokjemikalier (kapittel 5.5.6) og genetiske ressurser i sammenheng, i lys av at både genetisk materiale fra naturen (genetiske ressurser) og biokjemiske ressurser inngår i bioprospektering. Bruken av økosystemene kan imidlertid være grunnleggende forskjellig for de to tjenestene, hvor genetiske ressurser kan innebære «lån» av genetiske egenskaper og minimale inngrep i økosystemene og biokjemikalier kan innebære til dels omfattende bruk og påvirkninger av økosystemer (f.eks. ved storskala tarehøsting).

Det er få arter som bare finnes i norsk flora og fauna (endemiske arter). Genetisk materiale i norsk natur er ikke fullstendig kartlagt, men generelt sett er det biologiske mangfoldet i Norge ikke så omfattende som i land med varmere

klima. På den annen side har Norge naturtyper og naturforhold som i noen områder har ført til utvikling av et i internasjonal målestokk særegent mangfold med stor grad av spesialisering. Dette øker muligheten for å finne genetisk materiale med helt spesielle, utnyttbare egenskaper. Utviklingen av særegne genetiske koder skjer typisk som ledd i tilpasning til ulike livsbetingelser. Dette kan være viktig bl.a. ved tilpasning til endret klima og endrede vekstforhold. Den nordlige yttergrensen for utbredelsen av en rekke europeiske arter går i Norge, og landet har naturtyper som er spesielle i verdensmålestokk f. eks. gressmyrer, lyngheier og den boreale regnskogen i Trøndelag.

Genetiske ressurser for jordbruket

Det er avgjørende for matvaresikkerheten og et bærekraftig landbruk å ta vare på de genetiske ressursene innen matplanter, skogstrær og husdyr, for å kunne tilpasse landbruket til endringer i klima, natur- eller produksjonsmiljø. Et genetisk mangfold av avlinger minsker sårbarheten for skadedyr og klimavariasjon (Ewel 1986, Altieri 1990, Zhu mfl. 2000). Et mangfold av jordbruksgenetiske ressurser vil være meget viktig også for Norge, for å kunne håndtere endringer i klima og endrede vekstforhold, og det kan også være viktig for å utvikle matprodukter og fôrplanter med spesielle nærings- og smaksegenskaper. Et eksempel på dette er den økte interessen man har sett de siste årene for kortreist mat og stedegen smak med lokal identitet, hvor det blir lagt vekt på betydningen av lokale dyrkingsforhold (*terroir*) og av lokale og unike sorter.

Verden er i dag avhengig av noen få plantearter (se omtale f.eks. i TEEB 2010a), noe som har

medført tap av naturlig genetiske ressurser (Harlan 1975). I følge FNs organisasjon for mat og landbruk (FAO) er den genetiske variasjonen innen landbruket trolig redusert med 75 pst. de siste 50 årene. Endringer fra småskalalandbruk til større enheter og mindre variasjon i produksjonsformer er noen av årsakene til tap av både de genetiske ressursene og den tilhørende kunnskapen. Stor fokus på produktivitet på bekostning av andre egenskaper har også bidratt. Også FAO legger stor vekt på betydningen av bevaring av genetiske ressurser i lys av klimaendringer og behovet for økt matproduksjon, jf. konklusjonene fra det siste møtet i FAOs kommisjon for genetiske ressurser for mat og landbruk (FAO 2013).

De viktigste jordbruksplantene for Norge er korn og potet, engvekster og rotvekster til fôr. Av genressurser fra vår naturlige flora er det gras og kløverarter brukt til fôr som både tradisjonelt og i dag har størst praktisk og økonomisk betydning. Korn og potet er de viktigste matplantene som dyrkes i Norge, og et stort mangfold av sorter og landraser har vært benyttet i norsk landbruk. De viktigste hagebruksplantene til mat i Norge er grønnsaker, frukt og bær. Gamle stauder, roser, grøntanleggsplanter og stueblomster er prydplanter med genressurser av nasjonal verdi. De viktigste nytteplantene i vår ville flora er engvekster av gras og kløver, ville bær, en del prydplanter, spesielt av busker og trær, samt krydder og medisinvvekster. For en omtale av de jordbruksgenetiske ressursene i Norge kan det bl.a. vises til den norske statusrapporten som er innlevert til FAO (Asdal 2008), og for en omtale av sortsmangfoldet i Norge kan det bl.a. vises til gjennomgangen i Andersen (2011) av plantemangfold i jordbruket og bønders rettigheter i Norge.

Boks 5.12 Soppen *Tolytocladium inflatum* – grunnlag for viktig og lønnsom medisin

Det mest kjente eksemplet på bruken av biologiske egenskaper i Norge er trolig funnet av soppen *Tolytocladium inflatum*. En representant fra et sveitsisk legemiddelfirma tok en jordprøve fra Hardangervidda da han var på ferie i Norge. Jordprøven ble analysert i et laboratorium i Sveits, og viste seg å inneholde denne soppen. Fra denne soppen ble den aktive substansen cyclosporin A isolert, som hemmer menneskekroppens immunforsvar.

Med basis i cyclosporin A ble det utviklet et legemiddel som hindrer frastøting av transplan-

terte organer. Rettighetshaveren Novartis omsatte i 1997 legemidlet som bygger på cyclosporin A med opphav på Hardangervidda for 1,2 mrd. amerikanske dollar (Svarstad mfl. 2000). Utviklingen av et kommersielt produkt med utgangspunkt i genetisk materiale fra naturen krever i de fleste tilfeller spesialisert, langvarig og kostbar forskning og utvikling. Det er derfor vanskelig å vurdere verdien av råvaren genetisk materiale i forhold til andre innsatsfaktorerens bidrag i det endelige produktet (jf. diskusjonen i boks 5.1).

Ville slektninger til dyrka engplanter vokser i de semi-naturlige markene. Vi regner med at det finnes ca. 650–700 engplantearter i Norge, og av dem har ca. halvparten få eller ingen andre habitater enn de semi-naturlige markene (Kielland-Lund 1992). De semi-naturlige markene (bl.a. åpent lavland) bidrar dermed til å opprettholde en genbank av lokaltilpassede eng- og beiteplanter. Går disse tapt mister vi viktig avlsmateriale for utvikling av nye plantesorter som kan være mer resistente mot sykdommer og ikke minst kan takle et endret klima.

Behovet for å utvikle klimatilpasset plantemateriale er også understreket i St.meld. nr. 39 (2008–2009) om klimautfordringene og landbruket. Det internasjonale frølageret på Svalbard er også viktig i denne sammenhengen. Det kan vises til at Bioforsk i samarbeid med næringen forsker på nye eplesorter som skal være tilpasset norske dyrkingsforhold og forbrukernes preferanser. Den internasjonale traktaten for plantegenetiske ressurser for mat og landbruk (ITPGRFA)¹⁰ omfatter lister over viktige mat- og fôrplanter, og ville slektninger til flere av disse er naturlig hjemmehørende i norske semi-naturlige marker. Som et eksempel kan det også nevnes at den økte interessen for ølbrygging har ført til økt interesse for og etterspørsel etter norske humletyper og kornsorter til malting¹¹.

Norske husdyr genetiske ressurser utgjør en del av det biologiske grunnlaget for norsk matvaresikkerhet, og for å kunne møte ulike fremtids-scenarier er det viktig å ha tilgang til en variasjon av arter og raser. For husdyrsektoren er det viktigste tiltaket i bevaringsarbeidet å sikre store nok populasjoner av rasene slik at de er levedyktige over tid. Alle nasjonale husdyrraser inngår i det nasjonale genressursarbeidet, og Norsk genressurs senter har et spesielt ansvar for å følge opp de bevaringsverdige husdyrrasene. Disse omfatter i dag fire hesteraser, seks storferaser, seks saueraser og den brune bia.

Genetiske ressurser i skogen

Skogstrær er av de artsgrupper som har størst genetisk variasjon, og skogstrærnes genetiske materiale forvaltes i Norge både gjennom aktiv bruk og ved spesielle bevaringstiltak. For en

omtale av de skogsgenetiske ressursene i Norge kan det vises til den norske statusrapporten som er innlevert til FAO (Skrøppa 2012). Denne rapporten viser bl.a. til at av de 34 treslagene som vokser naturlig i Norge, så vokser 25 på sin nordgrense her i landet. De genetiske ressursene til 18 treslag vurderes som utsatt eller truet på lokalt eller nasjonalt nivå. Skrøppa (2012) viser også til at vi ikke har tilstrekkelig kunnskap om de ulike faktorene som påvirker treslagenes genetiske mangfold.

Bevaring av genetiske ressurser er som for jordbruket viktig i lys av endringer i klimaet, med endrede vekstforhold og muligheten for nye plantesykdommer. Vi viser til Myking (2013) for en omtale av tilpasningsdyktighet hos skogstrær og til Madsen mfl. (2013) som drøfter spredning av risiko ved mer robust skog gjennom bl.a. valg av treslag, proveniens og foredling av genetisk materiale. For en omtale av mulige tiltak for bevaring av det genetiske mangfoldet i europeiske skoger viser vi til Lefèvre mfl. (2013). Som en del av arbeidet med å ta vare på genetiske ressurser hos norske skogstrær har Norsk genressurs senter og Direktoratet for naturforvaltning og fylkesmenene etablert genressursreservater for ti treslag¹².

Marine og arktiske genetiske ressurser

En rekke selskaper og institusjoner er involvert i utvikling, patentering og salg av produkter basert på genetiske ressurser fra arktiske og nordlige strøk. Mange av disse er basert i Norge, hvor det særlig er satset på bioteknologi basert på marine og arktiske genetiske ressurser. Bioprospektering dreier seg da om ulike marine organismer som bl.a. kan ha egenskaper knyttet til enzymer, antioksidanter og immunitetsfremmende stoffer (se f.eks. Armstrong mfl. (kommer)).

5.5.6 Biokjemikalier og medisinressurser

Kategorien «biokjemikalier, naturmedisin og legemidler» omfatter i følge MA (2005a) en lang rekke medisiner, *biocides*, tilsetningsstoffer (herunder alginater) og andre biologiske materialer som hentes fra økosystemer. Dette er en omfattende kategori både når det gjelder kilder i økosystemene og bruksområder, og stadig nye muligheter blir utviklet og anvendt. Det kan være uklare grenser mellom denne tjenestegruppen og grup-

¹⁰ Mer informasjon om traktaten finnes bl.a. på <http://www.skogoglandskap.no/artikler/2011/traktaten>.

¹¹ Kilde: http://www.skogoglandskap.no/nyheter/2013/norske_genressurser_til_norsk_ol.

¹² Se <http://www.skogoglandskap.no/nyheter/2013/Genressursreservater>.

Boks 5.13 Marin bioprospektering

I utviklingen av kommersielle produkter kan bioprospektering være et svært nyttig verktøy, både i forsknings- og næringsøyemed. Bioprospektering betyr å undersøke organismer i de forskjellige delene av det biologiske mangfoldet for å finne genetiske og biokjemiske ressurser som kan utnyttes kommersielt. Disse organismene kan finnes på land, i hav, fra havbunnen eller fra oljereservoar under havbunnen. Det kan være alle typer organismer; mikroorganismer som bakterier, sopp og virus og større organismer som planter, skalldyr og fisk. Oversikter over funn av nye stoffer oppdaget i mikroorganismer de siste 60 årene viser at funn av nye stoffer fra det marine miljø øker (se f.eks. Meld. St. 22 (2012–2013)).

Norge er i startfasen når det gjelder bioprospektering i havet. I norske farvann finnes det trolig mer enn 10 000 arter som er lite undersøkt. Dette er arter som bl.a. lever i arktiske far-

vann med lave temperaturer, vekslende salthet, lys, trykk og næringsforhold. Det er god grunn til å anta at flere av disse marine organismene har verdifulle egenskaper som kan danne grunnlag for ulike produkter og prosesser innenfor en rekke næringsområder. I 2009 lanserte flere departementer en nasjonal strategi for marin bioprospektering (Fiskeri- og kystdepartementet mfl. 2009). Det er satt i gang leting, identifisering og kartlegging av denne type ressurser i våre havområder, og betydningen av marin bioprospektering løftes fram i norsk nordområdepolitikk.

Tilgjengelighet til innsamlet materiale er bedret ved at den marine biobanken Marbank i Tromsø har fått en koordinerende rolle som nasjonal marin biobank og ved at det er etablert en database med oversikt over eksisterende materiale i Norge.

pene genetiske ressurser og råmaterialer og fiber, og ofte kan det være snakk om ulike tjenester fra samme kilde. Et eksempel på dette er norsk tømmer, som kan brukes som fiber til papirproduksjon, som bioenergi og som innsatsfaktor i biokjemisk industri.

Organismer i ulike økosystemer og regioner har som nevnt utviklet seg under spesielle og noen ganger ekstreme forhold, og har dermed utviklet en rekke unike fysiologiske og biokjemiske særtrekk. Det er som nevnt over økende interesse fra nordiske og arktiske land for å utnytte nordiske og arktiske genetiske ressurser, og i Norge er det ikke minst satset på marin bioprospektering. For en omtale av mulighetene for økt utnyttelse av marine organismer kan det vises til omtalen av mulig ny marin vekst i sjømatmeldingen (Meld. St. 22 (2012–2013)), som bl.a. ser på mulighetene for økt utnyttelse av stortare (boks 5.15), planteplankton, raudåte og krill.

Bakterielle enzymer har blitt foredlet og solgt for bruk i produksjon av mat og dyrefôr (bl.a. bruk av phytase som fôrtilsetning for å redusere behovet for å tilsette fosfor), bomullsveving og vaskemidler. Sopp brukes i papirproduksjon som erstatning for mekaniske og kjemiske prosesser, og bakterier brukes for å trekke ut metaller fra malm (*bioleaching*) og for å rense industriavfall og miljøgifter (se også under). Det finnes også eksempler på bruk av naturprodukter bl.a. som

fargestoffer, bekjempelsesmidler (bl.a. for økologisk landbruk), løsemidler (f.eks. terpentiner) og impregneringsmidler (f.eks. tretjære).

Samarbeidsrådet for biologisk mangfold (SABIMA) har samlet noen eksempler på biokjemikalier fra norsk natur på sin hjemmeside¹³. Et eksempel er vanillin som Borregaard bedrifter i Sarpsborg utvinner fra lignin i treverk. Vanillin benyttes i bl.a. is, sjokolade, kjeks, bakervarer og parfyme som et smaks- (vanilje) og tilsetningsstoff. Vanillin (metyl- eller etylvanillin), kan også utvinnes gjennom en petrokjemisk prosess fra den aromatiske oljen guaiacol. Borregaard gjør begge deler, men er verdens eneste leverandør av vanillin utvunnet fra lignin, som kommer fra norsk grantømmer. De senere årene har etterspørselen etter slik vanillin på verdensmarkedet vært større enn Borregaard greier å levere.

Produkter og egenskaper fra naturen kan brukes både i tradisjonell legemedisin og i naturmedisin (se f.eks. Chivian og Bernstein 2008b). For eksempel har marine organismer bidratt til utvikling og bruk av viktige kreftmedisiner (Erwin mfl. 2010), og ulike mikrober viser lovende resultater innen forskning og utvikling av medisiner og farmasøytiske produkter. For eksempel kan trolig den tropiske havsneglen bidra med nye smertedempende medisiner (Chivian og Bernstein

¹³ <http://www.sabima.no/bruk-av-natur-eksempler>.

Boks 5.14 Den nye bioøkonomien – muligheter og utfordringer

Europakommisjonen omtaler den kunnskapsbaserte *bioøkonomien* som bærekraftig produksjon og bearbeiding av biomasse til mat, helseformål, produkter fra fiber, samt industrielle produkter og energi (Meld. St. 22 (2012–2013)). En slik utvikling kan medføre at en lønnsom utnyttelse av hele råvaren får økt oppmerksomhet, og at ressursene fra bl.a. norske sjøområder og skoger kan gi grobunn for flere ulike varestrømmer: én med mat, og én med ingredienser som kan benyttes til alt fra fôr, helsekost og medisiner, til energi og plast. Det forventes at det vil skje en ytterligere utvikling innenfor disse områdene, og OECD anslår at den totale verdiskapingen fra fornybare råvarer vil tidobles fra dagens nivå fram til 2030.

Norges kyst- og havområder tilhører den høyproduktive delen av verdens marine områder, og marine råvarer vil her kunne spille en betydelig rolle. Allerede i dag ser vi fremveksten av industri basert på utnyttelse av lite utnyttede marine levende ressurser (og restråstoff fra sjø-

matindustrien). En industriell utnyttelse av marine ressurser som i dag kun i begrenset grad er kartlagt eller benyttet, omfatter bl.a. mikroalger (planteplankton), makroalger (tang og tare) og dyreplankton som f.eks. raudåte og krill. Enkelte av disse kan inneholde interessante konsentrasjoner av forskjellige grunnstoffer og mineraler. Slike organismer kan med sitt innhold av marine oljer, proteiner, karbohydrater, mineraler og andre stoffer egne seg godt for høsting, dyrking, fermentering og raffinering.

Også norske skog- og jordbruksområder inneholder levende ressurser som kan utnyttes i større grad enn i dag, og ikke minst i skognæringen foregår det utnyttelse og utvikling av nye produkter basert på fiber og biokjemikalier. Bruk av mikroorganismer for å konservere og lage ønskede produkter har lange tradisjoner i Norge, og med utviklingen av bioteknologi¹ åpnes nye muligheter for industriell bruk av mikroorganismer eller andre celler i fremstillingen av ønskede produkter.



Figur 5.18 Mange muligheter i marint miljø.

Foto: Marianne Gjerv

Boks 5.14 forts.

Norge følger aktivt opp denne utviklingen, bl.a. ble Bioøkonomiprogrammet² etablert i regi av Innovasjon Norge i 2013. Det er utarbeidet en strategi for bioteknologi (Kunnskapsdepartementet 2009) og for marin bioprospektering (Fiskeri- og kystdepartementet mfl. 2009), og en rekke forskningsprogram er etablert knyttet til bioøkonomi. Meld. St. 2 (2012–2013) understreker at det kan ligge store verdier i å utnytte nye typer ressurser fra norske skoger.

Utviklingen kan føre til økt verdiskaping fra biologiske ressurser og fra ulike økosystemtjenester, økt kunnskap om ulike sider ved økosys-

temene og kan bidra til utvikling av en mer bærekraftig økonomi som bl.a. er basert på bruken av (betinget) fornybare ressurser. Det kan også ligge muligheter for økt matproduksjon og annen verdiskaping ved en integrering av fiskeri- og havbrukssektoren med landbrukssektoren, også kalt den blågrønne sektor (se f.eks. Almvik mfl. 2013). Utviklingen kan imidlertid også bidra til økt press på økosystemer og evnen til å levere andre økosystemtjenester, bl.a. gjennom ensidig utnyttelse av bestemte deler og homogenisering av arealer og økosystemer.

¹ Med bioteknologi menes her industrielle bioteknologi som bruker enzymer eller mikroorganismer til å produsere kjemikalier, medisiner, materialer eller drivstoff, og hvor dette også kan inkludere tradisjonelle fermenteringsprosesser i mat og for.

² Bioøkonomiprogrammet skal styrke satsingen innenfor industriell bioraffinering, dvs bruken av fornybare (bio)råstoffer til (bærekraftig) produksjon av kjemikalier, materialer eller drivstoff.

2008b). Tap av biologisk mangfold kan på ulike måter begrense denne tilgangen til mulige viktige medisiner. Naturen bidrar også med inspirasjon til utvikling av nye medisiner og til bedre forståelse av viktige biokjemiske prosesser (se f.eks. Schmitt mfl. 2011). Et aktuelt norsk eksempel på slik inspirasjon er det skandinaviske bjørneprosjektets arbeid med å finne ut mer om hvorfor bjørnen med sitt levesett ikke utvikler livsstilssykdommer som er vanlige i moderne, vestlige samfunn (f.eks. diabetes).

Flere nordiske planter og plantedeler benyttes i dag i den farmasøytiske industrien, f.eks. liljekonvall og revebjelle). Det gjøres også løpende screening av nordiske planter for å finne nye egenskaper. Et nordisk prosjekt har identifisert 134 ville nordiske og baltiske plantearter med medisinske og aromatiske egenskaper som kan ha sosio-økonomisk interesse (Asdal mfl. 2006). Et eksempel på en slik plante er rosenrot, som har en rekke medisinske egenskaper (bl.a. kalt «Nordens ginseng») og som er en truet art i noen regioner som følge av stor etterspørsel. Samling av planter for urtemedisin har mindre omfang i nordiske land enn lenger sør i Europa, men noen plantearter dyrkes for kommersiell medisinsk bruk. Det finnes også ulike nordiske organismer som kan brukes i kosmetikk, bl.a. urter og oljer fra bær.

5.5.7 Pynte- og dekorasjonsressurser

Kategorien pynte- og dekorasjonsressurser (*ornamental resources*) omfatter i følge MA (2005a) dyre- og planteprodukter, herunder skinn, skjell og blomster, som brukes til dekorasjon, og hele planter som brukes for landskapsforming og dekorasjon. Slike ressurser kan komme fra alle typer økosystemer, og det er vanskelig å komme med noe uttømmende liste over dette.

Aktuelle eksempler i Norge omfatter bl.a. blomster, hage- og parkplanter, juletrær, skinn- og lærprodukter, pyntegrønt og dekorasjonsmose. Noen av disse ressursene har et større økonomisk og næringsmessig omfang, bl.a. hage- og parkplanter til bruk i både det private og det offentlige rom og produksjon av juletrær. Andre igjen er viktige ressurser for nisjeprodusenter (se f.eks. Skage og Østgård 2012 om bruk av pyntebar edelgran til juledekorasjoner og gravpynt), mindre virksomheter og til bruk i husholdninger.

Produktene bidrar til trivsel og glede for mange, og mange av dem bør sees i sammenheng med ulike kunnskaps- og opplevelsestjenester. Planter og trær til privat hagebruk er et relevant eksempel på dette i større skala, og likeså grønnsstruktur f.eks. langs transportveger og i byer og tettsteder.

Det finnes også mange eksempler på ressurser fra økosystemene som brukes i mindre omfang, men som er viktige bl.a. for ulike hobbyer. Eksempler på dette er bruk av fargestoffer

Boks 5.15 Stortare – rikt biologisk mangfold og verdifulle økosystemtjenester

Norge har Europas største bestander av tare. Tare er unikt tilpasset vekst i våre kalde farvann, og utnytter næringssaltene som tilføres kysten fra dypvannet. Det medfører at tare svært effektivt omformer karbon (CO₂) til biologisk materiale. Ut fra produktivitet og mangfold kan våre tareskoger sammenlignes med tropisk regnskog, med stor vekstevne og artsrikdom. Tare er en nøkkelart i det marine økosystemet, og spiller en viktig rolle som oppvekstområde for en rekke arter. Tareskoger bidrar sammen med andre marine organismer til karbonbinding i havet (se bl.a. Bekkby og Eikrem 2011 (som også ser på sukkertare og ålegras), Nellemann mfl. 2009, Trumper mfl. 2009 og Pendleton mfl. 2012). Tareskog har siden 70-tallet forsvunnet fra deler av Norskekysten, hvor temperaturendringer og nedbeiting fra kråkeboller kan være noe av forklaringsfaktorene.

Det høstes årlig rundt 150 000 tonn stortare i Norge. Dagens volum er ikke tilstrekkelig til å dekke industriens råstoffbehov, og det importeres derfor råstoff fra andre deler av verden. Produktene dekker mange ulike bruksområder som farmasi, mat, fôr, helsekost og jordforbedring. Ett eksempel er stoffet alginat som utvinnes fra stortare. Alginater kan løses i vann og danne geleer som tåler både frysing og høye temperaturer, og benyttes i alt fra næringsmid-

ler, f.eks. iskrem, og legemidler til industrielle produkter som maling. Alginater kan også binde uønskede stoffer, og er derfor anvendelige for å rense vann.

I Asia dyrkes store mengder tang og tare til mat. Det er økende interesse for dyrking av tare i Norge så vel som i resten av Europa, for å produsere alt fra næringsmidler, helsekost, fôr, farmasiprodukter og energi. Ny bioteknologi kan bidra til å gjøre anvendelse av tare lønnsom, ikke minst gjelder dette tares høye innhold av sukkerforbindelser. Sukker er det mest anvendelige elementet for den kjemiske bioraffineringsindustrien som nå vokser fram globalt. Det arbeides med utnyttelse av tare til bioenergi (spesielt for produksjon av bioetanol) og med dyrking av tare og skjell for biologisk rensing (spesielt for utslipp av nitrogen og fosfor fra fiskeoppdrett). Det kan også legges opp til integrert utnyttelse av egenskapene og ressursene som ligger i stortare og i andre marine organismer i norske farvann.

Det kan dermed ligge mange muligheter for økt utnyttelse og dyrking av tare i Norge, og det arbeides med dette på mange hold. Det vil imidlertid også her være en rekke avveininger knyttet til bærekraftig utvikling og forvaltning. Konsekvenser av tare dyrking for arealbruk og miljø må bl.a. avklares.

til tekstilfarging, treskjæring og samling av f.eks. lav og blomster.

5.6 Opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester)

For denne kategorien har vi valgt å ta utgangspunkt i de tjenestene som er omtalt av MA, supplert med noe av begrepsbruken og tilnærmingene fra TEEB, CICES og den nordiske TEEB-studien (Kettunen mfl. 2012). Kategorien opplevelses- og kunnskapstjenester kan nok generelt sies å være den som er minst utviklet av økosystemtjenestekategoriene, og flere av de utfordringene som ble omtalt i kapittel 2 gjelder spesielt denne kategorien. Det er i likhet med mange forsynende tjenester krevende å trekke fram økosystemenes konkrete bidrag til menneskelig velferd, men naturen spiller mange viktige roller for men-

neskers opplevelser og kunnskap, og vi ønsker å illustrere hvor slike bidrag kan være sentrale.

Tabell 5.8 gir en skjønnsmessig vurdering av hvilke opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) som er særlig viktige for Norge. Vi angir hvilke norske økosystemer vi mener er særlig viktige for disse tjenestene, og antyder hva vi ser som de viktigste påvirkningsfaktorene.

5.6.1 Rekreasjon, friluftsliv og naturbasert reiseliv

Denne tjenesten omfatter bl.a. kategorien «rekreasjon og økoturisme» i MA, som viser til at folk ofte velger hvor de skal tilbringe fritiden sin på grunnlag av karakteristika ved naturen og kulturlandskapet i et bestemt område. TEEB betegner dette noe bredere som «rekreasjon og turisme», mens CICES (Haines-Young og Potschin 2013) inkluderer dette under overskriften «intellektuelle og erfaringsmessige interaksjoner med økosystemene».

Tabell 5.8 Skjønnsmessig vurdering av noen viktige opplevels- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) i Norge

Økosystemtjeneste	Særlig betydning for Norge	Viktige norske økosystem	Aktuelle påvirkningsfaktorer
Rekreasjon, friluftsliv og naturbasert reiseliv	Nærmiljøaktivitet Folkehelse Reiseliv Jakt og fiske	Alle	Klimaendringer Arealbruksendringer og nedbygging (inkl. gjen-groing) Naturinngrep Støy
Velvære og estetiske verdier	Folkehelse Stressreduksjon	Alle	Arealbruksendringer Naturinngrep Støy Landskapsendringer
Stedsidentitet	Tilhørighet Gjenkjennelse Opplevelse av et område	Alle	Arealbruksendringer Naturinngrep Landskapsendringer
Åndelig berikelse	Naturopplevelse	Alle	Arealbruksendringer Naturinngrep Støy
Religiøse verdier	Naturopplevelse	Alle	Arealbruksendringer Naturinngrep Støy
Inspirasjon og symbolske perspektiver	Kunst og inspirasjon	Alle	Arealbruksendringer Naturinngrep Støy
Kunnskap og læring	Opplæring av barn og unge Forskning	Alle	Arealbruksendringer Naturinngrep Klimaendringer
Naturarv	Visshet om at økosystemene eksisterer og tas vare på	Alle	Arealbruksendringer Naturinngrep Klimaendringer Forurensning Fremmede arter

Det vil nødvendigvis være en del overlappl mellom denne og andre tjenestetypene, ikke minst ulike sider ved velvære (som en viktig del av folkehelse).

Som nevnt tidligere vil menneskers nytte og verdien av rekreasjon, friluftsliv og naturbasert reiseliv avhenge av en rekke forhold og innsatsfaktorer, og vi vil så langt som råd prøve å løfte fram økosystemenes bidrag. Vi prøver også å få fram hvordan ulike områder med forskjellige naturtyper og landskapskarakter gir rom for forskjellige aktivitetsmuligheter. Omtalen ser både på naturbasert reiseliv og mer organiserte aktiviteter, og på friluftsliv og nærmiljøaktivitet og mer uorganiserte aktiviteter. Både kysten, elver og innsjøer, kulturlandskap, skog, fjellet og grønns-

strukturen i det urbane miljø er viktige områder for friluftslivet. For hverdagsrekreasjon og idrettsaktiviteter er bymiljøet, kyst, ferskvann, bynære skoger og kulturlandskapet viktige.

Klimaendringer vil også påvirke disse tjenestene, og bl.a. vil en kortere snøsesong redusere muligheten til å drive vintersport, særlig i lavlandet. Dette kan føre til at flere reiser til fjells for å finne gode snøforhold, og dermed øke interessen for turisme og vintersport i fjellområdene. Dette kan igjen få negative konsekvenser for naturen og for andre økosystemtjenester. Det samme gjelder for Svalbard og andre sårbare arktiske områder, som også er i ferd med å bli populære reisemål.

Gjengroing av kulturlandskapet kan også på ulike måter påvirke mulighetene for friluftsliv og for reiselivet. Det blir f.eks. ikke så lett å ta seg fram i fjellet når de «alpine engene» gror igjen med einer, vier eller dvergbjørk. Tradisjonelle kulturlandskap med slåtteeenger og beitemark (åpent lavland) kjennetegnes av lysåpenhet og variasjon. Dette er en type landskap som psykologiske studier har vist at de fleste mennesker setter stor pris på (Dramstad mfl. 2001 og Strumse 2002). Gjengroing som «lukker» landskapet og gjør at mulighetene for utsyn og oversikt reduseres oppfattes negativt av de fleste.

Ikke bare fysiske inngrep, men også andre sanseinntrykk enn visuelle kan ha negativ effekt på naturopplevelser. Støy fra skytebaner, vindmøller eller motorferdsel i utmark, kan påvirke opplevels- og rekreasjonsverdi negativt. Det er verdt å minne om at økosystemtjenester knyttet til opplevelse ikke bare skyldes hva som er tilstede i naturen, men også hva som ikke er der. Nettopp fravær av støy, tekniske installasjoner og kunstige lyskilder vil av mange oppfattes som viktige kvaliteter ved naturpregede landskap. Vesentlige endringer av landskapets karakter og særpreg på steder hvor man føler seg hjemmehørende og har sin identitet, kan oppleves som tap (se f.eks. Hågvar 2012).

Naturbasert reiseliv

Kombinasjonen av storslått natur og kulturarv i landskapet utgjør et viktig fundament og fortrinn for norsk reiseliv, både for utenlandske og norske turister. Verdensarvområder, fjordlandskapet og andre kulturlandskap langs kysten og innlandet, nasjonalparker og andre naturområder, fugle- og dyrelivet og den arktiske naturen er eksempler på områder som sammen med mat- og bygningskultur representerer store opplevelsverdier. Norsk natur og kulturlandskap er viktige ressurser og fellesgoder som reiselivet drar nytte av. Reiseliv er en voksende sektor globalt, med stor betydning både for sysselsetting, stedsutvikling og miljøpåvirkning på et økende antall reisemål.

Det er ofte de samme naturverdiene som er verdifulle for reiselivet som for rekreasjon og friluftsliv. Flere områder i Norge som er verdifulle som turistdestinasjon og som rekreasjonsområde blir påvirket av bl.a. utbygging, og dette vil ha konsekvenser både for det visuelle landskapet og for andre miljøkvaliteter.

Betydningen av norsk natur for reiselivet er reflektert i den norske reiselivsstrategien (Nærings- og handelsdepartementet 2012), hvor

det f.eks. er pekt ut fire opplevelsområder som skal være spydspisser i profileringen av Norge: fjord- og fjelllandskapet, kysten og kystkultur, fjell og villmark og det arktiske Norge. Sjømat, fjell og fjorder er noe av det som sterkest assosieres med Norge i utlandet. For eksempel har Fiskeri- og kystdepartementet utarbeidet en egen strategi for utvikling av kystbasert reiseliv (Fiskeri- og kystdepartementet, 2008).

Naturbasert reiseliv (grovt definert som overnattingsturer med aktiviteter relatert til natur) utgjør en av de raskest voksende formene for reiseliv. Eksempler på dette kan være vandring, rafting, fuglekikking, naturguiding, jakt og fiske. Gårdsturisme vil også være basert på norske økosystemer (jordbruksområder og åpent lavland). Det vil også være mange turister som legger vekt på naturen og landskapet som en del av reiseopplevelsen (f.eks. for cruiseturisme), selv om de ikke har planlagt aktiviteter som sådan i naturen. Det finnes generelt lite statistikk knyttet direkte til naturbasert reiseliv for Norge og andre nordiske land, men det er mulig å identifisere en del utviklingstrekk. For eksempel har et forskningsprosjekt ved Universitetet for miljø- og biovitenskap på Ås (UMB) sett på omfang og karaktertrekk ved 2100 naturbaserte reiselivsbedrifter, som bl.a. viser at naturbasert reiseliv er viktig for mange mindre aktører¹⁴.

Norge (og de andre nordiske landene) er preget av at mange av innbyggerne har tilgang til og bruker hytter og fritidsboliger, og dette kan også ses på som en del av det naturbaserte reiselivet. Det er i dag rundt 450 000 hytter og fritidsboliger i Norge¹⁵, og en stor andel er lokalisert i tilknytning til viktige natur- og landskapskvaliteter. Mange av disse inngår også i tilbudet som kan brukes av utenlandske turister.

Friluftsliv

Friluftsliv i Norge har sterke røtter i oppbyggingen av en nasjonal identitet og kampen for nasjonalt selvstyre fra slutten av 1700-tallet og utover på 1800-tallet. Særlig fra midten av 1800-tallet ble nordmenns forhold til naturen og friluftsliv brukt aktivt og bevisst i arbeidet med å skape en nasjonal identitet. Økt fritid ga oss mulighet til å se på naturen med nye øyne og til å være i naturen kun for å få naturopplevelse og fysisk aktivitet.

¹⁴ Se mer informasjon på <http://www.umb.no/ina/artikkel/ny-kunnskap-om-naturbasert-reiseliv>.

¹⁵ Kilde: <http://www.ssb.no/bygg-bolig-og-eiendom/statistikker/bygningsmasse/aar/2013-03-26>.



Figur 5.19 Flåm i Aurlandsfjorden mottar rundt en halv mill. turister hvert år. Naturen er svært viktig for norsk reiseliv.

Foto: Miljøverndepartementet

Den vanligste definisjonen av friluftsliv er «opphold og fysisk aktivitet i friluft i fritiden med sikte på miljøforandring og naturopplevelse» (St.meld. nr. 39 (2000–2001)). Friluftsliv spenner fra enkle aktiviteter som f.eks. å gå eller sykle en tur i skogen eller i nærmiljøet, til mer avanserte og utstyrskrevede aktiviteter som f.eks. klatring, padling og jakt. Noen aktiviteter kan oppfattes både som friluftsliv og som trenings- eller mosjonsaktiviteter som foregår utendørs og som rekreasjon.

De aller fleste vil kunne finne en eller flere friluftslivsaktiviteter som de kan utøve og finne mening i, og som gir både fysisk aktivitet og naturopplevelse. En viktig grunn til at friluftsliv har en sentral plass i mange nordmenns bevissthet er at vi har store områder med natur over hele landet, både tilrettelagt og lite eller ikke tilrettelagt, og at naturen for mange er lett tilgjengelig, også i byer og tettsteder. Videre er det en lovfestet rett i friluftsloven i form av allemannsretten til å kunne ferdes fritt og til å oppholde seg gratis i naturen (se f.eks. Odden 2008).

Det er dokumentert at friluftsliv har positive virkninger for folkehelsen, både for den psykiske og fysiske helsen. Fysisk aktivitet gir velvære, men i utøvelse av friluftsliv får man naturopplevelse som en dimensjon i tillegg. Friluftsliv kan også gi vennskap og kunnskap om naturen, og på den måten gi vilje og forståelse for viktigheten av en bærekraftig forvaltning og bruk av naturen og naturressursene. Det finnes flere studier i Norge som illustrerer verdien av friluftsliv enten gjennom å vise til hvor mange mennesker som driver med ulike friluftslivsaktiviteter eller ved å peke på hvordan aktivitet generelt og utendørsaktivitet spesielt har positive helseeffekter som igjen bidrar til å redusere samfunnets helsekostnader. Noen av de mest sentrale studiene presenteres under.

Dagens bruk av naturen til friluftsliv og rekreasjon

Nordmenn er svært aktive friluftslivsutøvere. Statistisk sentralbyrås levekårsundersøkelse for 2011¹⁶ viser at i 2011 deltok så mange som 92 pst.

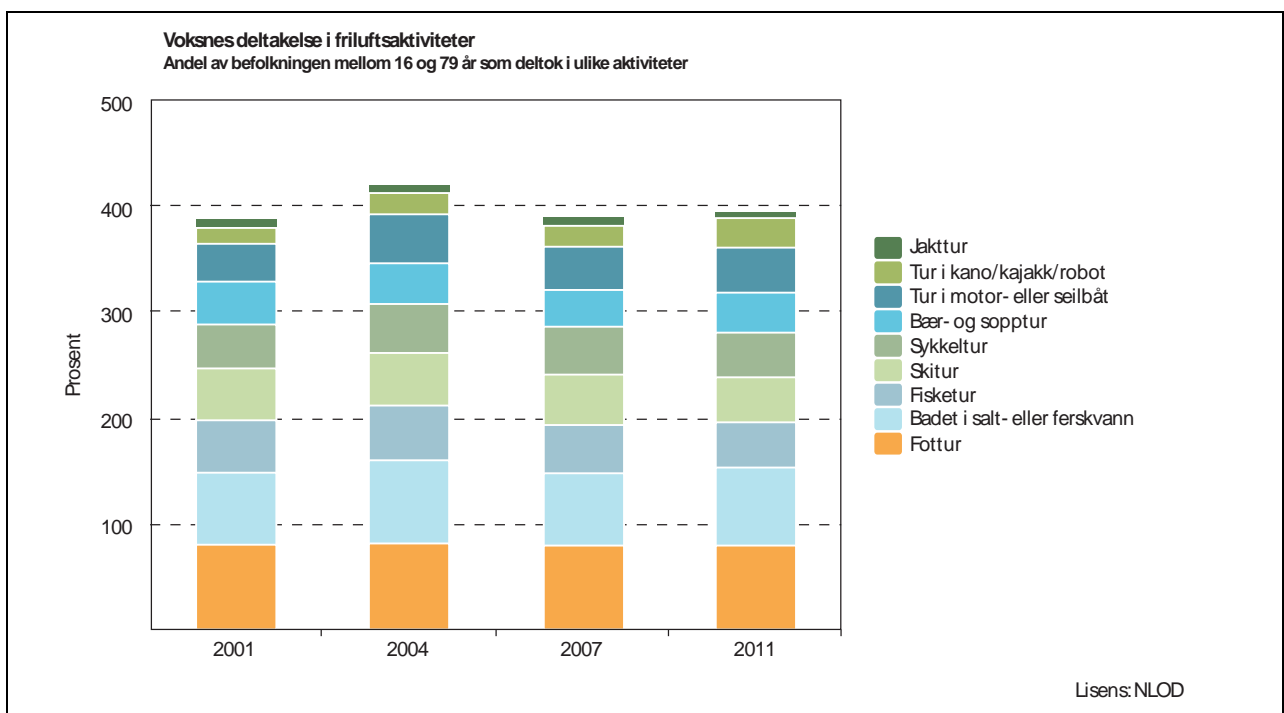
¹⁶ <http://www.ssb.no/kultur-og-fritid/statistikker/fritid>.

av alle nordmenn i en eller annen form for friluftsliv. Aktivitetsnivået er også høyt, – i gjennomsnitt drev vi med en eller annen form for friluftsliv 108 dager i løpet av 2011. Undersøkelsen viser videre at i løpet av et år er åtte av ti nordmenn på fottur i skogen eller på fjellet. 80 pst. av befolkningen over 16 år har vært på en eller flere kortere fotturer, mens 55 pst. har vært på en lengre fottur. 71 pst. av befolkningen har badet i salt- eller ferskvann, mens 43 pst. har vært på sykkeltur i naturen. Halvparten av befolkningen har vært på skitur. 43 pst. har gått på en eller flere korte skiturer i skogen eller på fjellet, mens 30 pst. har vært på en lengre skitur i løpet av en tolv måneders periode. 25 pst. har stått på alpint, snowboard eller telemark.

Undersøkelser fra Norsk Monitor viser at friluftsliv og egenorganisert aktivitet er de klart viktigste arenaene for fysisk aktivitet for voksne, og deretter følger kommersielle treningssentre og livsstilsaktiviteter (Meld. St. 26 (2011–2012)). Det er også mye som tyder på at friluftsliv og egenorganisert aktivitet i nærmiljøet kan bidra til fysisk aktivitet i alle livsfasen og til å etablere vaner og behov som varer hele livet. For en omtale av hvilken betydning friluftsliv kan ha for omfanget av fysisk aktivitet, herunder for ulike sosiale grupper, kan det vises til Breivik mfl. (2011). I 2011 analyserte Nasjonalt råd for fysisk aktivitet aktivitetsmønster og aktivitetsutvikling i befolkningen, i samarbeid med Norges Idrettshøgskole, Høgsko-

len i Telemark, Høgskolen i Finnmark og Universitet for miljø- og biovitenskap. Denne analysen presenterer undersøkelser som viser at fotturer i skog og mark er suverent den fysiske aktiviteten som flest driver med i fritiden minst en gang i måneden (67 pst.). Deretter kommer skiturer i skog og fjell og styrketrening (35 pst.), sykling til jobb og på tur (31 pst.) og fotturer på fjell og vidde (29 pst.). I samme rapport vises det også til at friluftslivsaktiviteter er den fysiske aktiviteten som flest driver med i fritiden minst en gang i måneden (74,6 pst.) (Breivik mfl. 2011).

Personer i distriktene er de som oftest fisker, jakter eller plukker bær og sopp, mens personer i byene er de ivrigste til å gå lange skiturer. Med unntak av bær- og soppturer begynner deltakelsen å falle fra om lag 55 år. Når det gjelder deltakelsen for ulike aldersgrupper, kan aktiviteten deles inn i tre hovedgrupper. Den ene er de såkalte «ungdomsaktivitetene», som bruk av alpinanlegg, off-piste kjøring og skøyteturer, hvor deltakelsen synker gradvis med økende alder. I den andre gruppen aktiviteter holder deltakelsen seg relativt jevn til 55 år, før kurven peker nedover. Gode eksempler på slike aktiviteter er utendørs bading, båtturer, fisketurer og jakt. Videre er det en gruppe aktiviteter der aktiviteten er størst blant de midterste aldersgruppene. Dette er aktiviteter som fotturer, skiturer, sykkelturner og terrengsykling (SSB 2011).



Figur 5.20 Voksnes deltagelse i friluftaktiviteter.

Kilde: Statistisk sentralbyrå – gjengitt på miljostatus.no

For de aller fleste store friluftslivsaktivitetene er deltakelsen bortimot fullstendig uavhengig av bostedets størrelse. Folk går fotturer, skiturer og drar på sykkelturen like mye enten de bor i byen eller på bygda. Det finnes likevel noen få unntak, som viser at de gamle kulturelle skillene mellom byens og bygdas friluftsliv ennå ikke er fullstendig utvisket. For høstingsaktivitetene jakt, fiske og bær- og sopplukking er det en tydelig tendens til at deltakelsen er størst på bygdene, og at den avtar gradvis med bostedets størrelse. For aktiviteter som utendørs bading, terrengsykling og bruk av alpinanlegg er bildet motsatt. Her er deltakelsen lavest på bygdene, mens den øker etter hvert som bostedet får flere innbyggere (SSB 2011).

Rekreasjon og nærmiljøaktivitet

Nærmiljøet og friluftsområder i nærheten av der folk bor er viktig for rekreasjon og friluftsliv, og også å legge bedre til rette for aktiviteter, som å gå og sykle. Situasjonen i norske byer og tettsteder ble noe diskutert i kapittel 4, og viser at det fortsatt er utfordringer knyttet til omfang, kvalitet og tilgang på grønne rekreasjonsområder.

En viktig tjeneste i bysammenheng er den rekreasjon en kan få i parker og mindre grøntom-

råder, byskoger og markaområder, som f.eks. Oslomarka. Rekreasjon, å kunne koble av fra hverdagen, og f.eks. ha mulighet til å drive fysisk aktivitet utendørs er som vi vil komme tilbake til svært viktig for helse og trivsel for de fleste mennesker (se f.eks. Bischoff mfl. 2007, Kurtze mfl. 2009, Waaseth 2006 og Folkehelseinstituttet 2009). Urban natur og såkalte grønne lunger i byområder gir unike muligheter til å drive fysisk sosial aktivitet og til å gi velvære i form av rekreasjon og opplevelse.

De naturelementene som er viktig for bybeboernes daglige rekreasjon og helse, er også viktig både for reiseliv og for å gi estetisk mer attraktive byer. Mennesker foretrekker å omgi seg med landskap som gir assosiasjoner til estetisk vakker natur. Store deler av by- og tettstedsnære skoger og utmarksområder er viktige for folks «nærrekreasjon». En undersøkelse av brukere av kommuneskogene i Oslo viser f.eks. at 86 pst. av befolkningen hadde brukt marka i løpet av de siste 12 månedene (Dalen 2011), og denne andelen var økende siden forrige undersøkelse i 2004. Mange av de større, norske byene er lokalisert ved kysten, og bading, fiske, båtturer osv. er viktig for svært mange av innbyggerne i disse byene. Norge har generelt god badevannskvalitet, og



Figur 5.21 Telttur – en av mange former for friluftsliv.

Foto: Miljøverndepartementet

dette skyldes bl.a. økosystemenes innsats for vannrensing.

Naturens verdi for folkehelsen

Naturen er en premiss for å kunne utøve friluftsliv og et viktig grunnlag for rekreasjon i nærmiljøet. Friluftslivsutøvelse bidrar til bedre fysisk og psykisk helse, og har derfor en viktig plass i folkehelsearbeidet. De aller fleste kan gå tur, og det er som nevnt nettopp den form for fysisk aktivitet som flest driver med i fritiden (Breivik mfl. 2011). Økt satsing på friluftsliv er derfor viktig i folkehelsearbeidet. Med dagens norske utvikling i inaktivitet og økt kroppsvekt, blir det ekstra viktig å legge til rette for lavterskelaktivitet, og å ta vare på og bevare og utvide grønne lunger og stier i nærmiljøet. Det er også viktig å bevare større og uberørte naturområder i kystsonen, i innlandet og i fjellet, da også disse områdene er svært viktige for folks friluftslivsutøvelse. Gjennom organisert eller uorganisert friluftsliv kan mange barn, unge og voksne finne en aktivitet som passer for seg og sitt nivå.

Friluftsliv gir ikke bare frisk luft og mosjon, men kan også gi mestringsfølelse som er viktig både for læringsmotivasjon og selvtillit (se bl.a. Breivik mfl. 2011). Naturen er også svært viktig for barn og unges fysiske og psykiske utvikling.

Barn har behov for å bruke og utvikle sine sanser, og et samspill mellom alle sansene er nødvendig for en optimal utvikling. Begrepet sanseintegrasjon brukes om dette samspillet, hvor sanseinntrykkene samles og organiseres til en hel og integrert opplevelse. Ved å være i aktivitet i varierte miljøer, ved å bevege kroppen får man mange sanseopplevelser. Sanseopplevelsene stimulerer utviklingen av nervesystemet. Barn trenger derfor en oppvekst i et rikt bevegelsesmiljø som utfordrer hele barnet.

Jakt og fiske

Jakt og fiske er for mange viktige former for friluftsliv, og vi viser til omtalen ovenfor om mat fra vill natur. Det var for sesongen 2011/2012 registrert i alt 147 000 jegere på jakt, og antall jegere har endret seg lite de siste årene. Hvert år betaler i underkant av 200 000 personer jegeravgift, og i alt er rundt 440 000 personer registrert i Jegerregisteret. Om lag 25 pst. av jegerne jakter både på småvilt og på hjortevilt, mens ca. 40 pst. jakter bare hjortevilt og 35 pst. jakter bare småvilt. Fritidsfiske er en av de viktigste og mest utbredte friluftaktivitetene i Norge, og omkring halvparten av den voksne befolkningen fisker en eller flere ganger i året.

Boks 5.16 Urbane økosystemtjenester – det grønnes betydning for et bedre og friskere liv i norske byer

Et økende antall og en økende andel av verdens og Norges befolkning bor i byer, og det er økende behov for ressurser og tjenester fra både i og utenfor byene. Økosystemtjenestetilnærmingen kan være nyttig for byutvikling, bl.a. for å kunne avveie fordeler og ulemper ved nedbygging av økosystemer opp mot fortetting, og for kunne vurdere både grå og grønne arealer i byplanlegging. Grønne områder og bynær natur er ikke minst viktige for folkehelsen, både for fysisk aktivitet og for velvære. Et eksempel på et lokalt tiltak er prosjektet «STImuli – fra senga til Bestemorenga», som er en målrettet satsing på bostedsnære turløyper i Bodø og som skal gi de som bor innenfor prosjektområdet godt merkete og tilrettelagte rundturløyper mindre enn 500 m fra der de bor.

Klimaendringer kan gi økt betydning av urban grønnstruktur for overvannshåndtering og andre regulerende tjenester, mens økt urba-

nisering og større befolkningstetthet kan gi økt betydning av markaområder, parker og grønne lunger for rekreasjon og andre kunnskaps- opplevelsestjenester (se også boks 4.12). Et forskningsprosjekt (i regi av det EU-finansierte prosjektet OpenNESS) vil i 2013–2016 vil se nærmere på verdier av økosystemtjenester i Oslo kommune.

For en gjennomgang av urbane økosystemtjenester i Norge viser vi til Lindhjem og Sørheim (2012). For en gjennomgang av europeiske forhold viser vi til EEA (2012a), og for internasjonale forhold til CBD (2012a). Andre kilder omfatter bl.a. Gómez-Baggethun og Barton (2013) om kategorisering og verdsetting av urbane økosystemtjenester, Jansson (2013) om økosystemtjenester og mer bærekraftige og resiliente byer og Larondelle og Haase (2013) om samspillet mellom sentrum og omland for økosystemtjenester i ulike europeiske byer.

5.6.2 Velvære og estetiske verdier

Denne tjenesten omfatter bl.a. «estetiske verdier» i MA, som viser til at mange finner velvære (psykisk, mental), skjønnhet og estetisk verdi i bestemte sider ved økosystemene, og at dette synliggjøres gjennom valg av fritidsaktiviteter og bosted. Betegnelsen reflekterer i noen grad også tjenesten «sosiale relasjoner» i MA, som viser til at økosystemer påvirker hvilke typer sosiale relasjoner som utvikles i bestemte kulturer. TEEB betegner noe av dette som «estetisk informasjon», mens CICES (Haines-Young og Potschin 2013) i noen grad inkluderer dette under overskriften «intellektuelle og representasjonsmessige interaksjoner med økosystemene» (f.eks. gjennom estetiske aspekter som stedsidentitet og gjengivelse av natur gjennom kunst).

Norske økosystemer har på ulike vis en betydning for disse verdiene, bl.a. grøntområder i byer og tettsteder, bymarker og skogen, kulturlandskapet (jordbruksområder og åpent lavland), innsjøer og elver, fjellet, strandsonen og kysten. For en generell omtale av betydningen av det fysiske miljøet rundt oss kan det f.eks. vises til Fyrhi mfl. (2012), og for en omtale av betydningen av det

norske kulturlandskapet kan det vises til Sang og Sundli Tveit (2013).

Det vil nødvendigvis være en del overlapp mellom denne og andre tjenestetyper, ikke minst ulike sider ved rekreasjon, friluftsliv og reiseliv, åndelige og religiøse perspektiver, og ulike sider ved fysisk helse. Mange studier viser at naturen på ulike måter kan ha en positiv innvirkning på velvære og på menneskers stressnivå. Flere studier har undersøkt den positive påvirkningen natur har på stress og psykisk helse, og i kapittel 10 kommer vi tilbake til studier av de økonomiske sidene ved helseeffekter av friluftsliv og rekreasjon.

Naturen har en positiv påvirkningskraft på de aller fleste mennesker, og naturen bidrar til å forme oss både som individer og som samfunn. Professor Per Fugelli (se Miljøverndepartementet 2007b) har kalt naturen for «vårt største helsehus», og hans hovedbudskap knytter seg til begrepene helhet og sammenheng (forstått som tilhørighet og identitet). For en generell gjennomgang av sammenhenger mellom naturopplevelse, friluftsliv og vår psykiske helse viser vi til rapporten fra det nordiske prosjektet «Friluftsliv og psykisk helse» (Miljøverndepartementet 2008). Denne rapporten ser bl.a. på «naturen som kraftkilde»,



Figur 5.22 Naturopplevelse og død ved.

Foto: Tom Nicolaysen – Naturglede

og på hvordan naturelementer har positiv innvirkning på mennesker på ulike måter (se også Naturvårdsverket 2006). Miljøverndepartementets rapport drøfter også ulike teorier som kan beskrive hvordan mennesker påvirkes av naturelementer i sine omgivelser, spesielt kultur- og læringsteori, evolusjonære teorier og generelle teorier omkring stress og stressreduksjon.

Betydningen av naturen for folkehelse blir også fremhevet og omtalt i den siste folkehelsemeldingen (Meld. St. 34 (2012–2013)). I meldingen legges det vekt på en helsefremmende steds- og lokalsamfunnsutvikling bl.a. gjennom å sikre arealer til fysisk aktivitet og friluftsliv. Det vises også til at nedbygging av viktige naturområder for ferdsel og friluftsliv i nærheten av boområder skal forhindres, og til at de naturlige «hundremetersskogene» i boområder bør bevares. Meldingen understreker også betydningen av nærhet og trygg tilgang til gode rekreasjons- og friluftslivsområder.

Av norske studier som ser på forholdet mellom folkehelse og friluftsliv/rekreasjon kan nevnes Bischoff mfl. (2007), som er en kunnskapsoversikt om friluftsliv og helse, og Kurtze mfl. (2009), som gir en analyse og dokumentasjon av friluftslivets effekt på folkehelse og livskvalitet. Kurtze mfl. (2009) konkluderer at friluftslivstiltak ser ut til å være helsefremmende for den

yrkesaktive delen av befolkningen (25–64 år) og at det er viktigere at man i det hele tatt deltar i ulike former for friluftsliv enn hvor ofte. Dette resultatet er basert på levekårsundersøkelsen. De gjennomfører også en litteraturstudie, der de først konkluderer med at det finnes forholdsvis lite forskning om helseeffekter av friluftsliv og der nest med at de studiene som har undersøkt dette systematisk, finner en viss effekt på fysisk og psykisk helse. Det gjelder særlig reduserte tilfeller av hjerte- og karsykdommer og bedret livskvalitet generelt, men også forebygging av astma hos barn, Alzheimers, hjerteinfarkt og kreft. Videre blir stress redusert i kontakt med naturen. De konkluderer videre med at det er behov for mer forskning om synergieffektene som fysisk aktivitet og naturopplevelse har på folks helse. Studier fra andre land støtter funnene som er gjort i Norge, og i boks 5.18 gjengis noen av disse internasjonale konklusjonene.

Mennesker vil ha ulike perspektiver på hva som påvirker dem av mer estetiske forhold ved økosystemene og landskapet rundt seg. Hva folk legger i estetiske verdier vil variere mye, og omfatter mye mer enn «styggt og pent». Oppfatningene er bl.a. påvirket av opplevd mangfold av natur gjennom landskapskarakter, variasjon av sanseinntrykk, helhet, kontrast og kontinuitet. Dette omfatter også en individuell erkjennelses-

Boks 5.17 Frisk i naturen – et nordisk prosjekt om natur og folkehelse

Det nordiske prosjektet «Frisk i naturen» har sett på naturens betydning for folkehelse og bruken av naturen som læringsarena. Prosjektet viser til at den nordiske naturen, sammen med nordiske natur- og friluftstradisjoner, gir en unik mulighet til å styrke folkehelsen og til å møte mange av de utfordringene som vårt moderne levesett medfører.

Prosjektet understreker at naturen kan spille en sentral rolle i å fremme folkehelse og forebygge plager, bl.a. ved at naturen reduserer stress og styrker evnen vår til å ta oss igjen, gir smertelindring, øker motivasjonen for fysisk aktivitet, gjør at vi beveger oss mer, styrker immunforsvaret, er «best i test» for eldres helse, klarner tankene og gir bedre søvn.

Prosjektet mener videre at naturen kan styrke vår psykiske helse, og er «balsam for sjelen», har god effekt på utsatte grupper i samfunnet, gir sjelefred og lykkerus, gir en forsterket følelse av sammenhenger i livet, minsker aggre-

sjon og kan være en god arena for omsorg og terapi.

Når det gjelder naturen som læringsarena viser prosjektet til at naturen forbedrer evnen vår til å lære, bedrer hukommelsen og konsentrasjonsevnen, bidrar til mindre konflikter mellom barn og til bedre forhold mellom lærere og elever, styrker motorikken, hjelper barn med diagnosen ADHD, gir friskere og roligere barn, bedrer elevenes prestasjonsevner, gir færre sykedager i skolen og kan gi mer kjønnsnøytrale lekeplasser.

Til slutt viser prosjektet til betydningen av folks nærområder spesielt i byer og tettsteder, og til at sikring og vedlikehold av grøntområder kan stimulere næringsvirksomhet, redusere kriminalitet og vitalisere bostedsområder, motvirke sosiale helseulikheter, gi økt miljøengasjement, øke fysisk aktivitet og fremme biologisk mangfold.

prosess hvor den estetiske verdien er knyttet til relasjonen til det erfarte/observerte, noe som også bl.a. gir grunnlag for identitet og tilhørighet. Slike meningsdannelsesprosesser er både individuelle og sosiale. Folk vil også ha forskjellige synspunkter på betydningen av ro og stillhet (boks 5.18).

5.6.3 Stedsidentitet

Norske landskap er en viktig del av folks identitet. Vakre, stimulerende og identitetsskapende omgivelser med god tilgjengelighet, tilgang til sosiale

møteplasser, muligheter for rekreasjon i naturpregete arealer og med bebyggelse preget av tradisjon og fornyelse i godt samspill, er viktig for mange og kan virke helsefremmende. Tjenesten «stedsidentitet» i MA viser til hvordan mange setter pris på bestemte sider ved ulike steder, og hvor deler av dette er forbundet med bestemte sider ved miljøet generelt og økosystemene spesielt.

Mange plasserer en verdi knyttet til stedsidentitet, som kan assosieres med gjenkjennelige trekk i deres miljø. Ulike sider ved økosystemer og landskapet kan utgjøre en viktig del av dette,

Boks 5.18 Eksempler på internasjonal forskning som viser at natur er viktig for psykisk og fysisk helse

Flere utenlandske studier viser at natur kan virke positivt på menneskelig helse (se f.eks. Bowler mfl. 2010 for en gjennomgang). En svensk studie av Grahn og Stigsdotter (2003) fant at antall besøk og besøkslengden til naturområder har betydning for stressnivået. Folk som har lett adgang til natur (dvs. bor i nærheten av parker og andre grønne områder) var de som oftest besøkte natur, og derfor også hadde mest nytte av naturens beroligende effekter. De fant også at hageeiere som bruker tid i egen hage også besøkte offentlig grønne områder oftere, og som en konsekvens av dette, var de også mindre stresset. En nyere engelsk undersøkelse (White mfl. 2013) finner også at folks mentale helse og følelse av velvære henger sammen med hvor langt de bor fra parker og grønne områder.

En dansk studie gjennomført av Hansen og Nielsen (2005) konkluderte med at selv det å være i utkanten/i nærheten av grønne områder hadde en effekt på stressnivå, slik at jo nærmere folk bodde grønne områder, jo mindre stresset var de. Internasjonale kliniske studier har vist at natur (skogs)besøk kan senke stresshormon-nivåene og blodtrykk og hjerterytme (Karjalainen mfl. 2010). I en svensk studie ble det vist at bare det å se natur gjennom et vindu umiddelbart førte til redusert blodtrykk etter en stressende aktivitet og at blodtrykket fortsatte å være lavere senere (se Kettunen mfl. 2012).

I Finland ble det oppdaget at urbane grønne arealer øker positive følelser, og de som ofte besøkte naturområder utenfor byer fikk redusert graden av negative følelser (f.eks. stress, engstelse, tretthet og irritasjon). De positive

følelsene ble forsterket selv ved relativt lav hyppighet for besøk (Tyrväinen mfl. 2007). Effektene var ikke begrenset til fritid: også det å gå gjennom grønne omgivelser på vei til arbeid eller studier økte de positive følelsene og reduserte de negative. Man fant også at folks favorittsteder i grønne omgivelser ga større oppladningseffekt (*recharge experience*) enn favorittsteder som var i mer urbane omgivelser (Tyrväinen mfl. 2007).

I en finsk studie blant eldre kvinner på institusjon ble det også funnet at det å besøke uteområder regelmessig hadde en positiv effekt på deres vurdering av egen helse (Rappe mfl. 2006). Tilsvarende resultater er funnet i en nederlandsk studie, som viser sammenhenger mellom tilgangen til grønne områder og folks vurdering av egen helse (Maas mfl. 2009). I en svensk studie fant man at eldre menneskers konsentrasjonsevne var bedre etter å ha sluppet av i naturlig omgivelser og at de var dårligere etter avslapning innendørs (Naturvårdsverket 2006). Også for førskolebarn ble det vist at de har bedre motoriske evner og bedre konsentrasjonsevne når de har tilgang til natur.

En studie fra Sverige indikerer at det å fjerne muligheten for utendørs rekreasjon ville ha betydelig negativ påvirkning på folks egen vurdering av helsetilstand (Norman mfl. 2010). Hansen og Nielsen (2005) fant også en negativ sammenheng mellom overvekt og grønne områder, hvor folk som bor nær grønne områder hadde mindre sannsynlighet for å være overvektige, og de mener at nærheten til grønne områder generelt oppmuntrer folk til å være mer aktive.

Boks 5.18 forts.

Natur og biologisk mangfold kan også ha mer direkte effekter på fysisk helse. Hanski mfl. (2012) viser f.eks. at tilgang til natur (skog og landbruksområder i nærheten av bosted) ser ut til å ha en effekt på forekomsten av atopisk følsomhet, mens Lovasi mfl. (2008) antyder at barn som bor i områder med nye trær har lavere forekomst av astma. Mekanismene bak disse sammenhengene trenger mer forskning, men studiene tyder på at det kan være mindre synlige, men presumptivt svært viktige forbindelser mellom natur og helse. En nederlandsk studie viser også at tilgangen til grønne områder og tilhørende lek og aktivitet bidrar til mindre fedme hos barn (se omtale i KPMG Netherlands 2012).

Forskning begynner å vise at barn som leker ute er mer fysisk aktive, leker mer kreativt, er mindre aggressive og får bedre konsentrasjon og refleksjonsevne (Burdette og Whitaker 2005 og Ginsburg mfl. 2007). Lek og opphold ute i naturen er også meget viktig for at barn skal utvikle godt syn, som igjen er viktig for barns videre læringsevner. En litteraturgjennomgang og meta-analyse av eksisterende forskning indikerer at for hver time et barn leker utendørs reduseres risikoen for nærsynthet. Studien konkluderer med at å tilbringe mer tid utendørs kan være en enkel strategi for å redusere risikoen for å utvikle nærsynthet og progresjon, i nærsyntheten (Sherwin mfl. 2012).

både det som er i umiddelbar nærhet (f.eks. nabolaget) og det som er i et større område (f.eks. landsdel). Egenskaper ved steder kan også påvirke hvor folk velger å bo og hvor folk velger å bruke ferie og fritid, herunder plassering av bolig og fritidsbolig.

Egenskaper og særtrekk ved økosystemene og landskapet kan også påvirke hvordan f.eks. kommuner og reiselivsdestinasjoner velger å profilere seg, hvor det som vurderes som positive

sider blir trukket fram over tid. Grøntarealer i byer og tettsteder spiller også en viktig funksjon som møteplasser som fremmer sosiale relasjoner (sosial kapital).

5.6.4 Åndelig berikelse

Denne tjenesten inneholder deler av kategorien «åndelige (*spiritual*) og religiøse verdier» i MA. TEEB håndterer denne tjenesten noe åpnere som

Boks 5.19 Ro og stillhet i naturen

Naturens stillhet og fravær av støy er viktig for helsen og livskvaliteten til mange mennesker. Nærmiljø og friluftsområder blir brukt til å koble av fra en hverdag med mye støy. Naturen gir oss rekreasjon, avkobling, og vi stresser ned, og mange opplever fuglesang og andre lyder fra naturen som en nødvendig berikelse (selv om bølgeskulp strengt tatt ikke er en økosystemtjeneste). Muligheten til å oppleve stillhet og ro, og muligheten til å slippe unna stress og mas, er svært viktig for manges helse og trivsel. Å oppleve stillhet og ro er blant de viktigste årsakene til at folk går på tur og driver med andre former for friluftsliv. For turister som kommer til Norge er stillhet en viktig kvalitet, og den er dermed også en ressurs for turistnæringen.

Betydningen av stillhet for mennesker kan måles på mange forskjellige måter. Stillhet i naturen betyr fravær av menneskeskapt støy. Et miljø trenger altså ikke å være helt stille, men

menneskeskapte lyder må være fraværende, eller så lavmælte, at du kan høre naturens lyder.

Undersøkelser viser at stillhet er en motivasjon for å drive friluftsliv og komme seg ut i naturen. I en undersøkelse gjennomført av Synovate i 2009 (Wergeland 2009) går det fram at mer enn 8 av 10 av de spurte mener at å «komme ut i frisk natur vekker fra støy og forurensning» (89 pst.) og å «oppleve naturens stillhet og fred» (86 pst.) er en meget eller ganske viktig grunn for å «gå tur». Mange foretrekker og anser stillhet som en viktig verdi i friluftslivet. 58 pst. er helt eller delvis enig i at det bør innføres stille soner for å unngå for mye støy i skjærgården. Samme undersøkelse viser også at det store flertallet er skeptiske til fri ferdsel av snøscootere (80 pst. mot) og fri ferdsel med motoriserte kjøretøy på barmark (85 pst. mot). Dette understreker også verdien av stillhet i friluftsliv.

«åndelige erfaringer», mens CICES (Haines-Young og Potschin 2013) ser på ulike religiøse og åndelige perspektiver som del av menneskets symbolske interaksjoner med økosystemene.

Denne tjenesten vil nødvendigvis ha overlapp med helse- og trivselsmessige tjenester og med velvære og estetiske tjenester, og for noen også religiøse verdier. Det vil også her variere mye hva ulike individer og grupper vil legge i begrepet. Tjenesten inkluderer bl.a. opplevde naturprosesser og sammenhenger, naturkontakt, steder som gir ro og stillhet, og steder som gir rom for undring, ettertanke og refleksjon. For noen vil dette være snakk om en dypere forbindelse til naturen. I Norge har f.eks. Arne Næss bidratt til å utvikle dypøkologien som en filosofisk tilnærming til menneskets forhold til naturen (Næss 1973).

5.6.5 Religiøse verdier

Denne tjenesten inneholder bl.a. mye av kategorien «åndelige (*spiritual*) og religiøse verdier» i MA, som viser bl.a. til at mange religioner tillegger økosystemene ulike åndelige og religiøse verdier. Også denne tjenesten vil nødvendigvis ha overlapp med andre opplevelsese- og kunnskapstjenester, og det vil variere mye hva ulike individer og grupper vil legge i begrepet.

Økosystemer og ulike elementer i naturen vil for mange bety noe dypere, og for noen er dette religiøst motivert. For noen dreier det seg om en generell «respekt for skaperverket», mens det for andre kan være bestemte steder eller opplevelser i naturen som er viktige i en religiøs og trosmessig sammenheng. For eksempel har mange kulturer hellige trær og hellige fjell. Religiøse aspekter vil generelt være knyttet til moralske og symbol-

Boks 5.20 Erfaringsbasert kunnskap og økosystemtjenester

Det er lange tradisjoner for å betrakte naturen og landskapet som visuelle objekter, hvor oppfattelser og dermed også opplevelsen, i hovedsak er basert på synsinntrykk. En stor del av forskningen innen miljøpsykologi bygger nettopp på hvordan man kan kartlegge og måle synlige preferanser for forskjellige naturtyper eller landskap. Naturens egenskaper eller evne til å yte tjenester knyttet til opplevelse og stedsidentitet, vil videre være avhengig av langt flere forhold enn et områdes visuelle uttrykk.

I følge fenomenologiske forskningstradisjoner, er det like mye kroppens erfaringer i møtet med det ytre miljøet som konstituerer vårt forhold til omgivelsene (Merleau-Ponty 1962 og Abram 1996). Opplevelsen av natur og landskap utvikles og fordypes ved å aktivisere hele sanseregisteret gjennom det å være tilstede i naturen, og gjennom det å være i bevegelse. Egenaktiviteten bidrar i betydelig grad til å skape mening for den enkelte i møtet med naturen (Krogh 1995 og Ingold 2000).

Mye av vårt repertoar av kunnskap er med andre ord intuitiv, implisitt og direkte knyttet til handlinger og således ikke bare intensjonal, eksplisitt, teoretisk og abstrakt. Repertoaret er videre sosialt betinget gjennom at mye av våre handlinger foregår og delvis læres i samspill med andre og ved gjensidig meningsdannelse. Dette betyr også at våre sett av slik kunnskap er erfaringsbaserte og sosialt betingede og vil vari-

ere systematisk mellom grupper av mennesker. Ulike grupper kan dermed oppfatte den «samme» tjenesten eller gode ganske så forskjellig. Dette legger igjen føringer både for forventede verdsettingsresultater, men også for hva slags metoder og tilnærminger man bør bruke. Som et eksempel fra Jomfruland; «Der hvor hyttefolk kan vektlegge fred og ro, kan campingturister verdsette liv og røre» i det «samme» landskapet, eller der en badegjest ser flatt hav, ser en erfaren fisker grunner, terskler og gode fiskesteder (Krogh 1995).

I en faglig sammenheng, brukes ofte den erfaringsbaserte kunnskapen (både lokal kunnskap og taus kunnskap) som et tillegg til teoretisk kunnskap i skillet mellom det tverrfaglige (*interdisciplinary*) og transfaglige (*transdisciplinary*) som to ganske ulike typer forståelsesformer- som dermed også forutsetter ulike verdsettingsformer (Vedeld 2004).

I forhold til (kulturelle) kunnskaps- og opplevelsesmessige tjenester, vil tilgjengelighet til natur og muligheten for aktiv fysisk utfoldelse i ulike typer landskap stå sentralt. Variert natur og kulturlandskap åpner for muligheter til å utfolde en rekke aktiviteter, ved at folk, skoler organisasjoner osv. kan ta del i ulike former for skjøtsel av kulturlandskap, som f.eks. rydding og merking av stier. Dette vil videre i betydelig grad kunne bidra til å styrke stedsidentitet og tilhørighet for befolkningen.



Figur 5.23 Steder med spesiell betydning – Gudfjelløya i Tunnsjøen i Nord-Trøndelag.

På et platå nesten helt på toppen av Gudfjellet hadde samene i følge sagnet en offerplass.

Foto: Tom Nicolaysen – Naturglede

ske aspekter, men kan også være koblet til mer materielle forhold som f.eks. navnsetting og landrettigheter.

5.6.6 Inspirasjon og symbolske perspektiver

Dette fanger bl.a. opp tjenesten «inspirasjon» i MA, som viser til at økosystemer tilbyr en rik kilde til inspirasjon for kunst, litteratur, språk, folkløse, nasjonale symboler, arkitektur og markedsføring. Denne tjenesten inkluderer i noen grad også tjenesten «kultur mangfold» i MA (2005a), som viser til at mangfoldet av økosystemer er en faktor som påvirker mangfoldet av kulturer. TEEB viser mer eksplisitt til «inspirasjon for kultur, kunst og design». Denne tjenesten vil fange opp deler av det CICES (Haines-Young og Potschin 2013) betegner som «symbolske interaksjoner med økosystemene», inklusive bl.a. «inspirasjon som intellektuell og representasjonsmessig interaksjon med økosystemene». Dette vil også omfatte økosystemenes og landskapenes rolle i kulturelle overleveringer og i ulike nye og gamle ritualer som f.eks. pilegrimsvandring og *retreat*-tilbud.

Norsk natur har vært og er en viktig kilde til inspirasjon for kunstnere og forfattere, og også

for norsk design og arkitektur. Naturen spiller også en sentral rolle i fortellinger og sagn, bl.a. i mange folkeeventyr. For en generell omtale av naturarvens betydning for norsk kultur og egenart kan det f.eks. vises til Hågvar og Berntsen (2001) og til Ådnem (1994).

Ulike sider ved biologisk mangfold brukes også som inspirasjonskilde for oppfinnelser og for innovasjon av nye produkter. Det er bl.a. funnet at økosystemer leverer inspirasjon for design av arkitektur og for urban arealplanlegging (Shu-Yang mfl. 2004 og Ninan 2009), og dette kan være viktig i utviklingen av mer bærekraftige byer.

5.6.7 Kunnskap og læring

Naturen utgjør en viktig plattform for økt kunnskap og for ulike former for læring, både formelt og uformelt. Denne tjenesten omfatter kategoriene «kunnskapssystemer» og «utdanningsverdier» i MA (2005a), som viser til at økosystemer påvirker hvilke kunnskapssystemer som utvikles i ulike kulturer og til at økosystemer og deres komponenter og prosesser danner grunnlaget for både formell og uformell læring i mange samfunn. TEEB betegner dette som «informasjon for kognitiv utvikling», mens CICES (Haines-Young og

Boks 5.21 Nikolai Astrup – en av mange kunstnere inspirert av norsk natur



Figur 5.24 *Soleienatt*, malt av Nikolai Astrup²

¹ Kilde: <http://nikolai-astrup.no/nikolai-astrup>.

² Hentet fra http://no.wikipedia.org/wiki/Fil:Nikolai_Astrup-Soleienatt.jpg.

Nikolai Astrup (1880–1928) er en av Norges mest fremtredende og folkekjære billedkunstnere. Han har gjort seg bemerket både som grafiker og som maler, og er fremfor alt kjent for sine særegne skildringer av Vestlandets frodige, ville natur og tradisjonelle folkeliv. Med bilder som blant andre *St. Hansbål*, *Marsmorgen*, *Vårnatt i hagen* og *Maimåne* har Astrup – som bl.a. J. C. Dahl omkring hundre år tidligere – i betydelig grad bidratt til å forme vår oppfatning ikke bare av Vestlandet, men av Norge. Bildene hans viser små og store norske økosystemer i ulike årstider og værforhold, f.eks. den vesle hagen med frukttrær og åkerlapp, innsjøen, de velkjente fjellene, skogen og jordene¹.

Potschin 2013) inkluderer dette under overskriften «intellektuelle og representasjonsmessige interaksjoner med økosystemene».

Økosystemer og landskap kan være viktige arenaer for utdanning og opplæring, både for læring til bruk i barnehage, skole og høyere utdanning, og for andre mer uformelle former for læring. For mer bakgrunn om *naturen som læringsarena* viser vi til Holst Buaas (2009), Jordet (2010) og Frøyland (2010). «Den naturlige skolesekken» er et samarbeidsprosjekt mellom Kunnskapsdepartementet og Miljøverndepartementet (se boks 14.2), og er et eksempel på et tiltak som i stor grad bruker ulike sider ved norsk natur. Målet med prosjektet er at det skal bidra til å utvikle nysgjerrighet og kunnskap om natur og samfunn, bevissthet om bærekraftig utvikling og økt miljøengasjement hos elever og lærere i grunnskoler og videregående skoler.

Læring vil være knyttet både til natur og miljø, stedsutvikling og lokale forhold og fysisk aktivitet. Nærmiljøet vil ofte være viktige arenaer for slik læring, f.eks. grøntområder i byer og tettsteder og naturen nær skoler og barnehager. Vi viser også til omtalen av friluftsliv over, om hvordan aktivitet i naturen er viktig både for helse, trivsel og læring.

Nærhet til natur kan også tjene som arena for opplæring i naturfag. I byer kan f.eks. områder avsatt til urban dyrking være en kilde til så vel matproduksjon som rekreasjon og opplæring for

barn og unge, og kan virke som sosiale møteplasser og arenaer for kulturutveksling (Andersson mfl. 2007, Barthel mfl. 2010 og Groening 1995).

5.6.8 Naturarv

Som vi konkluderte med over kan det være hensiktsmessig å synliggjøre at mennesker kan ha verdier knyttet til at naturen tas godt vare på i dag og for fremtidige generasjoner, og vi mener dette kan reflekteres i tjenestebegrepet «naturarv». Betegnelsen vil gi rom for ulike innganger til slike verdier og reflekterer også språkbruken i en del sentrale internasjonale referanser (herunder CICES). Begrepet kan også få fram at dette kan erfares som kontinuitet gjennom generasjoner og inn i fremtiden, f.eks. slik det er reflektert i tradisjonen om at en gård skal overlates til etterkommere i like god eller bedre stand enn da du overtok den og i uttrykket «la naturen gå i arv».

Tjenesten naturarv inkluderer også kategorien «kulturarvverdier» i MA (2005a), som viser til at mange samfunn tilordner en høy verdi på vedlikehold av enten historisk viktige kulturlandlandskap eller kulturelt viktige arter. Det kan f.eks. vises til at de semi-naturlige markene (dvs. åpent lavland) er både en naturarv og en kulturarv. De representerer bærekraftige økosystemer med et rikt biologisk mangfold som er avhengig av at den tradisjonelle driften opprettholdes.

CICES (Haines-Young og Potschin 2013) inkluderer naturarv som en del av menneskets åndelige, symbolske og øvrige interaksjoner med økosystemene, og har foreløpig gruppert tjenesten blant eksistensverdier og arveverdier. CICES viser både til at mennesker setter pris på og gleder seg over mange ulike sider ved økosystemene, og at mennesker av ulike årsaker ønsker å sikre økosystemer for fremtidige generasjoner. Også den foreløpige svenske utredningen (Naturvårdsverket 2012) ser på natur- og kulturarv og bl.a. koblinger til landskapskarakter.

Tjenesten naturarv vil nødvendigvis overlappes med andre kunnskaps- og opplevelsestjenester, og det vil variere mye hva ulike individer og grupper vil legge i dette.

5.7 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

Gjennomgangen over viser at norske økosystemer bidrar til mange og ulike økosystemtjenester, fra det helt grunnleggende for livet (fotosyntesen), til ting som gir oss glede og velvære i hverdag og fritid (tur i parken). Noen av tjenestene er nødvendige for alle (klimaregulering), mens andre bare brukes av noen få (inspirasjon til treskjæring). Til sammen bidrar imidlertid økosystemtjenestene med store og dels uerstattelige verdier, og det er viktig å vise folk både bredden i og omfanget av disse verdiene. Omtalen viser også at behovene og bruken av norske økosystemer har endret seg over tid, og at vi kan vente at de vil endre seg også fremover. Klimaendringer gir oss nye utfordringer, mens teknologi og velstand gir oss nye muligheter. Vi kjenner imidlertid for lite til sammenhengene i naturen, og vi vet lite om hvordan ulike påvirkningsfaktorer (alene og sammen) påvirker økosystemene, og om hvordan dette igjen kan og vil påvirke leveransen av økosystemtjenester.

I likhet med norske økosystemer, er det store kunnskapsbehov knyttet til norske økosystemtjenester, og utvalget har vurdert hva vi mener er særlig viktig fremover. Økosystemtjenester er som vi drøftet i kapittel 2 et relativt nytt fagområde både i Norge og i verden for øvrig, og mange land ser nå på hvilke muligheter, utfordringer og begrensninger som ligger i økosystemtjenestetilnærmingen.

Det vi har omtalt som grunnleggende livsprosesser (økosystemfunksjoner/støttende tjenester) er grunnlaget for produksjon av de andre tjenestene. Derfor er det viktig å følge kvaliteten på

disse og sikre at de ikke forringes. Kunnskap om det kvantitative omfanget av støttetjenestene og hvilke naturlige og menneskeskapt faktorer som påvirker dem må styrkes. Videre må sammenhengen mellom biologisk mangfold, forringelse av økosystemer og grunnleggende livsprosesser økes. Det er viktig med økt forståelse om hvordan forringelse av økosystemene vil og kan påvirke produksjon av økosystemtjenester og dermed den økonomiske utviklingen og annen velferdsutvikling, både på kort og lang sikt. Her er det ikke minst viktig med økt kunnskap om økosystemenes rolle i grunnleggende kretsløp, både for karbon, næringsstoffer og vann.

Et eksempel på dette er økosystemenes betydning for det hydrologiske kretsløpet, som bl.a. påvirkes sterkt av nedbørfeltkomponenter som skog og myr, både som flomvern og ved opptak og lagring av vann (disse tjenestene henger sammen). Skogøkosystemer har også sterk effekt på eksport av stoffer fra nedbørfelt, og studier viser f.eks. hvordan flatehogst gir sterk økning av avrenning av for eksempel nitrogen, noe som kan bidra til økt algevekst i kystområder. Opptak av nitrogen i skog er viktig både for det terrestriske økosystemet, og for å sikre høy retensjon av nitrogen fra nedbør. Når skogen fjernes går mye av nitraten fra nedbør rett til havs. Fotosyntese, CO₂ og det hydrologiske kretsløp henger også sammen. Vi ser bl.a. at med mer CO₂ i luften reduseres plantenes spalteåpninger, og dette påvirker det hydrologiske kretsløp ved at fordampningen reduseres, noe som igjen har gitt økt avrenning i mange store elver.

Det er behov for mer forskningsbasert kunnskap om arealtyper (både til lands og til havs) og økosystemenes robusthet og fleksibilitet for endringer og påvirkninger, og for å forstå hvordan de ulike elementene i økosystemene virker sammen. Til det trengs det også gode overvåkingssystemer og utvikling av gode indikatorer som kan fungere som en tidlig varsling om uønsket utvikling, langsiktige utviklingstrender og effekter av tiltak. Før *overvåking* kan starte, må økosystemtjenestene kartlegges, og det må utvikles metoder for overvåking. Så langt som mulig bør overvåking kobles til relevante målsettinger, og langtidsserier er svært viktige. Effekter og endringer kan ikke alltid kobles til det som overvåkes, og det er viktig med løpende tolkning og bred vurdering av resultater fra overvåking.

Mange av de forsynende tjenester (bl.a. matproduksjon, råmaterialer og fiber og genetiske ressurser), regulerende tjenester, og opplevelsestjenester (bl.a. rekreasjon, friluftsliv

og naturbasert reiseliv og naturarven) er særlig viktige for velferd og økonomisk utvikling. Kunnskapen om betydningen av slike tjenester er likevel mangelfull, f.eks. konkluderer Totland mfl. (2013) med at kunnskapsnivået om betydningen av pollinering som en økosystemtjeneste i Norge er lavt.

Kartfesting av områder som er viktig for ulike økosystemtjenester er i liten grad gjort i Norge. Gode kart med tema for ulike økosystemtjenester kan synliggjøre hvilke samfunnsressurser naturen representerer, og på den måten styrke grunnlaget for verdsetting og bevisste valg med hensyn til hvordan naturarealer skal benyttes. Metoder for slik kartfesting må også utvikles.

Klima er som vi så i kapittel 4 en sentral påvirkningsfaktor (og et viktig politisk tema), og økt kunnskap om opptak og lagring av karbon i natur-systemene på land og i vann er sentralt i karbonets kretsløp og som regulator for klimagasser i atmosfæren. Natursystemene med store karbonlagre (f.eks. boreal skog) er utsatt for en rekke påvirkningsfaktorer, og mer kunnskap om deres funksjon i opptak eller utslipp av klimagasser er nødvendig. Det er også behov for kunnskap om ulike økosystemers (herunder semi-naturlige systemer) betydning i et helhetsperspektiv når klimaet endrer seg. Det er nødvendig å utvikle tiltak og tilpasninger som ivaretar både biologisk mangfold og karbonlagringskapasitet.

I Norge i dag er friluftsliv og mulighet for rekreasjonsopphold i naturen en svært viktig økosystemtjeneste med stor betydning for velferd og *folkehelse*. I et folkehelseperspektiv (både fysisk helse, velvære og livsglede) er det bl.a. behov for en sterkere satsing på nærrområder. Det er behov for styrket forskning om friluftsliv og rekreasjon, bl.a. knyttet til folkehelse og til tilgjengelighet og bruk for ulike befolkningsgrupper. Som ledd i en forsterket nærmiljø-satsing kan det være behov for mer forskning om endringsprosesser (urbanisering, sosiale forskjeller og lignende), arealbruk og fysisk og «psykisk» tilgjengelighet til gode friluftslivsområder.

Betydningen og bruken av opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) varierer mellom ulike befolkningsgrupper og over tid. Kunnskap om hvordan ulike grupper vurderer hva som er viktig og har verdi må studeres for å kunne verdsette disse tjenestene i dag, men også for å vurdere hvordan disse tjenestene kan tenkes å endres over tid.

En *tverrfaglig satsing* på biologi, samfunnsfag og økonomi gjennom bl.a. langsiktige forskningsprogram er nødvendig for å styrke kunnskapen

om grunnleggende biologiske prosesser som er nødvendig for økosystemtjenestene, hvilken betydning disse har for samfunnets økonomiske utvikling, sosiale forhold og menneskenes velferd. Et mer omfattende kunnskapsgrunnlag er nødvendig for å styrke beslutningsgrunnlaget for politikk på dette området. En styrket tverrfaglig satsing vil etter utvalgets syn være av stor betydning for å utvikle samarbeidsmodeller mellom økologiske og økonomiske fagområder, for bedre å kunne forstå og synliggjøre verdier av norske økosystemtjenester. Her kan vi bl.a. også vise til at sjømatmeldingen (Meld. St. 22 (2012–2013)) peker på en del kunnskapsbehov knyttet til samfunnsforhold og økosystemer, samt behovet for tverrfaglighet.

Det er også behov for mer kunnskap om muligheter og begrensninger for miljøpolitisk styring på dette feltet.

I Sverige ble Stockholm Resilience Centre¹⁷ etablert i 2007, bl.a. som en respons på de utfordringene MA pekte på. Formålet med etableringen var å skape et tverrfaglig forskningsmiljø som kunne utvide forståelsen av komplekse sosio-økologiske systemer og bidra med ny kunnskap og verktøy som kan gi bedre forvaltning av denne typen systemer, der mennesker og naturen betraktes som en integrert helhet. I Norge er fagkompetansen innenfor de ulike fagområdene med relevans for økosystemtjenester i stor grad lokalisert i sine respektive forskningsmiljøer. Vi mener etablering av et tverrfaglig miljø som det som finnes ved Stockholm Resilience Centre vil være et viktig skritt i retning av å få til økt tverrfaglig forskning og samarbeid.

5.8 Utvalgets anbefalinger

I dette kapitlet har vi gått gjennom tilstand og utvikling for norske økosystemtjenester. Vi har konkludert med at tilstanden (leveransen) er god for mange av tjenestene, men at presset på de norske økosystemene fører til utfordringer på enkelte områder. I Del III i rapporten skal vi gjennomgå og vurdere ulike metoder for å synliggjøre verdiene av økosystemtjenestene bedre i samfunnsplanleggingen. I Del IV skal vi gjennomgå og vurdere om verdiene av økosystemtjenestene er tilstrekkelig reflektert når bedrifter, forbrukere og

¹⁷ Bak Stockholm Resilience Centre står Stockholms universitet, Stockholm Environment Institute og Beijer-instituttet for økologisk økonomi vid Kungliga Vetenskapsakademien i Stockholm. Senteret er finansiert av Stiftelsen för miljöstrategisk forskning (Mistra).

offentlige aktører tar beslutninger som vil skape press på økosystemer og økosystemtjenester. Utvalgets anbefalinger med hensyn til synliggjøring og forvaltning av økosystemtjenester følger med andre ord senere.

Vi har også konkludert med at vår kunnskap om tilstanden og sammenhengene for mange økosystemtjenester fremdeles er svært mangelfull, og at dette representerer et betydelig forskningsbehov. Vi har pekt på kunnskapsbehov knyttet både til naturfaglige problemstillinger, bl.a. knyttet til grunnleggende livsprosesser, og til ulike samfunnsfaglige utfordringer.

På grunnlag av diskusjonen foran har utvalget følgende anbefalinger:

- Kunnskapen om biologisk mangfold og økosystemtjenester i Norge må styrkes, og det bør opprettes et eget forskningsprogram som ser på biologisk mangfold, økosystemfunksjoner og økosystemtjenester og sammenhenger mellom disse. Videre bør en del av forskningen gjøres tverrfaglig, slik at man kan arbeide for å integrere hensynet til biologisk mangfold og økosystemtjenester på en bedre måte i beslutningsprosesser. Vi ser spesielt behov for økt kunnskap om følgende forhold:
 - Det kvantitative omfanget av primærproduksjon og hvilke naturlige og menneskeskapt faktorer som påvirker dette.
 - Betydningen av økosystemenes tilstand og biologisk mangfold for å opprettholde økosystemfunksjonene (grunnleggende livsprosesser), og betydningen av dette for produksjon av økosystemtjenester.
 - Økosystemtjenester som er særlig viktige for velferd og økonomisk utvikling, bl.a. for økologisk bærekraftig matproduksjon, råmaterialer og fiber, og genetiske ressurser og ulike regulerende tjenester.
 - Økosystemtjenester som er særlig viktige for velferd og folkehelse, bl.a. rekreasjon, friluftsliv, naturbasert reiseliv, naturopplevelse, stedsidentitet og naturarv, og fordelingsvirkninger knyttet til dette (bl.a. tilgjengelighet).
 - Økosystemtjenester som er særlig viktige for klimaregulering, bl.a. betydningen for albedoeffekt, opptak og lagring av karbon i natursystemene på land og i vann, og boreale skoger og andre naturlige og seminaturlige økosystemers funksjon i opptak eller utslipp av klimagasser.
- Økosystemtjenester som er særlig viktige for klimatilpasning og folks sikkerhet, bl.a. ulike økosystemers betydning i et helhetsperspektiv når klimaet endrer seg. Dette omfatter bl.a. økosystemtjenestene vannstrømsregulering (med flomdemping og overvannshåndtering), erosjonsbeskyttelse, naturskadebeskyttelse, skadedyrregulering og biologisk kontroll.
- Arealtypers og økosystemers robusthet og fleksibilitet for endringer og påvirkninger, og hvordan de ulike elementene i økosystemene virker sammen.
- Muligheter og begrensninger for miljøpolitisk styring på dette feltet.
- Det er behov for økt innsikt i lokal erfaringsbasert kunnskap om økosystemtjenestene.
- Kartlegging av økosystemtjenester i Norge må styrkes for å etablere et bedre grunnlag for kunnskapsbasert forvaltning, herunder avveining mellom bruk av økosystemtjenester. Dette vil kreve systematisk overvåking av utviklingen for sentrale økosystemtjenester.
- Større norske studier om økosystemer, økosystemtjenester og betydningen av disse, etter modell av den britiske økosystemstudien (UK NEA¹⁸), bør gjennomføres, fortrinnsvis for hele landet, eventuelt for utvalgte regioner og/eller for utvalgte økosystemer. Slike studier bør inneholde analyser av utvalgte drivkrefter, påvirkningsfaktorer og sammenhenger som påvirker økosystemtjenestene og befolkningens velferd. Eksempler på temaområder er økologisk bærekraftig mat (både fra havet og landbruket), klimatilpasning, vannrelaterte tjenester, naturbasert reiseliv og helsemessige aspekter ved friluftsliv og rekreasjon.
- Det er behov for å bygge opp kapasitet og utvikle institusjoner som er rustet til å utvide forståelsen av samspillet mellom mennesker, natur og samfunn, og grunnleggende kunnskap om sammenhengen mellom biologisk mangfold, økosystemfunksjoner (grunnleggende livsprosesser) og viktige økosystemtjenester. For å oppnå dette bør det etableres et tverrfaglig forskningsmiljø der temaene nevnt over inngår sammen med økonomi og samfunnsfag. Stockholm Resilience Centre¹⁹ i Sverige er et eksempel på et slikt tverrfaglig forskningssenter.

¹⁸ Omtale av og lenke til studien finnes her: <http://uknea.unep-wcmc.org/>

¹⁹ <http://www.stockholmresilience.org/>

Kapittel 6

Norge og andre lands økosystemer

Norge er en liten åpen økonomi med en betydelig samhandel med omverdenen. Eksempelvis blir omkring 30 pst. av den innenlandske etterspørselen dekket av importerte varer og tjenester. Samtidig har eksporten over lengre tid vært større enn importen, slik at Norge også bygger opp investeringer og kapital i utlandet. I tillegg foretas store statlig investeringer både gjennom Statens pensjonsfond utland (SPU) og gjennom bistandsaktiviteter. Det er derfor innlysende at vår økonomiske aktivitet vil kunne påvirke andre lands økosystemer. Hvordan denne påvirkningen blir i praksis, avhenger bl.a. av hvordan de produktene vi importerer produseres, av aktiviteter i de selskapene vi investerer i utenlands, og miljøvirkningene når eksporterte produkter brukes utenlands. Innretningen av norsk bistand vil også ha betydning for hvordan Norge bidrar til å påvirke andre lands økosystemer, fortrinnsvis i positiv retning.

Det er vanskelig å gjennomføre analyser som identifiserer og måler miljøeffektene av grenseoverskridende økonomisk aktivitet. Det er utviklet metoder for beregning av ulike typer «fotavtrykk»¹, og slike tilnærminger kan bidra til å synliggjøre hvilke typer og mengder påvirkninger det gjelder. Disse metodene har imidlertid en rekke metodiske og datatekniske svakheter, og det finnes per i dag ingen etablert og omforent metodikk for denne typen analyser. Et nyere eksempel på en studie som ser på sammenhenger mellom økende velstand og press mot biologisk produktive områder er Weinzettel mfl. (2013). De finner at økt velstand øker forbruket av bioressurser og arealer (biokapasitet). De hevder bl.a. at mye av denne velstandsøkningen skyldes import, og at importen til land i Europa og Japan bidrar til betydelig påvirkning på økosystemer i lavinntektsland. Mye av importen består av produkter som er råvare- og arealbasert.

Juridisk sett har Norge et ansvar for miljøvirkningene av innenlandsk aktivitet – altså produksjon i Norge, enten denne anvendes innenlands eller utenlands, og for miljøvirkningene når importerte produkter brukes i Norge. Tilsvarende har andre land det formelle ansvar for økonomisk aktivitet innen sine egne grenser. Bedrifter i utlandet er underlagt lovverket der de ligger, i tillegg til internasjonalt regelverk, også om de er helt eller delvis norskeide. Men det er også norsk politikk at norske bedrifter og norske eiere skal opptre ansvarlig når de opererer i utlandet, også i land med svak lovgivning og/eller dårlig håndheving av reguleringer. Dette gjelder også der staten er en sentral aktør, og det er f.eks. fastlagt etiske regler for virksomheten til Statens pensjonsfond utland (SPU).

Det er videre krav, bl.a. i regnskapsloven, om at regnskapspliktige selskaper i Norge skal rapportere om sitt samfunnsansvar, bl.a. knyttet til miljøpåvirkning og tiltak som gjennomføres for å forhindre eller redusere negative miljøvirkninger. Praksis blant norske selskaper viser imidlertid at det er få bedrifter som i dag følger opp lovens bestemmelser om miljørapportering. En av årsakene kan være at bestemmelsene ikke følges opp med tilstrekkelig veiledning. Nye regler for rapportering om samfunnsansvar trådte i kraft 1. juni 2013 gjennom endringer i regnskapsloven (Prop. 48 L (2012–2013)).

Det pågår også internasjonalt samarbeid på myndighetsnivå som legger rammer for næringslivets samfunnsansvar. Aktuelle eksempler er OECDs retningslinjer for flernasjonale selskaper og for eierstyring og selskapsledelse, og FNs innsats innenfor rammen av *Global Compact* knyttet til prinsipper for ansvarlig forretningsførsel.²

Det kan være delte meninger om hvilket etisk og politisk ansvar Norge har som aktør i en ikke-bærekraftig verdensøkonomi, og hva som bør anses som Norges andel av påvirkningen. Utvalget vil ikke gå nærmere inn i disse problemstillingene.

¹ Bl.a. «økologisk fotavtrykk» (ecological footprint), «vannfotavtrykk» for direkte og indirekte vannforbruk (water footprint) og «karbonfotavtrykk» (carbon footprint).

² <http://www.unglobalcompact.org/>

gene her, men heller å vise til noen hovedtrekk ved norske utenlandsinvesteringer, import og bistand, og peke på hvor risikoen for påvirkning av andre lands økosystemer kan være størst.

6.1 Hvordan påvirker Norge andre lands økosystemer?

Samtidig som Norge investerer i utlandet og importerer varer og tjenester fra andre land, er det andre land som investerer i Norge, og vi eksporterer også store mengder varer og tjenester til utlandet. Dette betyr at samtidig som vår økonomiske aktivitet belaster andre lands økosystemer, utsettes også norske økosystemer for belastning som følge av andre lands økonomiske aktivitet. Reinvang og Vennemo (2013) problematiserer sammenhenger og følgeeffekter mellom disse økonomiske strømmene, og viser bl.a. til at størrelsene avhenger av hverandre samtidig som de omfattes av et balansekrav. Det betyr at import som er større enn eksport før eller senere må betales av eksport som er større enn import, og omvendt. De hevder dermed at nettoeffekten av endringer i de økonomiske størrelsene vil gå mot null over tid. Dette hevder de videre betyr at effekten av vår økonomiske aktivitet på andre lands økosystemer på lang sikt i hovedsak bestemmes mer av *sammensetningen* av import, eksport, investeringer og bistand, og ikke først og fremst av verdien av de ulike strømmene. Vi går ikke nærmere inn i denne diskusjonen her, men begrunner valget om å fokusere kun på norsk økonomisk aktivitet i utlandet i denne delen med at effektene av andre lands investeringer i Norge, samt virkninger forbundet med å produsere varer og tjenester som eksporteres ut av landet, er dekket av gjennomgangen av tilstand og utvikling for norske økosystemer i kapittel 4. Utenlandske aktørers direkte uttak av økosystemtjenester i Norge gjennom f.eks. fritidsfiske, sopp- og bærplukking og høsting av genetiske ressurser kan i denne sammenheng oppfattes som en form for eksport, og vi har heller ikke sett nærmere på dette.

Tilstanden i ulike lands økosystemer vil også bli påvirket av internasjonalt regelverk og retningslinjer av ulike slag, f.eks. gjennom handelsregelverk og miljøavtaler, men slike problemstillinger vil ikke bli tatt opp her. For en omtale av hvordan økosystemtjenester kan håndteres i internasjonal politikk og ulike fora kan det vises til Kok mfl. (2010). Vi viser også til Naturvårdsverket (2010), som bl.a. ser på hvordan *svensk* forbruk

påvirker vannforhold og arealutnyttelse i andre land.

6.1.1 Direkte og indirekte påvirkning av økosystemer

Reinvang og Vennemo (2013) skiller i sin analyse mellom direkte og indirekte effekter av norsk økonomisk engasjement i utlandet. I tråd med vurderinger gjort bl.a. av FNs internasjonale ressurspanel (UNEP 2010, 2011b og 2012c) er *direkte effekter* virkninger av aktiviteter i primærnæringene, ekstraktive industrier (inkl. olje og gass og gruvedrift), kraftproduksjon, industri og produksjon av standardiserte råvarer (inkl. matvarer og brenselstoffer), mens *indirekte effekter* er virkninger av Norges brede økonomiske engasjement i andre sektorer og som deltaker i en ikke-bærekraftig verdensøkonomi. Dette skillet mellom direkte og indirekte effekter er i mange tilfeller diffust. Reinvang og Vennemo identifiserer videre en rekke faktorer som kan ventes å øke risikoen for negativ påvirkning av andre lands økosystemer. Faktorene som trekkes fram er volumet på aktiviteten, om aktiviteten finner sted i et biomangfoldrikt land, i land preget av overutnyttelse, i land med svake miljøregimer og/eller i land uten godt styresett. Hvordan norske investeringer, import og bistand påvirker andre lands økosystemer direkte og indirekte kan da oppsummeres som i tabell 6.1.

6.1.2 Store økosystemverdier og svak miljøforvaltning øker risikoen for negativ påvirkning

For å vurdere hvor det er sannsynlig at norsk økonomisk aktivitet påvirker andre lands økosystemer negativt, gjennomgår Reinvang og Vennemo (2013) rapporter som har kartlagt hvilke land og regioner som er av størst betydning for å bevare biologisk mangfold (se f.eks. Australian Government 2012 og WWF 2012a), hvor i verden økosystemer er preget av overutnyttelse (Global Footprint Network 2011) samt kvaliteten på miljøforvaltningen i ulike land (Yale 2012). Basert på denne gjennomgangen peker følgende land og områder seg ut som områder der økonomisk aktivitet kan medføre særlig stor risiko for negativ miljøpåvirkning:

- Sør-Afrika, østlige Afrika og India, med store naturverdier, meget høy grad av overutnyttelse av økosystemer (ikke data for østlig Afrika), og meget svak miljøforvaltning.

Tabell 6.1 Direkte- og indirekte påvirkning.

	Direkte påvirkning	Indirekte påvirkning
Investeringer	Investeringer i primærnæringer, ekstraktive industrier, kraftproduksjon og industri	Investeringer i andre næringer
Import	Standardiserte råvarer (<i>commodities</i>), inkl. matvarer og brenselstoffer	Forskjellige typer bearbeidede produkter
Bistand	Støtte til prosjekter med hovedformål å sikre økosystemer Støtte til prosjekter som innebærer stor grad av direkte negativ påvirkning på økosystemer og miljø	Støtte til prosjekter som sikrer ivaretagelse av hensyn til økosystemer og miljø. Støtte til prosjekter som medfører indirekte negativ påvirkning på økosystemer og miljø. Støtte til organisasjons- og institusjonsbygging på miljøkompetanse, forvaltning, forskning og utdanning

Kilde: Basert på Reinvang og Vennemo (2013)

- Kina, med store økosystemverdier (et av 17 megadiverse land i verden), en kullbasert industri, meget høy grad av overutnyttelse av økosystemer og en svak miljøforvaltning
- USA, som det eneste OECD-land blant de 17 megadiverse landene i verden, og med en miljøforvaltning med svakheter sammenlignet med OECD-land ellers.

6.2 Norsk økonomisk aktivitet i utlandet

Tabell 6.2 under viser norske utenlandsinvesteringer, import og bistand. Tallene for investeringer er balanseposter eller beholdninger på et gitt tidspunkt. For import og bistand er det verdiene i 2011 som oppgis.

6.2.1 Norske utenlandsinvesteringer

Norske investeringer i utlandet deles i direkte og indirekte investeringer. Direkte utenlandsinvestering er i følge definisjonen der hvor norske aktører enten går direkte inn i andre land eller kjøper

seg opp i utenlandske selskaper med over 20 pst. eierandel³, ofte med hensikt å påvirke driften av selskapene. Investeringer hvor eierne eier mindre enn 20 pst. er indirekte investeringer. Hovedvolumet av norske indirekte utenlandsinvesteringer finner sted gjennom Statens Pensjonsfond Utland (SPU). Per i dag er utenlandsinvesteringer gjennom SPU omkring 4000 mrd. kr (NBIM 2013), mens direkte utenlandsinvesteringer per 31.12.2011 var på nesten 1200 mrd. kr (SSB 2013). Stortinget har etablert etiske retningslinjer for SPU, men det foretas i liten grad vurdering av risiko for negative miljøeffekter av investeringene. Dette henger bl.a. sammen med at det er snakk om relativt små eierandeler i et stort antall selskaper (omkring 8000 selskaper).

I oppsummeringen under er informasjonen om SPU knyttet til investeringsprofilen per 31.12.2011 da fondets markedsverdi var omkring 3300 mrd. kr (NBIM 2012). For direkte investeringer

³ SSB definerer direkte utenlandsinvesteringer som investeringer hvor en norsk aktør eier mer enn 20 pst. av et selskap i utlandet. Investeringer der investorene eier mindre enn 20 pst. betegnes som porteføljeinvesteringer eller indirekte investeringer.

Tabell 6.2 Omfanget av norske utenlandsinvesteringer, import og bistand.

Norske investeringer i utlandet, SPU, kapital, per april 2013	4000 mrd. kr
Norske direkteinvesteringer i utlandet, kapital, ved utgangen av 2011	1200 mrd. kr
Norsk import 2011	500 mrd. kr
Norsk bistand 2011	27 mrd. kr

Kilde: NBIM (2013), SSB (2012c, 2013) og Norad (2012a)

ger er det tall per 31.12.2010, da totale direkteinvesteringer var 1100 mrd. kr, som ligger til grunn for oppsummeringen (SSB 2012a). Vi kan ikke se at økningen i akkumulerte investeringer siden da har endret investeringsprofilen mer enn at hovedtrekkene i oppsummeringen under fortsatt er relevant.

Størsteparten av de norske utenlandsinvesteringene er rettet mot Europa og Nord-Amerika (ca. 80 pst. av SPU og 70 pst. av direkteinvesteringene), og forgrener seg derfra ut i verdensøkonomien. I hvilken grad norsk kapital er investert på en måte som innebærer risiko for negativ påvirkning av økosystemverdier kan oppsummeres i noen hovedpunkter (SSB 2012a, SSB 2012b og NBIM 2012, gjengitt i Reinvang og Vennemo 2013):

- Totale norske investeringer i utlandet utgjorde i 2010/2011 4,4 mrd. kr og av dette var 74 pst. knyttet til sektorer med *indirekte* effekter på økosystemer, jf. oppsettet i tabell 6.1.
- 22 pst. av SPUs investeringer i 2011 og 41 pst. av norske direkte utenlandsinvesteringer i 2010 var knyttet til sektorer med betydelig risiko for *direkte* negativ miljøpåvirkning (primærnæringer, ekstraktive industrier, kraftproduksjon og industri), jf. oppsettet i tabell 6.1.
- Investeringene i petroleumssektoren skiller seg klart ut, med store beløp investert både direkte (261 mrd. kr) og gjennom SPU (224 mrd. kr).
- Andre store sektorer med direkte påvirkning på økosystemer er industri (SPU 255 mrd. kr), standardiserte råvarer, inkl. utvinning og prosessering av metaller samt kjemikalier (SPU 152 mrd. kr, direkte investeringer i kjemikalier 91 mrd. kr og i metaller 52 mrd. kr), og kraftproduksjon (direkte investeringer 48 mrd. kr).
- Land som peker seg ut på grunn av svak miljøforvaltning og store investeringer (direkte investeringer + SPU) i sektorer med risiko for direkte negativ miljøpåvirkning er bl.a. USA (totalt over 700 mrd. kr, bl.a. i petroleum), Russland (72 mrd. kr, hovedsakelig petroleum), Brasil (48 mrd. kr, mye petroleum, aluminium, gjødsel), Angola (29 mrd. kr, petroleum) og Aserbajdsjan (24 mrd. kr, petroleum).
- Kina (SPU, 53 mrd.) er også viktig fordi hele økonomien i stor grad er basert på kullkraft.

Petroleum er den enkeltsektoren med klart størst norsk økonomisk engasjement i utlandet, og store investeringer finner sted både gjennom SPU og som direkteinvesteringer. Det store omfanget av investeringer i petroleumssektoren i andre land,

ofte med relativt svake miljøregimer, gjør dette til et av de største risikoområdene med hensyn til direkte negativ norsk påvirkning av økosystemer i andre land. Spesielt har Norges investeringer i ukonvensjonell petroleum fått mye oppmerksomhet de siste årene fordi dette ofte innebærer større miljøbelastning og miljørisiko enn tradisjonell petroleumsutvinning. Ukonvensjonell petroleum er olje og gass fra skifre, samt oljesand og tungolje (dvs. olje som er så tungtflytende og fast at den ikke kan flyte til brønnene ved vanlige temperaturer). Et eksempel på dette er norske investeringer i utvinning av ukonvensjonell petroleum i Nord-Amerika. Dette er nærmere omtalt i boks 6.1.

6.2.2 Norsk import

Import omfatter alle varer og tjenester som norske aktører kjøper fra utlandet. Norge importerte i 2011 varer for drøyt 500 mrd. kr (SSB 2012c). På samme måte som for investeringer, er størsteparten av transaksjonene knyttet til land i EU og Nord-Amerika (over 70 pst.). Kina skiller seg imidlertid ut i importsammenheng. Landet står alene for nesten 10 pst. av importen til Norge, og importen fra Kina har steget raskt det siste tiåret.

Fremstillingen av standardiserte råvarer, inkludert matvarer og brenselstoffer, er tidligere trukket fram som prosesser som påvirker økosystemer direkte. 22 pst. av Norges import er varer som havner i denne kategorien. I tillegg til land fra EU og Nord-Amerika havner Brasil (matvarer og råvarer) og Russland (brenselstoffer og råvarer) høyt på lista over viktige opprinnelsesland for denne typen produkter. Importen fra Kina er hovedsakelig klær og sko, elektronikk og andre bearbejdede produkter som påvirker økosystemer mer indirekte.

I boks 6.2 ser vi nærmere på effekter av at Norge importerer stadig mer soya til fôr i oppdrettsnæringen og til kraftfôr i norsk husdyrproduksjon. I boks 6.3 presenteres ulike sider ved norsk import av forbruksvarer fra Kina.

6.2.3 Norsk bistand

I 2011 brukte Norge 27 mrd. kr (Norad 2012a) på bistand⁴. Volumet er dermed beskjedent sammenlignet med investeringer og import. Bistand dekker et bredt spekter av samfunnsområder, og

⁴ Bistand defineres her som økonomiske overføringer og annen hjelp til utviklingsland som gis av den norske stat og rapporteres til OECDs utviklingskomité DAC.

Boks 6.1 Store norske investeringer i utvinning av ukonvensjonell petroleum i Nord-Amerka

Mens SPU er indirekte involvert i ukonvensjonell petroleum gjennom sitt eierskap i de fleste større internasjonale petroleumsselskaper, kan direkte investeringer i all hovedsak knyttes til Statoil hvor den norske stat er største aksjonær. Statoil har f.eks. investert store summer i ukonvensjonell petroleum i Nord Amerika de siste årene. I Canada er ca. 20 mrd. kr investert i oljesandproduksjon i Alberta, og i USA er omkring 35 mrd. kr investert i skiferolje i Nord Dakota og Texas og 25 mrd. kr i skifergass, primært i Pennsylvania.

Utvinning av olje fra oljesandlag under bakken er en komplisert prosess. Brennhet damp injiseres for å få oljen flytende nok til å få den opp av bakken. Oppvarmingen av damp fører til at oljesandproduksjon har et CO₂-utslipp som er vesentlig høyere enn konvensjonell oljeproduksjon. Oljesandproduksjon er i tillegg en svært arealkrevende og forurensende form for oljeutvinning som også truer levesettet til urfolksgrupper i berørte områder.

Skifergass og skiferolje er olje og gass som er igjen i skiferlag etter at det meste av oljen og gassen har blitt presset ut og migrert oppover i sedimentlagene. Utvinning av skiferolje og skifergass krever injisering av store mengder vann blandet med sand og kjemikalier under høyt trykk i lange horisontale brønner slik at skifrene sprekker opp og olje og gass forløses. Denne metoden kalles fracking. Tungolje og oljesand utvinnes ved hjelp av varmt vann eller vanndamp som gjør at oljen blir mer lettflytende. Utvinning av tungolje og oljesand kan foregå enten i dagbrudd eller ved å bore grunne horisontale brønner. Utvinning av ukonvensjonell petroleum krever i alle tilfeller store mengder vann som under produksjonen blir forurenset. Dette stiller store krav til at vannet må renses og håndteres på forsvarlig måte.

Utvinning av skifergass er et godt eksempel på en ny næring hvor det fremdeles mangler miljøvennlig teknologi og tilstrekkelig kunnskap om mulige miljømessige skadeeffekter. Folk er mange steder bekymret for at forurenset vann fra skifergassproduksjon skal spre seg i grunnvannet. På grunn av usikkerhet knyttet til effekter av skifergassutvinning innførte staten New York for fire år siden et moratorium på skifergassutvinning mens det ble gjennomført en miljø-

konsekvensvurdering av slik virksomhet (NYS-DEC 2011). På bakgrunn av denne vurdering oppsummerer Reinvang og Vennemo (2013) at skifergassvirksomhet i Marcellus-feltet vil påvirke økosystemer negativt. For eksempel vil opprettholdelse av biologisk mangfold i området påvirkes negativt gjennom habitatfragmentering og degradering, og ved at 18 identifiserte truede arter påvirkes direkte. Økosystemenes evne til å levere økosystemtjenester til befolkningen kan påvirkes negativt bl.a. ved at vannforekomster overutnyttes, og det er en risiko for forurensing av både grunnvann og overflatevann (se f.eks. Entrekin mfl. 2011). Dersom drikkevannskildene til New Yorks befolkning forurennes vil store befolkningsgrupper bli berørt, og dersom grunnvannsforkomster forurennes eller jordas fertilitet reduseres som følge av forurenset vann, vil det medføre langvarige eller irreversible effekter. Utslipp av CO₂ og metan vil påvirke global klimaregulering, og naturinngrepene og industriell aktivitet vil redusere kvaliteten på naturområdene for rekreasjon og turisme. I tillegg pekes det på at skifergassutvinning i noen grad vil påvirke lokal luftkvalitet ved utslipp av NO_x og partikler.

Verken NYSDEC (2011) eller andre studier har kunnet påvise en kobling mellom forurensing av grunnvann og skifergassproduksjon som er utført med moderne metoder og på riktig måte, og delstatsmyndighetene i New York vurderer nå om moratoriet skal opphves. Selv om det eksisterer risiko for negativ miljøpåvirkning, er det ikke gitt at virksomheten må medføre store negative effekter dersom risikoen håndteres på en forsvarlig måte. På bakgrunn av miljøkonsekvensvurderingen anbefaler delstatsmyndighetene en rekke tiltak og begrensninger dersom storskala skifergassutvinning skal tillates. Anbefalingene innebærer bl.a. at det opprettes sikkerhetssoner og/eller stilles spesielle krav til aktivitet i nærheten av drikkevannskilder eller andre vannforekomster, at boring ikke bør foregå i områder som er dedikert til rekreasjon og/eller skjermet som habitater for flora og fauna, og at selskaper som utvinner skifergass er pliktig til å oppgi hvilke kjemikalier de benytter samt utarbeide planer for å minimere utslipp av klimagasser mest mulig.

Boks 6.2 Norsk import av fôrvarer fra Brasil

Behovet for nye jordbruksarealer til matproduksjon er en sentral driver for avskoging i verden, med påfølgende klimaeffekter og tap av biologisk mangfold.

I Norge øker kjøttforbruket, mens forbruket av frukt og grønt går ned (Helsedirektoratet 2013). I 2010 ble det importert landbruksvarer for 7,6 mrd. kr fra utviklingsland til Norge. Det er en økning på 10,4 pst. fra året før (Statens landbruksforvaltning 2011). Soyabønner fra Brasil er den største varen målt i kvantum, og den nest viktigste målt i verdi. Brasil er Norges største handelspartner blant utviklingslandene, og er det landet der økningen i handel er størst.

Stadig mer av importen fra utviklingsland går til fôr til oppdrettsnæringen. Import av kraftfôr til norsk husdyrproduksjon har også økt kraftig de siste 10 årene, og var i 2012 på nesten 700 000 tonn. Dette tilsvarer 40 pst. av forbruket (Statens Landbruksforvaltning 2012b). Den sterke veksten i produksjonen av hvitt kjøtt (svin og kylling) er en hovedforklaring til dette. Hvitt kjøtt utgjør i dag ca. 70 pst. av total kjøttproduksjon i Norge. I løpet av de siste 10 årene har også kraftfôrmengden til beitedyrene økt sterkt. I Norge er det stor tilgang på gras- og beiteressurser i utmarksbeite, og et mer bærekraftig jordbruk i Norge kunne ha basert produksjonen i langt større grad på egne fôrressurser. Beregninger viser at uttaket av fôrressurser fra utmark i alle fall kan fordobles (Rekdal 2013). I dag er soyaekspansjonen en av de viktigste årsakene til ødeleggelsen av regnskogene og andre artsrike naturtyper i Brasil (se f.eks. Karstensen mfl. 2013) for en omtale av hvordan internasjonal handel og forbruk av storfekjøtt og soyabønner er i ferd med å bli en sentral driver for avskoging i Brasil). Ekspansjonen har foregått

direkte ved hugging av regnskog, og delvis ved at soyafarmere har kjøpt tidligere avskogede områder brukt som beitemark, og slik finansiert videre utvidelse av beitemarkene inn i skogen. Brasil har vedtatt lover som skal hindre hugging av regnskog, men en svak offentlig sektor, og sterke interessekonflikter gjør det vanskelig å håndheve lovverket. Svak miljøforvaltning i land med store økosystemverdier er som påpekt tidligere forhold som øker risikoen for at økonomisk aktivitet påvirker andre lands økosystemer negativt. En hovedutfordring er at økt internasjonal etterspørsel etter soya, til dyre- og fiskefôr, og snart også til biodiesel, gir økte soyapriser i Brasil. De økte soyaprisene gir sterke incentiver til å øke produksjonen, og er en av årsakene til at hogging av regnskogen nå øker igjen.

Selv om norske aktører ikke bidrar direkte til avskoging gjennom å kjøpe soya fra avskogingsområder, bidrar man indirekte til et økt press på skogen når man øker sitt soyaforbruk. Samtidig har Norge gras- og beiteressurser som ikke utnyttes. Dette fører til gjengroing og tap av spesielle områder med stort biologisk mangfold og kulturlandskapsverdier i vårt eget land. Økt beiting og mindre jordbearbeiding – både i Norge og i landene som produserer kraftfôret vi importerer, ville bidratt til å øke karboninnholdet i jordsmonnet. Det har flere fordeler, som mindre CO₂-lekkasje til atmosfæren og mindre erosjons- og rasfare. Økt karbonbinding bidrar også til å stabiliserer jorda både på mikro- og makronivå, samtidig som jordstrukturen blir stabil og kan oppta mer fuktighet. Dette bidrar videre til større avkastningen fra jorda, renere vann og bedre vannbalanse. Det gir også større biologisk mangfold, noe som er med og styrker hele økosystemet (Lal mfl. 2011).

omkring 4,5 mrd. kr gikk i 2011 til temaområdet miljø og energi (Norad 2012b). Miljøbistand har ofte til hensikt å forebygge eller avverge fremtidig miljøskade, og det er derfor spesielt vanskelig å anslå virkningen av denne typen økonomiske overføringer. Bistand til styrking av styresett, til forbedret lovverk og institusjoner innen miljøforvaltning, til utdanning eller utvikling av primærnæringene er videre eksempler på områder som på sikt kan bidra til at et land bedrer sine forutsetninger for å sikre forsvarlig forvaltning av økosystemer. Den konkrete innvirkningen og omfanget

av slik påvirkning er det imidlertid vanskelig å måle.

Deler av norsk bistand er imidlertid også bevisst rettet mot sektorer og samfunnsbehov som nødvendigvis påvirker økosystemene negativt, bl.a. gjennom petroleumsvirksomhet og vannkraftutbygging. Bistand som fremmer økonomisk utvikling vil generelt også føre til økt forbruk og medfølgende økt press på verdens økosystemer. På den andre siden viser forskning at mange miljøutfordringer kan møtes i økonomier med høyere bruttonasjonalprodukt, nettopp fordi de har øko-

Boks 6.3 Norsk import av forbruksvarer fra Kina

Figur 6.1 Kinesiske byer har svært dårlig luftkvalitet, og Kina er det landet i verden som slipper ut mest CO₂.

Foto: Miljøverndepartementet

Kina har store økosystemverdier og regnes som et av 17 såkalte megadiverse land i verden (Australian Government 2012). Landets økosystemer er imidlertid under et enormt press som følge av en kraftig økonomisk vekst som i stor grad er basert på kullenergi og fri bruk av økosystemtjenester som vann- og luftrensing. Kina er det landet i verden som slipper ut mest klimagasser, og Verdensbanken (2007) har påpekt at utslipp av SO₂, NO_x og partikler skader både vegetasjon, materialer og fremfor alt helse i landet. Det er vanskelig å beregne helsevirkningene presist, men et anslag er at luftforurensning medfører mellom en halv og en million for tidlige dødsfall årlig. Elvesystemene i landet har også vært utsatt for et massivt press. I over halvparten av vannsystemene er kvaliteten så dårlig at det ikke kan brukes til drikkevann eller til å

bade i. Enkelte steder er også grunnvannet forurenset, eller sjøvann trenger inn i grunnvannsbassengene og skaper brakkvann.

Bla. for å redusere utslipp av klimagasser har Kina gjennomført en betydelig utbygging av vannkraft. Dette belaster økosystemer lokalt, bl.a. i Yunnan-provinsen, kjent for uvanlig rikt biologisk mangfold.

Som påpekt over er importen fra Kina til Norge stor og økende. Kinesisk tekstil- og elektronikkindustri er store leverandører til Norge, og grovt sett er bortimot 25 pst. av norsk import fra Kina tekstilprodukter (klær, sko og stoffer), og 35 pst. elektronikk (data-, tele- og elektriske produkter). I tillegg til at industrien er kullbasert med de problemene det medfører, bidrar både tekstil- og elektronikkindustrien til landets alvorlige problemer med vannforurensning.

Boks 6.3 forts.

Kinas tekstilindustri dekker omkring 30 pst. av det globale markedet, og er en av de viktigste kildene til vannforurensning i landet. En allianse av kinesiske og utenlandske miljøorganisasjoner under ledelse av Institute of Public & Environmental Affairs (IPE) har utgitt en rapport om miljøutslipp fra den kinesiske tekstilindustrien (IPE 2012). Denne slår fast at vannforurensning er kritisk for sentrale økosystemtjenester i Kina, og gir helseskader både direkte og indirekte gjennom jordbruksprodukter som vannes med forurenset vann. Forurenset overflatevann bidrar også til at Kinas vannmangel blir stadig mer kritisk.

IPE (2012) viser til at tekstilindustrien i Kina bruker, forurenser og slipper ut 2,5 mrd. tonn spillvann i året. Selv om aktiviteten foregår

innenfor landets lover og regler kan konsentrasjonen av organiske komponenter, farge, blekemidler etc. være svært stor. Vannets pH-verdi er også ofte høy, og spillvanntemperaturen kan være så høy at virkningen av vannrensing reduseres betydelig. Dette er alvorlig i seg selv, men som IPE peker på i sin rapport er hovedproblemet at svært mange tekstilfabrikker ikke følger gjeldende regelverk. I deres oversikt *China Pollution Map Database*, er mer enn 6000 tekstilfabrikker registrert med overtredelser av miljøreguleringer. Flere av disse fabrikkene produserer trolig varer som importeres til Norge. Dette illustrerer utfordringer som er forbundet med økonomisk engasjement i land med svak miljøforvaltning.

nomisk evne til å gjennomføre investeringer og ta kostnader som bidrar til å møte miljøutfordringene. Videre har det den senere tiden vært stort fokus i media på bistandsprosjekter som har vært mislykket og/eller hatt utilsiktede negative effekter (både på miljø og samfunnsutvikling). Bl.a. fordi mye av bistandsarbeidet er langsiktig og rettet mot bygging av institusjoner og kunnskap som kan styrke miljøforvaltningen er det vanskelig å si noe konkret om effekten av norsk bistand på andre lands økosystemer.

Norge har imidlertid markert seg internasjonalt med bistandsprogrammer som er direkte rettet mot ivaretagelse av økosystemer og deres evne til å sikre viktige økosystemtjenester. Dette gjelder spesielt programmer for bevaring av regnskog (se omtale av klima- og skogprosjektet i boks 6.4), men det gjelder også støtte til klimatilpasning, bærekraftig jordbruk og generelle programmer rettet mot lands miljøforvaltning (som Kina, India, Tanzania og Uganda). Å bedre landenes styresett på miljø kan ha langt sterkere effekt enn direkte sektorinvesteringer fordi slik innsats ofte vil ha sektorovergrep og generell innflytelse på politikk, forvaltning og investeringer, og slikt sett innebære langt mer omfattende ringvirkninger.

Tradisjonelt har norsk miljøvernibistand i større grad enn resten av bistanden vært rettet mot store utviklingsland med sterk økonomisk vekst, som Kina, India, Indonesia og Sør Afrika. I land med sterk økonomisk vekst medfører utviklingen ofte et sterkt press på økosystemer. Samti-

dig kan tiltak som styrer utviklingen i riktig retning i sum medføre store effekter.

6.3 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

I mandatet er utvalget bedt om å vurdere norske økosystemer, i tillegg mener vi det er viktig å påpeke at norsk økonomisk aktivitet påvirker økosystemer også i andre land. Valg og prioriteringer som foretas av norske aktører kan være med å styre denne påvirkningen. Det er imidlertid vanskelig å gjennomføre analyser som identifiserer og måler effektene av ulike former for internasjonal økonomisk aktivitet. Det kan avklares hvilke miljøvirkninger Norge har et formelt ansvar for, mens det vil være delte meninger om hvilket etisk og politisk ansvar Norge har som aktør i en ikke-bærekraftig verdensøkonomi, og dermed hva som bør anses som Norges andel av påvirkningen.

I dette kapitlets gjennomgang av kompliserte problemstillinger har det vært nødvendig å gjøre en rekke forenklinger. Vi har valgt å presentere tall som viser akkumulerte investeringer og årlige tall for import og bistand for å gi et bilde av størrelsen på ulike typer aktiviteter. Samtidig viser vi til at det kanskje hovedsakelig er sammensetningen av import, eksport, investeringer og bistand som er med på å bestemme effekten av vår økonomiske aktivitet på andre lands økosystemer. Sammensetningseffekter er vanskelig å belyse på et aggregert nivå, og vi har derfor vist til en del kon-

Boks 6.4 Klima- og skogprosjektet (KOS) bidrar til å sikre økosystemverdier i andre land

Norge lanserte i 2007 klima- og skogprosjektet (KOS) for å bidra til å redusere klimagassutslipp fra avskoging i utviklingsland. Norge forpliktet seg da til å bidra med inntil 3 mrd. kr årlig til tiltak mot avskoging. Bevaring av tropisk skog (og særlig regnskog) blir av FNs klimapanel ansett som et av de mest kostnadseffektive klimatiltakene, samtidig som det er en treffsikker måte å sikre flere verdifulle økosystemtjenester. Det er derfor viktige regnskogland som har vært de største mottakerne av skogbistand fra Norge de siste årene. Brasil (2,55 mrd. kr så langt) er den klart største mottakeren, men også land som Guyana og Indonesia har mottatt støtte. Det meste av skogbistanden til Brasil er innbetalinger til Amazonasfondet. Dette fondet er etablert av den brasilianske regjeringen for å finansiere aktiviteter som støtter opp under myndighetenes innsats mot avskoging, og utbetaling skjer etter at reduksjoner i avskoging har funnet sted. Norge var den første og er i dag den største bidragsyteren til Amazonasfondet (Miljøverndepartementet 2012). På grunn av problemer med å få fondet til å fungere effektivt, er størsteparten av Norges bidrag fremdeles ikke utbetalt.

Amazonas-regnskogen er den mest biomangfoldrike typen regnskog. Omkring 60 pst. av Amazonas ligger i Brasil, og landet rommer 70 pst. av alle registrerte plante- og dyrearter (CBD 2012b). I brasiliansk Amazonas bor det over 25 mill. mennesker, hvor mange er av opprinnelige folkeslag som er nært knyttet til regnskogen både økonomisk og kulturelt. Selv om KOS i utgangspunktet er opprettet som et klimatiltak, bidrar bevaring av regnskog også til å ivareta andre viktige økosystemtjenester. Eileen og Portela (2010) har identifisert en lang rekke

økosystemtjenester som produseres i stor skala i Amazonas. Regnskogens bidrag til global klimaregulering gjennom opptak og lagring av karbon, samt betydningen for opprettholdelse av biologisk mangfold, inkludert genressurser, er kanskje de tjenestene det oftest fokuserer på i internasjonal sammenheng. Regnskogen er imidlertid også kritisk for nedbørssyklusen, som er av stor betydning for produktiviteten i landbruket og vannkraftproduksjon på det søramerikanske kontinentet. Regnskogen er videre en viktig leverandør av fiber, tømmer, mat og andre naturlige ressurser, og bidrar til vannrensing og til å forhindre erosjon. Samtidig er estetiske, landskapsmessige og andre kulturelle verdier av stor betydning både for reiselivsnæringen og for lokalbefolkningen.

Tall for 2010 viste at avskogingstakten i Brasil var redusert med 60 pst. sammenlignet med referansetilstanden, noe som utløste 1 mrd. kr fra Norge til Amazonasfondet (Miljøverndepartementet 2011b). En evaluering av KOS av brasilianske forskere peker på at Norges støtte har vært en viktig motivasjonsfaktor for å innføre og gjennomføre en tøffere politikk mot avskoging i Brasil, men det er vanskelig å si noe sikkert om hvor viktig det har vært (Norad 2012b). Selv om det er vanskelig å si noe om hvor stor andel av avskogingen som kan tilskrives Norges engasjement, virker det klart at norsk bistand har bidratt til bevaring av regnskog og alle de økosystemtjenestene det innebærer. KOS er dermed et godt eksempel på en strategisk allokering av norsk kapital med henblikk på å sikre viktige økosystemer og økosystemtjenester i andre land.

krete eksempler på hvordan norsk aktivitet på ulike områder påvirker økosystemer i andre land. Vi har også valgt ikke å se på effekter av norsk eksport. Effekter på (norske) økosystemer forbundet med produksjon av varer vi eksporterer skal være dekket i kapittel 4.

Vi mener det er en del sider ved dagens økonomiske engasjement i utlandet som vanskelig lar seg forene med ønsket om å ta vare på verdens økosystemer. Aktivitet i land med svært svak miljøforvaltning og/eller håndhevelse av miljølovgivning kan være utfordrende i et miljøperspektiv.

Finansdepartementet har nedsatt et strategiråd⁵ som skal se på ansvarlig investeringspraksis i SPU. Bakgrunnen for mandatet som er gitt til strategirådet er en ambisjon om at forvaltningen av SPU skal følge beste praksis for ansvarlige investeringer. Utvalget har forventninger til at det oppnevnte strategirådet skal se på mulighetene for en investeringspraksis som bedre ivaretar økosys-

⁵ <http://www.regjeringen.no/nb/dep/fin/aktuelt/nyheter/2013/strategirad-skal-se-pa-ansvarlig-investe.html?id=712024>

temtjenester og bærekraft i utlandet, og at dette må ses som en del av Norges ansvar for globale økosystemtjenester. Strategirådet skal legge fram sin rapport høsten 2013. For øvrig foretas det jevnlig evalueringer av regjeringens klima- og skogprosjekt (KOS), som bl.a. ser på prosjektets innvirkning på karbonlagring og andre økosystemtjenester.

6.4 Utvalgets anbefalinger

På bakgrunn av drøftingen i dette kapitlet vil utvalget anbefale følgende:

- Det er viktig at vi forstår og har relevant kunnskap om effektene av vår deltakelse i en globalisert verden. Men effektene av Norges samhandling med utlandet kan være diffuse og vanskelige å spore, og kunnskapen er mangelfull. Vi anbefaler at effektene av norsk økonomisk aktivitet på økosystemer i andre land utredes.
- Norsk bistand kan i større utstrekning brukes til å bedre miljøforvaltningskompetanse og kapasitet innen økosystemforvaltning i utviklingsland.

Del III
Synliggjøring for bedre forvaltning

Kapittel 7

Innledning til Del III – Synliggjøring for bedre forvaltning

I kapittel 2 slo vi fast at naturen representerer en rekke ulike verdier, og at økosystemtjenester bør ses på som en av flere grunner til å bevare natur. Vi understreket også at det ikke trenger å være noen motsetning mellom tilnærminger som tar utgangspunkt i menneskers behov, og tilnærminger som tar utgangspunkt i naturens egenverdi, når målet er å ivareta naturens økosystemer. Økosystemtjenestetilnærmingen er imidlertid utarbeidet for å synliggjøre betydningen av økosystemtjenester for menneskers velferd, og det er *synliggjøring* av slike nytteverdier som er tema for denne delen av rapporten. Den underliggende målsetningen med å synliggjøre verdien – eller *betydningen* – av økosystemtjenester og økosystemkapital er å få til beslutninger som i større grad sikrer langsiktig fornuftig bruk av land, vann og andre naturressurser.

I kapittel 2 beskrev vi hvordan mangfoldet av verdier i naturen, og vår begrensede kunnskap om komplekse sammenhenger i økosystemene, gir behov for en rekke ulike metoder for å synliggjøre de verdiene økosystemtjenestene representerer. Aktuelle tilnærminger spenner fra å påpeke at det finnes økosystemtjenester og sammenhenger som vi ikke kjenner omfanget eller viktigheten av, via ulike former for kvalitative og kvantitative beskrivelser, til økonomisk og andre former for verdsetting. Hva som er formålet med å synliggjøre verdier påvirker også hvilken form informasjonen om verdiene kan eller bør ha.

I kapittel 2 beskrev vi også hvordan vi tolker verdsettingsbegrepet i vid betydning, slik at alle typer informasjon som sier noe om *betydningen* av økosystemtjenester omfattes av begrepet. I denne delen av rapporten vil vi imidlertid skille mellom økonomisk verdsetting og andre former for synliggjøring av verdier, både fordi metodene som brukes til å fremskaffe verdiene varierer, og fordi utvalget i mandatet er bedt spesielt om å «*vurdere fordeler og ulemper ved og potensialet for monetær verdsetting*». I kapittel 8 gir vi en relativt teoretisk gjennomgang av ulike metoder for å synliggjøre verdier og beregne økonomiske verdianslag for

økosystemtjenester. Styrker og svakheter ved metodene blir diskutert, og vi kommenterer egenskaper ved økosystemtjenester eller ved verdsettingssammenhenger som bør være styrende for valg av metode. Selv om vi i kapittel 2 slo klart fast at det er behov for et bredt spekter av metoder og tilnærminger for å synliggjøre økosystemtjenesters betydning, har vi på grunnlag av mandatet, viet mest plass til de økonomiske verdsettingsmetodene.

Det er spesielt to sammenhenger der det ofte pekes på at økonomisk verdsetting kan være et hensiktsmessig verktøy. Den første gjelder beslutninger som vil ha negative konsekvenser for naturen, og der disse negative effektene ikke er tilstrekkelig anerkjent sammenlignet med de positive, og ofte økonomisk synlige, effektene som beslutningen er ment å føre til. I dagens samfunn er beslutningsprosesser ofte konsentrert om vedtak begrunnet med økonomiske interesser, avveininger og prioriteringer. Mange økosystemtjenester både produseres og forbrukes, eller har på annen måte positiv verdi for mennesker, uten at det forekommer transaksjoner som synliggjør eventuelle forringelser i økosystemene. Resultatet kan være at både nedbygging av natur, utslipp av miljøskadelige stoffer og annet forbruk av natur er så godt som gratis for private aktører, samtidig som den skjulte og akkumulerte regningen sendes til samfunnet og til fremtidige generasjoner. Dette påvirker både dagens strøm av økosystemtjenester (og dermed andre brukere i dag) og naturkapitalen (og dermed mulighetene til å produsere tjenester i fremtiden). Dette er også en av hovedkonklusjonene i TEEB. Økosystemtjenestetilnærmingen understreker derfor behovet for å synliggjøre de verdiene vi får fra økosystemene, med den hensikt å forbedre metodene for å verdsette og ta hensyn til verdiene i beslutningsprosesser. Økonomisk verdsetting blir videre fremhevet som en pragmatisk måte å synliggjøre betydningen av disse verdiene sammenlignet med økonomiske verdier, uten at økonomisk verdsetting er et mål i seg selv.

Økonomiske verdianslag for endringer i økosystemtjenester vil i en beslutningsprosess kunne brukes f.eks. til å belyse avveininger mellom økonomiske og prissatte effekter (som f.eks. inntekter fra utbygging eller kommersiell høsting og utnyttelse av naturressurser), og ikke-prissatte verdier som er knyttet til alternativ bruk av de samme områdene eller ressursene. For en del offentlige beslutningsprosesser brukes samfunnsøkonomiske analyser som verktøy for å foreta slike avveininger. I kapittel 9 ser vi nærmere på samfunnsøkonomiske analyser som beslutningsstøtteverktøy, og hvordan verdier av økosystemer og -tjenester håndteres der.

Utvalget er i mandatet bedt om å gjennomgå og vurdere eksisterende utredninger av naturmangfoldets og økosystemtjenestenes ulike verdier i Norge, samt utredninger fra nærliggende områder og/eller lignende natur. Kapittel 5 presenterte viktige økosystemtjenester i Norge, og omtalte også ulike kvalitative og kvantitative vurderinger av disse tjenestene. I kapittel 10 presenteres eksisterende studier som inneholder økonomiske verdianslag for norsk natur generelt eller økosystemtjenester mer spesielt. I prinsippet kan slike anslag inngå i en samfunnsøkonomisk analyse. Omfanget av aktuell litteratur og type studier varierer mellom de forskjellige økosystemene og økosystemtjenestene. Denne variasjonen ser delvis ut til å kunne knyttes til faktorer som ulikt fokus i ulike sektorer, hvilke typer økosystemtjenester som oppleves som mest sentrale i et økosystem, og i hvilken grad ulike brukerinteresser har stått mot hverandre i forvaltningsspørsmål. For forsynende tjenester som inngår i produksjonen av varer eller tjenester det eksisterer markeder for (f.eks. fisk, tømmer og landbruksprodukter) finnes det generelt god statistikk over produksjon og verdiskapning i næringen, og markedspriser brukes stort sett som utgangspunkt for økonomisk verdsetting av disse tjenestene. For økosystemtjenester som ikke benyttes direkte, og/eller der betydningen er mindre kjent og forstått, finnes det lite kunnskap og data om

økonomiske verdier. Videre har interessegrupper ofte ønsket å synliggjøre naturens betydning for, og verdien av, «egne interesser» som fritidsfiske eller friluftsliv generelt, sammenlignet med kostnadene ved forvaltningstiltak (som f.eks. kalking) eller alternative aktiviteter som utbygging av vannkraft eller infrastruktur.

Variasjonen i litteratur ser også ut til å henge sammen med ulikt fokus i forskjellige deler av forvaltningsapparatet. For eksempel har miljøforvaltningen de siste årene vist stor interesse for økosystemtjenestetilnærmingen i forbindelse med forvaltning av havmiljø, mens rammeverket foreløpig ikke har vært like mye anvendt innenfor andre områder.

Det andre området der det pekes på at økonomisk verdsetting er nyttig er knyttet til behovet for å beregne verdien av økosystemtjenester og naturkapitalen slik at dette kan få sin berettigede plass i nasjonalregnskap og nasjonalformuesberegninger. En av hovedkonklusjonene fra TEEB er at verdier fra biologisk mangfold og økosystemtjenester må innarbeides i nasjonalregnskap for å synliggjøres i offentlige beslutningssammenhenger. En tilsvarende målsetning finner vi i Aichimålene under konvensjonen om biologisk mangfold, hvor det bl.a. forventes at verdier fra biologisk mangfold innen 2020 er integrert i nasjonale og lokale planprosesser og strategier for utvikling og fattigdomsreduksjon, og innarbeidet i nasjonalregnskaper og rapporteringssystemer. Hvordan verdier av økosystemtjenester kan synliggjøres i nasjonalregnskap og overordnede indikatorer er tema for kapittel 11. Her diskuterer vi også hvordan økonomisk verdsetting av økosystemtjenester som ikke har noen markedspris byr på betydelige tilleggsutfordringer i nasjonalregnskapssammenheng. Tilleggsutfordringene kommer både av nasjonalregnskapets prinsipper om at alt skal verdsettes til markedspriser eller nær faktiske markedspriser, og av at et komplett regnskapssystem forutsetter oversikt over hvordan uttak av økosystemtjenester (strømmer) påvirker verdien av økosystemkapitalen (beholdninger).

Kapittel 8

Synliggjøring av verdier og økonomisk verdsetting

Tilnærminger og metoder for synliggjøring av verdier og økonomisk verdsetting kan være både komplimentære og alternative. Et helhetlig økologisk kunnskapsgrunnlag styrker forutsetningene for økonomisk verdsetting, og ulike kvalitative og kvantitative beskrivelser er viktige i seg selv, og kan være første skritt på veien til en økonomisk verdsetting. Ved økonomisk verdsetting ender man som regel opp med noen verdier man ikke klarer eller ønsker å verdsette økonomisk, og disse kan da beskrives kvalitativt og/eller kvantitativt.

Det er en glidende overgang mellom hva som omtales som metoder og hva som er verktøy for å innhente informasjon som brukes videre i metodene. I en del faglitteratur omtales f.eks. medvirkende prosesser (se kapittel 8.3.1) som egne metoder for å avdekke og vekte ulike verdier, samtidig som varianter av medvirkende prosesser også benyttes som et standard verktøy for å samle informasjon i noen økonomiske verdsettingsmetoder.

Alle metoder har sine styrker og svakheter, og en måte å bøte på svakhetene samtidig som styrkene utnyttes er å kombinere ulike metoder. Dette ser vi nærmere på i kapittel 8.4, etter at vi først har presentert forskjellige metoder mer skjematisk og enkeltvis.

8.1 Kvalitativ og kvantitativ synliggjøring av verdier

Forskjellige tilnærminger til kvalitativ og kvantitativ synliggjøring av verdier har ulike utgangspunkt. Noen søker å beskrive – og eventuelt kvantifisere – fysiske sammenhenger, eksempelvis mengden tømmer eller matvarer som produseres på et avgrenset område eller mengden karbon som bindes per hektar skog. Andre tilnærminger søker å si noe om verdien av økosystemene ved å beskrive hvordan de avviker fra et forvaltningsmål eller en naturlig tilstand. Det er viktig å være oppmerksom på at med så sprikende utgangspunkt vil

forskjellige tilnærminger og metoder kunne gi systematisk ganske ulike verdivurderinger for de samme økosystemtjenestene. I kapittel 5 er det flere eksempler på at både kvalitativ og kvantitativ informasjon er utnyttet for å synliggjøre betydningen av – og i noen sammenhenger utviklingen i – verdien av ulike økosystemtjenester. Kvantitativ informasjon er også utgangspunktet for regnskap og indikatorer som utformes for å supplere eller nyansere informasjonen som fremkommer i nasjonalregnskap og overordnede indikatorer, jf. kapittel 11.

Uavhengig av hvilke metoder som benyttes til å synliggjøre verdiene av økosystemtjenester, må vi starte med å etablere en forståelse av hva tjenesten består av, – hvordan den henger sammen med andre økosystemtjenester, hvilke forhold som kan påvirke fremtidig strøm av tjenesten og hvilken betydning tjenesten har for oss mennesker.

Første steg vil vanligvis være *kvalitative analyser* som fokuserer på ikke-tallfestet informasjon som tap av naturområder, forringelse av naturkvaliteter, helseeffekter av forurensning, sosiale effekter av rekreasjon, eller endringer som påvirker sikkerhet og velvære. Stilt overfor kvalitative analyser må beslutningstakere selv vurdere viktigheten av de ulike verdiaspektene sammenlignet med andre kostnader og verdier. Hvem analysen utarbeides for og hvordan den er tenkt benyttet vil stille forskjellig krav til hvordan effekter beskrives, men innenfor økosystemtjenestetilnærmingen vil det være helt sentralt å få fram både hvordan økosystemtjenestene bidrar til menneskelig velferd og hvordan forringelse av økosystemer kan bidra til tap av velferd.

For en del typer verdier vil *kvantitative analyser* kunne benyttes til å supplere kvalitative beskrivelser. På samme måte som for kvalitative beskrivelser bør kvantitative målinger fokusere på å synliggjøre hva som er økosystemenes bidrag til menneskelig velferd. Denne typen informasjon kan brukes til å si noe om størrelsesorden på effektene som er beskrevet, og kan f.eks. angi

antall personer som blir berørt av en endring, antall kubikkmeter rensset drikkevann, estimert økning i risiko for flom eller økning i tonn utslipp av CO₂. Med kvantitative analyser i beslutningsgrunnlaget vil beslutningstakere ha konkrete og tallfestede mål på omfanget av miljøeffektene som hjelp til å veie disse effektene opp mot andre positive og negative effekter for mennesker.

Prosesser eller metoder som synliggjør økosystemverdier, biologisk mangfold og/eller økologiske sammenhenger på et nivå som er relevant for politikktutforming og/eller som beslutningsstøtte, og som er velegnet til å kommunisere overordnede sammenhenger og belyse avveininger omtales i en del sammenhenger også som økologisk verdsetting. Dette kan innebære kvantitativ synliggjøring av verdier ved hjelp av biofysiske indikatorer basert på tilstand i økosystemene (Aslaksen mfl. 2013). Naturindeksen er et eksempel på slike biofysiske indikatorer for biologisk mangfold, jf. kapittel 4.5.

Hvilken informasjon som presenteres og hvordan verdier eventuelt tallfestes må tilpasses både sammenheng, målgruppe og brukere. Eksempelvis kan det i én sammenheng være hensiktsmessig å synliggjøre verdien av at et definert økosystem bidrar med vannrensing ved å beregne antall kubikkmeter rensset drikkevann, mens det i en annen sammenheng kan være vel så relevant å angi antall husstander som får rent drikkevann takket være vannrensingstjenesten fra økosystemet.

Som vi har vært inne på tidligere finnes det en lang rekke ulike måter å synliggjøre verdier av økosystemtjenester både kvalitativt og kvantitativt ved hjelp av mer eller mindre formaliserte metoder, og det er i denne utredningen ikke aktuelt med noen bred gjennomgang av alle disse. Det er imidlertid mye som taler for at det er rom for å synliggjøre verdier av mange økosystemtjenester i større grad enn det gjøres i dag.

Som vi også har vært inne på tidligere, er vi her opptatt av metoder for å synliggjøre betydningen økosystemtjenester har for menneskers velferd. Naturens egenverdi er, som vi konkluderte med i kapittel 2, både et selvstendig argument og et tilleggsargument for god og langsiktig forvaltning av naturressurser, men er ikke et tema i denne delen av utredningen.

8.2 Økonomisk verdsetting

Toppen av pyramiden i figur 2.10 i kapittel 2 illustrerer at en del økosystemtjenester er av en slik

karakter at det kan lages verdianslag som viser tjenestens økonomiske bidrag. Verdien av tjenesten kan da sammenlignes med andre økonomisk verdsatte størrelser. Dette kan f.eks. gjøres for å vise hvor mye det koster samfunnet at viktige økosystemtjenester forringes, hva samfunnet tjener på å bevare eller sette i stand økosystemer som allerede er forringet, eller hvordan uttak av producerende økosystemtjenester bidrar til verdiskapning i primærnæringene.

Som påpekt innledningsvis i dette kapitlet vil økonomisk verdsetting vanligvis ta utgangspunkt i kvalitative og eventuelt fysiske kvantitative beskrivelser av tjenester som skal verdsettes.

8.2.1 Momenter ved økonomisk verdsetting

Ved økonomisk verdsetting dukker det opp en del utfordringer som gjelder uavhengig av hvilken tilnærming og metode som benyttes. Noen av disse utfordringene omtales under. Deretter introduseres begrepet *total samfunnsøkonomisk verdi*, før de vanligste økonomiske verdsettingsmetodene presenteres.

Penger brukes som mål på verdi

For å kunne slå sammen alle positive og negative effekter av en endring i produksjonen av en økosystemtjeneste til ett tall, er det en forutsetning at alle effekter av endringen måles i samme enhet. I økonomisk verdsetting er denne enheten penger, mens det underliggende analytiske begrepet er preferanser. Et berømt teorem (Arrow 1951) viser at preferanser ikke kan aggregeres over individer. Problemet er at preferansebegrepet ikke gir mulighet for å si noe om hvor mye bedre et alternativ er fremfor et annet, og langt mindre å sammenligne om en persons gevinst ved en endring er større enn en annen persons tap. For *en* enkeltperson kan en imidlertid, etter standard økonomisk teori, regne alt om i penger under visse forutsetninger.

En slik omregning krever at de økosystemtjenestene vi verdsetter er substituerbare. Substituerbar betyr at om personen f.eks. skal velge mellom status quo eller en kombinasjon av en økt kommunal avgift og en liten forbedring i en økosystemtjeneste så finnes et avgiftsnivå som vil gjøre personen indifferent mellom de to alternativene. Dette avgiftsnivået regnes som personens betalingsvillighet for tjenesten. Om alle personers betalingsvillighet var høyere enn kommunens kostnader ved å frembringe økningen i økosystemtjenesten, ville alle kunne slippe unna med en

betaling som er mindre enn hva de er villige til å betale, og altså komme bedre ut. På denne måten kan summen av betalingsvilligheten sees på som et mål på pengeverdien av den lille endringen i økosystemtjenesten.

Et problem med en slik verdsetting er at om alle skulle betale en avgift som er proporsjonal med den betalingsvilligheten de oppgir, så ville det lønne seg å lyve om betalingsvilligheten. På den andre siden, om alle skal betale den samme avgiften så vil noen vinne og noen tape, og Arrows teorem sier at vi ikke har en måte å holde tapene opp mot gevinstene.

Når forbrukere opererer i eksisterende markeder gjøres avveininger mellom pengeverdier og den nytten forbrukere får fra forskjellige varer og tjenester hele tiden. Markedsbaserte metoder og metoder basert på avdekkede preferanser (se kapittel 8.2.3) er basert på observasjon av valg som innebærer slike avveininger. Når det ikke eksisterer markeder for de økosystemtjenestene vi ønsker å anslå verdien av, kan forbrukere bli bedt om å oppgi hvordan de ville handlet i et hypotetisk marked. Den maksimale summen en person er villig til å betale (WTP¹) for å oppnå en ønsket endring brukes da som et mål på hva denne endringen er verdt for vedkommende. Den samfunnsøkonomiske verdien av en endring i produksjonen av en økosystemtjeneste uttrykkes vanligvis som summen av det alle individer som berøres av en endring er villig til å betale for å oppnå (positiv endring) eller unngå (negativ endring) denne endringen. Alternativt kan man beregne hvor mye den berørte befolkningen skal ha i kompensasjon (WTA²) for å akseptere endringen uten at velferden deres blir redusert.

Det finnes eksempler på at andre enheter enn penger er forsøkt benyttet som felles enhet for verdsetting av naturgoder og økosystemtjenester, herunder energiforbruk og en form for «økosystempåvirkningsfaktor». Så lenge det er snakk om å regne ulike effekter om til en felles enhet møter disse tilnærminger imidlertid fort de samme utfordringene som tilnærminger basert på økonomisk verdsetting, i tillegg til at verdiene da ikke kan sammenlignes med økonomiske størrelser.

Skille mellom grunnleggende livsprosesser og sluttleveranser av økosystemtjenester

I kapittel 5 presenterte vi ulike systemer for klassifisering av økosystemtjenester. Inndelingen av

økosystemtjenester og underliggende prosesser i noen få lett forståelige kategorier, som forsynende tjenester, regulerende tjenester, opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) og grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) har bidratt til å utvide forståelsen og bruken av økosystemtjenestetilnærmingen på mange områder. Selv om det i utgangspunktet er positivt at de samme funksjonene og prosessene kan bidra til flere forskjellige økosystemtjenester, har flere økonomer pekt på behovet for å skille underliggende prosesser fra sluttleveranser av de økosystemtjenestene som bidrar direkte til menneskelig velferd (Boyd og Benzhaf 2007 og Fisher mfl. 2009). Det er i hvert fall to grunner til at et slikt skille kan være nyttig:

- *Manglende kunnskap* – samspillet og gjensidig avhengighet mellom ulike elementer i et økosystem er uhyre komplekst, og vi mangler kunnskap om mange av disse sammenhengene. Fordi vi har mindre kunnskap om grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) enn om sluttleveranser av økosystemtjenestene, er det enda flere utfordringer forbundet med å skulle verdsette grunnleggende livsprosesser (Wallace 2007).
- *Unngå dobbelttelling* – fordi grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) bidrar til økt verdi av andre økosystemtjenester, vil det føre til dobbelttelling dersom alle prosessene og tjenestene verdsettes (Boyd og Benzhaf 2007, Wallace 2007 og Fisher mfl. 2009). For eksempel bidrar den regulerende tjenesten «vannrensing» med ekstra verdi til andre økosystemtjenester som drikkevann, mat (f.eks. via rensing av vann til vanning av jordbruksprodukter og ferskvannsfiskerier) og opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) (f.eks. estetiske tjenester og friluftsliv knyttet til en ren elv). Hvis eksempelvis «vannrensing» og «drikkevann» verdsettes hver for seg, telles verdien av «vannrensing» to ganger fordi renheten er noe av det som gir «drikkevann» verdi.

Et skille mellom grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) og sluttleveranser av økosystemtjenester er bl.a. nødvendig når verdianslagene skal brukes i nasjonalregnskapsammenheng (Boyd og Benzhaf 2007) eller som del av et økonomisk beslutningsgrunnlag i forvaltnings-spørsmål (Wallace 2007). I andre sammenhenger kan imidlertid formålet med å anslå verdier nettopp være å synliggjøre bredden av verdier på ulike nivåer, eller å få fram at en grunnleggende livsprosess (støttende tjeneste) bidrar til en rekke

¹ WTP – Willingness to pay

² WTA – Willingness to accept compensation

forskjellige økosystemtjenester. Så lenge ikke verdianslagene summeres er derfor ikke dobbelttelling av verdier et problem i praksis.

Økosystemtjenester er en funksjon av komplekse samspill mellom arter og det abiotiske miljøet, forskjellige former for utnyttelse og bruk, med påfølgende ulike oppfatninger blant forbrukerne. Det vil derfor neppe være hensiktsmessig å utvikle et klassifiseringssystem som er egnet i alle situasjoner. Derimot er det viktig å lage situasjonsspesifikke kategoriseringer som speiler de ulike delene i de økologiske systemene som er i fokus. Samtidig må det gjøres relevant for den sosiale og politiske konteksten det opereres i (Fisher mfl. 2009).

Verdsetting av mindre endringer

Siden det ikke er mulig for mennesker å overleve uten økosystemer som fungerer på et visst nivå, kan det virke meningsløst å beregne verdien av alle økosystemer i verden. Studier som har forsøkt å gjøre dette har også blitt sterkt kritisert for både metodiske og teoretiske svakheter og feil, der Costanza mfl. (1997) er det mest kjente og kritiserte eksemplet. Slike studier kan bl.a. vanskelig ta hensyn til at uttak av én type tjeneste vil kunne påvirke mulighetene for produksjon eller uttak av andre økosystemtjenester.

Når vi verdsetter økonomisk er vi derfor primært interessert i å finne verdianslag for endringer i naturkapitalen og leveranse av økosystemtjenester på et nivå som ikke setter viktige økologiske prosesser i fare (Turner mfl. 2003). Det er også denne typen endringer metodene for økonomisk verdsetting er utarbeidet for. Det er imidlertid viktig å være klar over at selv om vi snakker om endringer som er små eller marginale i relative termer (sammenlignet med det totale omfanget av økosystemtjenester) kan det være snakk om omfattende endringer i absolutt forstand (store berørte arealer og/eller betydelige endringer eller bortfall av en økosystemtjeneste innenfor et avgrenset område). Dette kan by på utfordringer ved bruk av økonomiske metoder som forutsetter at endringene faktisk er marginale (Balmford mfl. 2008).

Verdsetting av strømmer og beholdninger

Flere av de eksisterende tilnærmingene til økosystemtjenesteregnskap søker å utvide tradisjonelle regnskapssystemer ved å inkludere verdier av *beholdninger* av økosystemkapital og reduksjo-

ner i denne kapitalen. Samtidig er det som regel verdier av (endringer i) *strømmer* av økosystemtjenester som har vært verdsatt økonomisk så langt. I teorien bør det være mulig å omregne informasjon om verdier av strømmer til verdier av beholdninger, f.eks. kan verdien av beholdningen anslås som nåverdien av alle fremtidige strømmer, men i praksis har vi sjelden tilstrekkelig kunnskap til å gjøre det (Brouwer mfl. 2013).

Verdsetting av strømmer av økosystemtjenester kan gi oss informasjon om utviklingen i produksjon og utnyttelse av økosystemtjenester, men det gir ingen informasjon om hvilke effekter utnyttelsen har på økosystembeholdningen som er grunnlaget for produksjon av økosystemtjenestene. Verdsetting av økosystembeholdninger vil kunne gi denne typen informasjon, men er vanskelig å gjennomføre i praksis på grunn av begrenset kunnskap om sammenhengene mellom produksjon av økosystemtjenester og økosystembeholdninger. Fokuset på verdsetting av strømmer er uproblematisk så lenge vi befinner oss i god avstand fra terskelverdier der økosystemkapitalen – og dermed mulighetene for en bærekraftig produksjon av økosystemtjenester – settes i fare. Som påpekt tidligere mangler vi imidlertid i mange tilfeller data og kunnskap om terskelverdier for økosystembeholdninger.

Forskjellige brukere ser ulike verdier

Hvilke verdier mennesker ser og opplever at økosystemene leverer kan påvirkes av en rekke faktorer, bl.a. nærhet til og hvordan de selv bruker naturen. Dette er det viktig å være bevisst på når en f.eks. definerer hvilken populasjon som skal inkluderes i en verdsettingsstudie eller velger individer som inviteres til å delta i prosesser der formålet er å identifisere og/eller verdsette naturverdier. For eksempel vil ofte bønder som har beitedyr vurdere verdien av store rovdyr veldig forskjellig fra befolkningen i byer eller turister som besøker et område med ønske om å oppleve rovdyr. Tilsvarende kommer ofte konflikter om vern versus høsting av at ulike brukere av et område vurderer verdiene ulikt. En skogeier kan f.eks. verdsette et område basert på potensialet for kommersiell skogsdrift, mens andre brukergrupper kanskje ser den samme skogen som et attraktivt turområde og/eller en viktig kilde til biologisk mangfold. Ved å synliggjøre de ulike verdiene kan forskjellige brukergrupper også få øynene opp for mangfoldet av verdier.



Figur 8.1 Mennesker har ulike syn på rovdyr, og dette gjenspeiles i ulike verdier.

Foto: Nicolai Roan

Menneskers adferd og valg

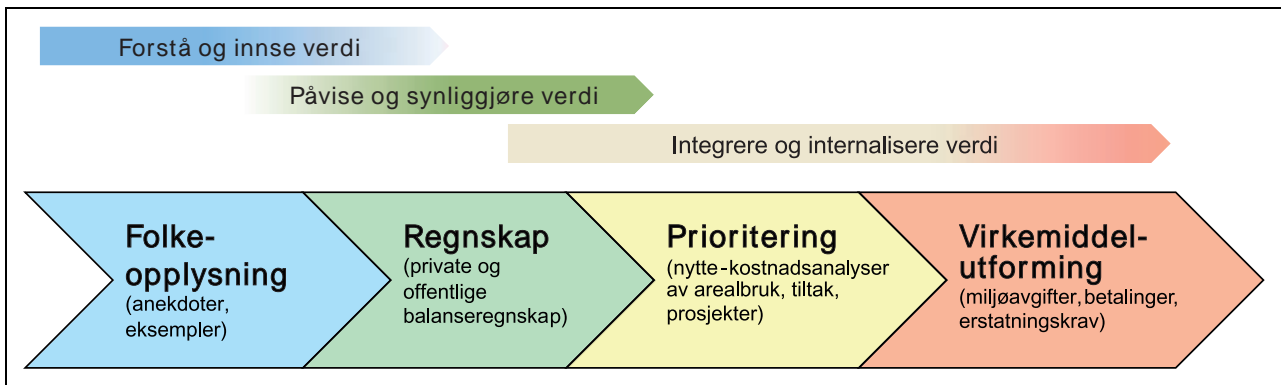
Innenfor både biologisk, psykologisk, samfunnsfaglig og økonomisk analyse er det et sentralt spørsmål hvorvidt mennesker er rasjonelle i den betydning at de søker å maksimere sin kortsiktige egennytte eller at vi – i alle fall gitt visse forutsetninger, også kan handle langsiktig og til fellesskapets beste. Evolusjonært er det antatt at de fleste preferanser er preget av denne typen egennytte-rasjonalitet, og dette har også vært fremtredende i økonomiske modeller. Den evolusjonære logikken bak en slik kortsiktighet er at det lønner seg for egen overlevelse (og dermed spredning av egne gener), å sikre seg godene «før noen andre tar dem». På den andre siden viser de Waal (2009) til dokumenterte eksempler på moralsk adferd bl.a. hos andre primater for å underbygge at moral er et resultat av evolusjon. Samtidig er det en betydelig evne til samhandling og gjensidighet hos sosiale organismer, og innenfor økonomifaget analyseres dette ofte gjennom spillteori, der ulike forutsetninger kan testes mot hverandre. Hos mennesket er det åpenbart at atferd til gruppens beste også er fremtredende, spesielt innen mindre og oversiktlige samfunn, mens evnen til å handle

til kommende generasjoners beste synes svakere utviklet (Wilson 2012).

Spørsmålene om individuelle versus kollektive, og kortsiktige versus langsiktige, strategier er av stor betydning for fenomener relatert til allmenningens tragedie og vår evne til å vurdere og verdsette fremtidige effekter. Der individfokus og kortsiktighet ofte gir en langsiktig overutnyttelse av ressurser og resipienter (fordi ethvert individ ønsker å maksimere sitt eget uttak av ressurser), vil kollektive og langsiktige løsninger i større grad kunne legge til rette for bærekraftig ressursutnyttelse.

Bruksområde påvirker krav til nøyaktighet i verdianslag

Kravene som bør stilles til nøyaktighet i verdianslag varierer med hva anslagene skal brukes til. Barton mfl. (2012) påpeker at når en beveger seg utover folkeopplysning bør det gjøres klart om verdianslag skal benyttes til nasjonalregnskap, prioritering av tiltak med nytte-kostnadsanalyse eller utforming av økonomiske virkemidler. Generelt bør det stilles høyere krav til nøyaktighet og pålitelighet når man beveger seg fra å demon-



Figur 8.2 Krav til nøyaktighet i verdianslag avhenger av bruksområde.

Kilde: Oversatt fra Barton mfl. (2012)

strere/illustre verdien av økosystemtjenester til å anvende disse verdiene i konkrete beslutningssituasjoner. Dette økte kravet til nøyaktighet følger også de tre trinnene i TEEBs tilnærming som illustrert i figur 8.2.

8.2.2 Total samfunnsøkonomisk verdi

Begrepet *total samfunnsøkonomisk verdi*³ brukes av miljøøkonomer som betegnelse på verdien for samfunnet av en *endring* i kvaliteten eller mengden av et miljøgode eller en økosystemtjeneste (Pearce og Turner 1990, Turner mfl. 2003, Groot mfl. 2006, Pagiola mfl. 2004 og Pascuala mfl. 2010). Begrepet «total» i total samfunnsøkonomisk verdi viser til at vi ønsker å inkludere flere typer økonomiske verdier, og ikke bare verdien av den direkte bruken av tjenester fra økosystemene, men også verdier knyttet til indirekte bruk og ikke-bruksverdier. Det dreier seg altså *ikke* om den totale verdien av et økosystem eller en økosystemtjeneste, eller av alle økosystemer eller økosystemtjenester, som det er lite meningsfullt å forsøke og anslå verdien av. Ved økonomisk verdsetting søker man vanligvis å anslå verdien av en *endring* i kvaliteten eller mengden av økosystemtjenester som følger av et tiltak, en politikk etc., og det er også dette som vanligvis måles ved total samfunnsøkonomisk verdi. Det er også denne typen verdianslag som er relevant å bruke i samfunnsøkonomiske analyser, jf. kapittel 9.

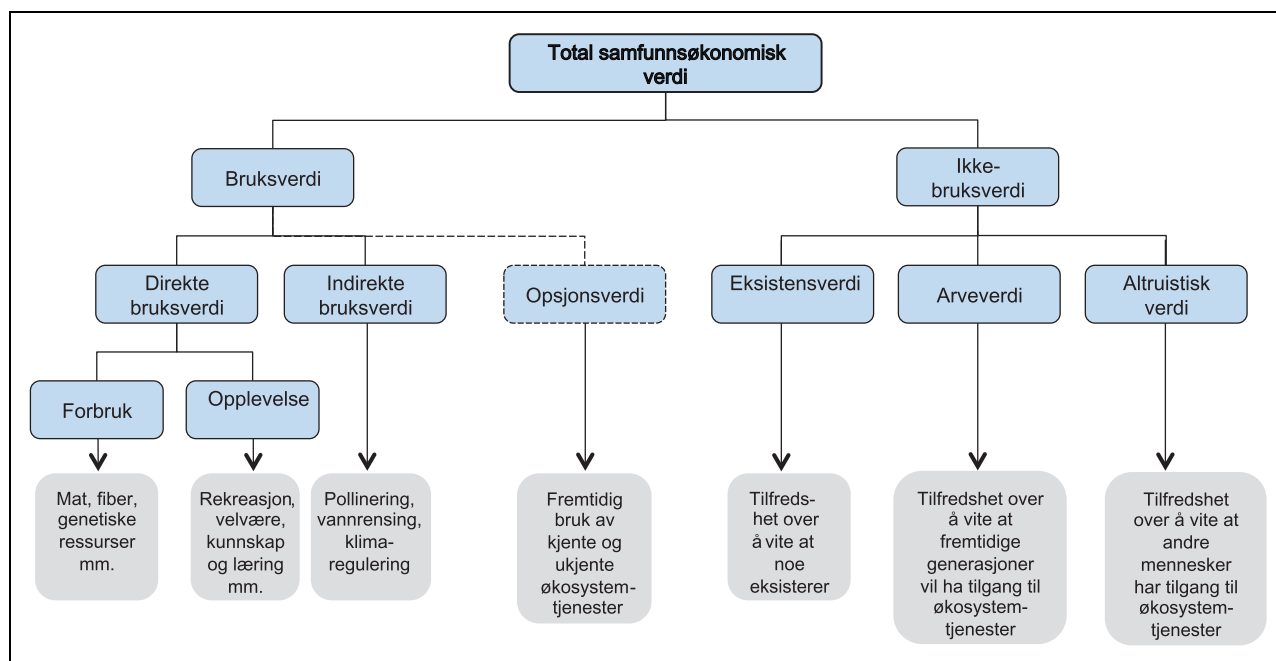
Total samfunnsøkonomisk verdi må ses på som en konseptuell tilnærming som kan bidra til å øke forståelsen av hvordan naturen bidrar med verdi til oss mennesker på mange ulike måter. Tiltak, politikk etc. som endrer kvalitet eller mengde økosystemtjenester vil berøre flere verdikompo-

ner, og det er summen av disse verdiendringene som utgjør samfunnets totale kostnad eller nytte av et tiltak eller en politikk. Når det er sagt, er det ikke sikkert vi kan beregne en økonomisk verdi som omfatter alle berørte økosystemtjenester og/eller verdikategorier. Total samfunnsøkonomisk verdi kan da være et godt utgangspunkt for en systematisk vurdering av hvilke verdier som inngår i et økonomisk verdianslag og hvilke som må synliggjøres på andre måter.

Total samfunnsøkonomisk verdi består av kategoriene bruks- og ikke-bruksverdier, som begge har flere undergrupper av verdikomponenter. Detaljeringsnivået og oppdelingen av verdikomponentene varierer noe mellom ulike kilder, men de fleste presentasjoner inneholder de fleste av begrepene som er beskrevet i figur 8.3.

Bruksverdi (use value) er verdier som stammer fra bruk av en økosystemtjeneste, og kan ofte knyttes til private goder som har en eksisterende markedspris. Bruksverdi kan videre deles inn i direkte- og indirekte verdi, der *direkte bruksverdi (direct use value)* stammer fra direkte bruk av en økosystemtjeneste enten gjennom faktisk forbruk (*consumption, extraction*) av fysiske produkter som mat og råmaterialer, eller fra det å oppleve naturen direkte (*non-consumptive*). *Indirekte bruksverdi (indirect use value)* stammer vanligvis fra regulerende tjenester som f.eks. pollinering, vannregulering og vannrensing. En del litteratur definerer også begrepet *opsjonsverdi (option value)*. Opsjonsverdi brukes som betegnelse på den verdien et individ tillegger det å ha muligheten til å kunne bruke en økosystemtjeneste en gang i fremtiden. (Pagiola mfl. 2004, Groot mfl. 2006 og Magnussen mfl. 2010a). Det debatteres imidlertid hvorvidt opsjonsverdi eksisterer som en separat komponent i TEV, og i nyere litteratur benyttes ofte heller betegnelsen *opsjonspris*

³ På engelsk brukes betegnelsen *total economic value (TEV)* i samme betydning.



Figur 8.3 Total samfunnsøkonomisk verdi.

Kilde: Tilpasset fra TEEB (2010a)

(*option price*) som betegnelse på et individs betalingsvillighet når det er usikkerhet knyttet til fremtidig tilbud (vet ikke hvor mye av en økosystemtjeneste som vil være tilgjengelig i fremtiden) eller fremtidig etterspørsel (individet vet ikke hvor mye av en økosystemtjeneste det vil etterspørre selv) (Hanley og Barbier 2009).

Økosystemers *ikke-bruksverdi* (*non-use value*) er verdier som ikke involverer noen form for bruk av økosystemtjenester, men reflekterer individers ønske om å bevare biodiversitet og økosystemtjenester. Ikke-bruksverdi kan deles inn i tre komponenter der *eksistensverdi* (*existence value*) stammer fra egen tilfredshet over å vite at en art eller et økosystem eksisterer, *arveverdi* (*bequest value*) er knyttet til ønsket om at fremtidige generasjoner skal ha tilgang til de samme økosystemtjenestene som vi har selv, og *altruistisk verdi* (*altruistic value*) som stammer fra det å vite at andre mennesker enn en selv (innenfor samme generasjon) har tilgang til arter og økosystemer. Formålet med å dele ikke-bruksverdier inn i disse ulike kategoriene er å øke forståelsen av hvordan naturen bidrar med verdier til oss mennesker. Ved å fremheve og konkretisere ikke-bruksverdier blir det klart at dersom vi kun fokuserer på bruksverdier gjennom adferd og valg som kan observeres, vil vi ikke klare å synliggjøre hele bredden av verdier. For en del økosystemtjenester kan ikke-bruksverdier kanskje være vel så viktige som bruksverdier. I en norsk sammenheng kan dette

f.eks. være tilfellet for en del tjenester vi forbinder med urørte naturområder og karismatiske arter fra mer eksotiske deler av verden. I praksis kan det ofte være vanskelig eller umulig å skille mellom de ulike verdikomponentene, f.eks. skille arveverdi fra eksistensverdi (Kolstad 2000). Kategoriseringen gir imidlertid et rammeverk som kan bidra til å øke bevisstheten om hvilke verdier naturen faktisk representerer, og i hvilken grad ulike økonomiske verdsettingsmetoder klarer å fange opp disse verdiene.

Ikke-bruksverdier skiller seg fra bruksverdier bl.a. ved at verdiene i større grad oppstår som et samspill mellom fysiske egenskaper ved naturen og individers oppfattelse av disse egenskapene. Oppfattelsen og verdsettingen av ulike tjenester er ofte avhengig av moralske, religiøse eller estetiske aspekter, noe som gjør det vanskeligere å verdsette denne typen tjenester (Pascuala mfl. 2010). Siden ikke-bruksverdier ikke involverer konkrete handlinger eller valg, er det derfor ikke mulig å beregne denne typen verdier ved hjelp av metoder som benytter faktisk observerbar adferd i eksisterende markeder. Det betyr at hvis vi skal verdsette denne typen verdier økonomisk er det kun teknikker som baserer seg på at individer selv oppgir sine preferanser og betalingsvillighet for ulike tjenester som er anvendbare.

Det eksisterer en rekke økonomiske verdsettingsmetoder som er utviklet for å beregne verdien av endringer i hele eller ulike komponenter

av total samfunnsøkonomisk verdi. Disse metodene baserer seg enten på informasjon fra eksisterende markeder for økosystemtjenester eller på teknikker som indirekte avdekker eller ber individer oppgi sine preferanser for ulike tjenester. De mest brukte metodene for økonomisk verdsetting blir beskrevet nedenfor.

8.2.3 Metoder for økonomisk verdsetting

Økosystemtjenester bidrar som diskutert over med en rekke ulike verdier som fra en økonomisk synsvinkel kan beskrives som total samfunnsøkonomisk verdi, jf. figur 8.3. Det er utviklet flere metoder som kan brukes til å beregne verdien av endringer i hele eller deler av den totale samfunnsøkonomiske verdien. Mange viktige økosystemtjenester som jordbruksprodukter, fisk, tømmer osv. omsettes i markeder, og i slike situasjoner kan markedspriser og informasjon om adferd og transaksjoner i «vanlige» markeder benyttes til å beregne verdien av tjenestene. For mange andre økosystemtjenester er imidlertid ikke denne typen informasjon tilgjengelig og økonomisk verdi må da beregnes på annen måte.

De mest brukte metodene for å beregne økosystemtjenesters økonomiske verdi når det ikke finnes markedspriser er enten å benytte informasjon om transaksjoner i et marked som har nær sammenheng med tjenesten en er interessert i, eller å etablere et hypotetisk marked for en økosystemtjeneste og spørre folk om hvordan de ville handlet i et slikt marked. Disse tre måtene å fremkaffe verdier på samsvarer med tre hovedkategorier for økonomiske verdsettingsmetoder, nemlig (1) markedsbaserte metoder (faktiske markeds-

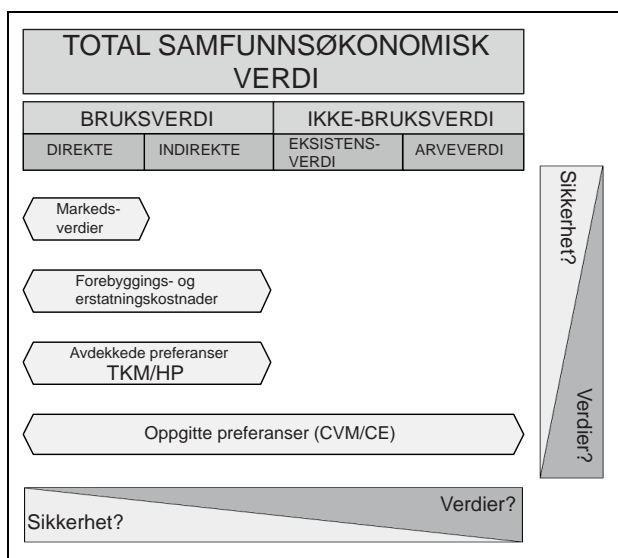
priser), (2) metoder basert på avdekkede preferanser (parallele markeder) og (3) metoder basert på oppgitte preferanser (hypotetiske markeder), se tabell 8.1 (Chee 2004 og Pascuala mfl. 2010). Gjennomgang av de vanligste økonomiske verdsettingsmetodene er tilgjengelig andre steder, se f.eks. Hanley og Barbier (2009), Barbier (2007), Pagiola mfl. (2004), Bateman mfl. (2002), Bateman (2007) og Barton mfl. (2012), og derfor presenterer vi her bare kort de mest brukte metodene og peker på deres viktigste styrker og svakheter. I kapittel 10 presenteres eksempler på bruk av metodene til verdsetting i Norge.

Figur 8.4 oppsummerer hvilke av de økonomiske verdsettingsmetodene som kan brukes til å beregne verdianslag for ulike typer verdier. Figuren illustrerer også at når vi beveger oss fra bruksverdier til ikke-bruksverdier, og fra markedsbaserte metoder til metoder som tar utgangspunkt i uttrykte preferanser, skjer det noe både med hvilke verdier som omfattes og med sikkerheten i anslagene. Når det finnes markedspriser for en økosystemtjeneste er det naturlig å ta utgangspunkt i disse ved økonomisk verdsetting av tjenesten. Figur 8.4 illustrerer imidlertid at metoder basert på markedspriser kun fanger opp bruksverdier, og at for økosystemtjenester som bare har – eller har et stort innslag av – ikke-bruksverdier, er det bare metoder basert på uttrykte preferanser som kan benyttes (Magnussen mfl. 2010b). Siden ikke-bruksverdier og mangel på markeder er noe av det som karakteriserer mange økosystemtjenester, er det relativt få tjenester som kan verdsettes ved hjelp av metoder som benytter data fra markeder der økosystemtje-

Tabell 8.1 Tre hovedkategorier økonomiske verdsettingsmetoder

Marked	Type tilnærming	Type verdi	Vanligste verdsettingsmetoder
Faktiske markeder	Markedsbasert	Bruksverdier	Markedspriser, produktfunksjonsmetoden, kostnader ved forebyggende tiltak, kostnader ved å erstatte tapte tjenester
Parallele markeder	Avslørte preferanser	Bruksverdier	Transportkostnadsmetoden, eiendomsprismetoden
Hypotetiske markeder	Oppgitte preferanser	Bruks- og ikke-bruksverdier	Betinget verdsetting, valgmodellteknikker

Kilde: Basert på Chee (2004)



Figur 8.4 Verdikategorier og metoder for økonomisk verdsetting av økosystemtjenester.

TKM = reisekostnadsmetoden, HP = eiendomsprismetoden, CVM = betinget verdsettingsmetoder og CE = valgeksperimenter

Kilde: Tilpasset fra Magnussen mfl. (2010b)

nester omsettes eller markeder som er nært knyttet til økosystemtjenester som ønskes verdsatt.

Det betyr i mange tilfeller at metoder som benytter oppgitte preferanser er eneste mulighet til å foreta en økonomisk verdsetting. Slike verdsettingsstudier er imidlertid både tid- og ressurskrevende, og det er i dag begrenset kapasitet og erfaring med bruk av økonomisk verdsetting i miljøforvaltningen i Norge. Et begrenset antall relevante eksisterende studier reduserer også mulighetene for overføring av verdianslag fra andre steder. I praksis ender en derfor ofte opp med at noen økosystemtjenester (eller deler av økosystemtjenester) verdsettes økonomisk, mens det for øvrige tjenester gjøres kvalitative og/eller kvantitative vurderinger.

Under presenteres hovedkategoriene av de økonomiske verdsettingsmetodene i tabell 8.1.

Markedsbaserte metoder

Markedsbaserte metoder bruker informasjon fra faktiske markeder og kan igjen deles inn i tre hovedkategorier som baserer seg på henholdsvis markedspriser, kostnader ved å levere/produsere økosystemtjenester på alternativt vis eller produktfunksjoner.

- Metoder som baserer seg på bruk av *markedspriser* benyttes ofte for å fastslå verdien av forsynende tjenester fordi produkter som leveres/produseres av disse tjenestene i mange

sammenhenger omsettes i eksisterende markeder, f.eks. for matvarer eller råvarer. Metoden kan også brukes på noen regulerende (f.eks. karbonlagring) og opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) (f.eks. naturbasert reiseliv). I følge økonomisk teori kan markedspriser i velfungerende markeder være gode indikatorer for verdien av økosystemtjenester dersom preferanser og marginale kostnader forbundet med å produsere tjenesten er reflektert i prisen. Avgifter på og subsidier av varer eller innsatsfaktorer vil imidlertid påvirke markedsprisene (enten ved å internalisere eller skjule kostnadene ved forringelse av naturen), og effekten av dette må eventuelt kompenseres for ved verdsetting av økosystemtjenester. Samtidig må det justeres for bidraget fra andre typer kapital, inkludert arbeidskraft og maskiner. Videre vil verdiene som beregnes ved hjelp av markedspriser kun representere en minsteverdi siden prisen viser hva folk betaler og ikke hvor mye de kunne ha vært villige til å betale.

- *Kostnadsbaserte tilnærminger (cost based approaches)* tar utgangspunkt i hvilke kostnader det vil kunne medføre for samfunnet dersom viktige økosystemtjenester forringes eller forsvinner. Det eksisterer flere beslektede metoder innenfor denne kategorien. Metoder som beregner hvilke kostnader det ville medført for samfunnet dersom en økosystemtjeneste ikke lenger var tilgjengelig (*avoided cost method*) kan f.eks. beregne verdien av et myrområdes flomdempingstjenester ved å beregne avvergede skadekostnader ved at flom unngås. Et eksempel på en metode som beregner hva det ville kostet samfunnet å erstatte en økosystemtjeneste med en teknologisk løsning (*replacement cost method*) er kostnader til bygging av et vannrenseanlegg til å erstatte naturens vannrensingstjenester. Andre metoder beregner hva det ville kostet samfunnet å avbøte effekten av redusert produksjon av økosystemtjenester eller kostnadene forbundet med å sette økosystemer i stand til å levere tjenester som tidligere (*mitigation* eller *restoration cost method*). Kostnader til opprydding/fjerning/tildekking av forurensede sedimenter i et fjordområde kan f.eks. være et anslag på hvordan ansvarlig myndighet verdsetter dette økosystemet. Alle de kostnadsbaserte metodene tar som utgangspunkt at verdien av en økosystemtjeneste må være minst like stor som det beløpet noen er villig til å bruke på å erstatte en økosystemtjeneste med menneskeskapte alternativer, eller

på å restaurere økosystemer slik at de kan fortsette å levere økosystemtjenester som tidligere. På samme måte kan kostnader forbundet med å innfri politiske målsetninger på miljøområdet brukes som anslag for politikernes verdsettning av endringer som følger av at målene nås. Verdianslag fremskaffet ved hjelp av kostnadsbaserte metoder representerer dermed et minimumsanslag fordi det er mulig at økosystemtjenesten også ville blitt erstattet eller restaurert selv om kostnaden hadde vært høyere (Chee 2004).

- *Produktfunksjonsmetoder (production function methods)* beregner hvor stor andel en økosystemtjeneste bidrar med til et annet produkt eller tjeneste som omsettes i et eksisterende marked. Metodene benytter vanligvis vitenskapelig kunnskap om årsak-virkningsforhold mellom økosystemtjenesten som verdsettes og det omsatte produktet eller tjenesten (Chee 2004). Utgangspunktet for denne typen verdsettelsesmetoder er at når en økosystemtjeneste inngår i en produktfunksjon vil økonomiske effekter av endringer i et økosystems evne til å levere denne tjenesten kunne beregnes ut fra effektene det har for produktet eller tjenesten. Metoden har vært mye brukt til å verdsette effektene av miljøkvalitetsendringer som f.eks. sur nedbør og vannforurensning i landbruksproduksjon og fiskeri (Barton mfl. 2012). I Norge har metoden bl.a. vært benyttet til å beregne hvordan det påvirker den kommersielle fiskebestanden av uer at områder med kaldtvannskoraller blir ødelagt (Foley mfl. 2010).

Hovedfordelen ved markedsbaserte metoder er at de tar utgangspunkt i data som priser, kostnader og adferd i faktiske markeder. Dataene er derfor relativt enkle å få tak i, og representerer reelle valg der aktørene må ta konsekvensene og kostnadene av de valgene de foretar. For å utlede befolkningens betalingsvillighet fra de aktuelle dataene må det imidlertid benyttes en del strenge forutsetninger som ikke alltid er oppfylt. Siden metodene tar utgangspunkt i faktisk adferd kan metodene også bare benyttes til å måle økosystemtjenesters bruksverdi, og er dermed best egnet til å verdsette økosystemtjenester som hovedsakelig har denne typen verdier. Dersom en økosystemtjeneste har både bruks- og ikke-bruksverdier vil verdianslag beregnet ved denne typen metoder representere et minimumsanslag for tjenestens verdi som bare omfatter bruksdelen av verdien (Magnussen mfl. 2010a).

Kostnadsbaserte metoder har den svakheten at man implisitt sier at verdien av et gode eller en tjeneste per definisjon er lik kostnaden ved å fremskaffe godet eller tjenesten. Men det er strengt tatt ingen ting som tilsier at dette alltid er tilfellet. Det har f.eks. vært pekt på at metoden med å beregne kostnader forbundet med å erstatte en økosystemtjeneste med kunstig teknologi bør benyttes med stor varsomhet, spesielt under usikkerhet, fordi den underliggende antagelsen om at kostnaden avspeiler naturverdien i mange tilfeller ikke holder (Barbier 2007). Det kan også argumenteres for at metoder som baserer seg på bruk av produktfunksjoner har et tilleggsproblem fordi vi ofte mangler kunnskap om de komplekse forholdene mellom produsert produkt, økosystemenes tilstand og endringer i produksjon av økosystemtjenester (Chee 2004).

Metoder basert på avdekkede preferanser

Det finnes økonomiske verdsettelsesmetoder som tar sikte på å avdekke folks preferanser for økosystemtjenester ved å observere adferd i eksisterende markeder som er knyttet til den økosystemtjenesten en ønsker å anslå verdien av. Disse metodene baserer seg på en antagelse om at de valgene individer foretar speiler deres preferanser for økosystemtjenester som er nært knyttet til markedet de opererer i. De to mest brukte metodene innenfor denne kategorien er reisekostnadsmetoden og eiendomsprismetoden.

- *Reisekostnadsmetoden (travel cost method – TCM)* brukes hovedsakelig til å beregne verdien av rekreasjon og friluftsliv. Metoden tar som utgangspunkt at de kostnadene individer er villig til å påta seg for å oppsøke et område sier noe om hvordan de verdsetter det aktuelle området. Reisekostnader i denne sammenhengen inkluderer både direkte kostnader forbundet med selve reisen og reisetidens alternativkostnad. Tradisjonelle reisekostnadsmodeller (*visitation models*) fokuserer på forholdet mellom antall reiser individer foretar til en gitt destinasjon og reisekostnadene forbundet med disse reisene, og søker basert på dette å forutsi hvordan antall reiser til en destinasjon vil endre seg ettersom reisekostnadene forandrer seg. Antall besøk er i denne typen modeller et mål på etterspørselen etter økosystemtjenester på en gitt destinasjon, og modellene er egnet til å si noe om bruksverdier på en gitt destinasjon under gjeldende forhold.
- *Eiendomsprismetoden (hedonic pricing – HP)* tar som utgangspunkt at eiendomspriser bestem-

mes av en lang rekke egenskaper ved eiendommen, inklusive områdets miljøkvaliteter. Prisen på en gitt eiendom vil derfor implisitt speile verdien av økosystemtjenester, f.eks. ved at en eiendom i nær tilknytning til et rekreasjonsområde eller med utsikt over et vakkert landskap vil ha en høyere pris enn en tilsvarende eiendom uten disse egenskapene. Ved å beregne en etterspørselsfunksjon for eiendom kan verdien av endringer i økosystemtjenester utledes. Fokuset på at det er summen og kombinasjonen av ulike egenskaper som avgjør individers valg gjør at også denne metoden har mye til felles med valgmodellteknikker og Random Utility Site Choice modeller (Hanley og Barbier 2009). Eiendomsprismetoden har fått navnet sitt fordi metoden oftest benyttes til å analysere hvordan egenskaper ved miljøet påvirker hus- eller eiendomspriser, men metoden kan i prinsippet benyttes til å beregne den implisitte prisen til alle observerbare egenskaper ved ethvert produkt så lenge tilfredsstillende data er tilgjengelig.

Fordelen med metoder som benytter seg av avdekkede preferanser er at de i likhet med markedsbaserte metoder baserer seg på observert adferd. Metodene har imidlertid flere svakheter som inkluderer store krav til datakvalitet og datamengde for hver enkelt transaksjon, behov for store datasett og bruk av komplekse statistiske analyser.

Videre kan det være utfordrende å fastslå sammenhenger mellom økosystemtjenester og godet som omsettes med særlig grad av sikkerhet, og det kan være vanskelig å isolere priseffekten av endringer i nivået eller kvaliteten av en økosystemtjeneste. Siden metoder basert på avslørte preferanser tar utgangspunkt i observasjoner av kjøp eller «bruk» av faktiske goder kan de (på samme måte som markedsbaserte metoder) heller ikke brukes til å beregne ikke-bruksverdier. Ved bruk av reisekostnadsmetoden betyr dette f.eks. at den verdien som ligger i at vi gleder oss over eksisterende natur, som vi selv aldri kommer til å reise til, ikke kommer med.

Ved bruk av reisekostnadsmetoder melder også spørsmålet seg om hva som er alternativkostnaden til reisetid og hvordan verdien av reisetid kan beregnes. Enkle modeller antar ofte at alternativkostnaden til reisetid er lik lønnskostnad, men forskning tyder på at de fleste mennesker anser alternativkostnaden å være vesentlig lavere (Kolstad 2000). En del økonomer heller mot å inkludere reisetid i timer som en separat

variabel i tillegg til andre reisekostnader i stedet for å beregne tidskostnaden økonomisk. Videre har det også vært argumentert for at reisetiden, i tilfeller der individer setter pris på selve reisen, utgjør en positiv verdi som må trekkes fra tidskostnaden som henger sammen med at fritid er et knapt gode (Hanley og Barbier 2009).

Eiendomsprismetoden har også sine spesielle utfordringer. For eksempel vil utelatelse av variabler som har en signifikant påvirkning på eiendomspriser, og som er korrelert med variabler som er med i etterspørselsfunksjonen, kunne gi systematiske feil i etterspørselsfunksjonens argumenter. En papirfabrikk vil f.eks. kunne påvirke vannkvaliteten i et område, noe som igjen påvirker eiendomspriser. Hvis den samme fabrikk også medfører luktproblemer som påvirker folks preferanser for eiendommer i området vil det kunne medføre feil anslag for verdien av marginale endringer i vannkvalitet dersom ikke det inkluderes en variabel også for lukt (Hanley og Barbier 2009).

Metoder basert på oppgitte preferanser

Mens metodene som er presentert så langt på en eller annen måte benytter informasjon fra eksisterende markeder, blir det i metodene som baserer seg på oppgitte preferanser konstruert et hypotetisk marked. Ved hjelp av spørreundersøkelser presenteres individer for mulige endringer i nivå, mengde eller kvalitet av en økosystemtjeneste for så å oppgi sin betalingsvillighet for å oppnå en forbedring, eventuelt krav til kompensasjon for å akseptere en forringelse. Hovedkategoriene av metoder er betinget verdsetting og valgmodellteknikker.

– Ved bruk av *betinget verdsetting (contingent valuation – CV)* blir folk ved hjelp av en spørreundersøkelse spurt om hvor mye de er villig til å betale for å oppnå en nærmere spesifisert forbedring i en økosystemtjeneste, eventuelt hvor mye de skal ha i kompensasjon for å akseptere at tjenesten forsvinner eller forringes. Siden metoden innebærer at endringen i en økosystemtjeneste beskrives i detalj, kan en spørre direkte om den spesifikke endringen en er interessert i å verdsette. Svarene fra et representativt utvalg av befolkningen benyttes til å beregne verdien av endringen for samfunnet. På tross av sin hypotetiske natur er betinget verdsetting mye brukt til økonomisk verdsetting av økosystemtjenester fordi metoden kan benyttes i praktisk talt alle sammenhenger (Chee 2004).

- Ved bruk av *valgmodellteknikker* (*choice modeling*) blir respondenter bedt om å velge mellom to eller flere alternativer som er differensiert med hensyn til en rekke ulike egenskaper, bl.a. prisen på og nivå/mengde/kvalitet av en økosystemtjeneste. På bakgrunn av de valgene respondenten foretar, kan økonometrisk analyse deretter benyttes til å beregne betalingsvilligheten for endringer i de ulike egenskapene, inkludert endringer i nivå/mengde/kvalitet av økosystemtjenesten man er interessert i å verdsette. Siden valgmodellteknikker verdsetter endringer i de ulike egenskapene ved alternativer, kan en enkelt undersøkelse benyttes til å verdsette en rekke forskjellige endringer, noe som har gjort at metoden blir stadig mer populær blant beslutningstakere (Hanley mfl. 2001). Valgmodellteknikker består av en rekke ulike metoder der individer oppgir sine preferanser ved å gi poeng til, rangere eller velge mellom ulike alternativer. *Valgekspesimenter*, der respondenter foretar en serie valg der et av alternativene alltid er «dagens situasjon» eller «gjøre ingen ting», er mest brukt til økonomisk verdsetting av økosystemtjenester.

Hovedfordelen ved metoder som baserer seg på bruk av oppgitte preferanser er at de kan brukes til å beregne både bruks- og ikke-bruksverdier. De kan i tillegg anvendes uavhengig av om det eksisterer et marked som er nært knyttet til de økosystemtjenestene man er interessert i å verdsette. Spørreundersøkelsene som benyttes søker å gi en nøytral og utfyllende beskrivelse av endringer i aktuelle økosystemtjenester og deres betydning, samtidig som de presenterer en realistisk betalings- eller kompensasjonsmekanisme.

Vi vet at det å utelate ikke-bruksverdier i økonomisk verdsetting kan føre til underestimering av økosystemtjenesters samfunnsøkonomiske verdi. For eksempel oppga respondenter i en studie når de ble bedt om å fordele oppgitt betalingsvillighet på ulike verdikomponenter, at omkring 20 pst. var knyttet til «egen bruk», 20–30 pst. til «muligheter for senere bruk» og 50–60 pst. til «bevaring/eksistens» (se kapittel 10 for en presentasjon av studien, Magnussen 1997). Det debatteres imidlertid hvorvidt ikke-bruksverdier kan uttrykkes økonomisk på en meningsfull måte. Eksempelvis stilles det spørsmål ved om ikke-bruksverdier som arveverdi og eksistensverdi knyttet til et skogområde kan håndteres innenfor det samme rammeverket som økonomiske verdier knyttet til tømmerhogst og rekreasjonsaktiviteter i det samme området (Pascuala mfl. 2010).

Metodenes hypotetiske karakter reiser også noen spørsmål ved om svarene gir et riktig bilde av hvordan respondentene faktisk ville handlet hvis de ble stilt overfor de samme valgene i virkeligheten. Spesielt pekes det på at respondenter kan være fristet til å oppgi en høyere betalingsvillighet enn det som er reelt fordi de ønsker å formidle at de er opptatt av miljø og/eller fordi de vet at prisen ikke må betales i virkeligheten. Samtidig kan denne effekten også slå motsatt vei. Eksempelvis kan det hende respondenter ikke tar alvor i en situasjon inn over seg i en undersøkelsessammenheng, mens de i virkeligheten ville vært villig til å betale for å unngå negative effekter.

Usikkerhet knyttet til fremtidig produksjon av økosystemtjenester medfører også utfordringer for økonomisk verdsetting av disse tjenestene (selv om dette ikke er unikt for de økonomiske metodene). Dette kan også være en forklaring på at det finnes få eksempler på økonomisk verdsetting under usikkerhet. Generelt har studier som baserer seg på oppgitte preferanser f.eks. støttet seg til egne målinger av respondentenes oppfatelse av risiko eller usikkerhet når de skal forholde seg til et usikkert tema. Dette gjøres gjerne ved bruk av såkalte risikoindekser som reflekterer individuelle antagelser om subjektive sannsynligheter for at en hendelse skal finne sted (f.eks. at en spesifisert art forsvinner). Dette er imidlertid kompliserte sammenhenger å ta hensyn til i en økonomisk verdsettingsstudie siden individer ofte ser ut til å blande objektiv sannsynlighet for at en hendelse skal inntreffe med subjektive oppfatninger av alvorligheten av den samme hendelsen (Pascuala mfl. 2010). En studie av verdiene av naturgoder i skog i Finland viser f.eks. at flere respondenter svarer inkonsistent på spørsmål om risiko fordi folk har en tendens til å overestimere lave sannsynligheter, spesielt når disse henger sammen med uønskede resultater (Rekola og Pouta 2005).

En annen utfordring ved metodene som baserer seg på oppgitte preferanser er at man i en del studier har funnet mangel på følsomhet i forbindelse med variasjoner i nivå på forbedringen/forringelsen av økosystemtjenesten. Dette betyr at respondenter oppgir nesten den samme betalingsvilligheten for en tilsynelatende liten forbedring som for en stor forbedring, eller for en forbedring innenfor et lite område som for den samme forbedringen innenfor et større område. Det forskes derfor mye på disse såkalte scope-effektene, og hva det kan bety at størrelsen på området eller effekten ikke alltid er avgjørende for folks betalingsvillighet. Det kan ha å gjøre med hvilke for-

hold eller faktorer som er viktige for folks betalingsvillighet. For eksempel har undersøkelser vist at folk har størst betalingsvillighet for å få bedre badevannskvalitet i vannforekomster som er nær bosted og aktuelle å bruke, og da behøver de ikke ha større betalingsvillighet for at flere vannforekomster også får bedre vannkvalitet.

Overføring av verdianslag

Økt bruk av økonomiske analyser i beslutningsprosesser som påvirker natur og miljø har medført en økning i etterspørselen etter verdianslag for endringer i økosystemer og økosystemtjenester. Det er både tidkrevende og kostbart å gjennomføre økonomiske verdsettingsstudier, så for å gjøre beslutningsprosesser som benytter seg av denne typen data mer kostnadseffektive har det derfor blitt utviklet metoder for å overføre verdianslag (*benefit* eller *value transfer*) fra studier som er gjennomført ett sted (studiested) til andre steder man ønsker verdianslag for (beslutningssted) (Navrud 2004 og Bateman mfl. 2011).

Det finnes to hovedtyper av teknikker for overføring av verdianslag, som hver har to underkategorier (Navrud 2004):

1. *Enhetsoverføring (unit value transfer)* som inkluderer (i) enkel enhetsoverføring og (ii) justert enhetsoverføring
2. *Funksjonsoverføring (function transfer)* som inkluderer (i) overføring av betalingsvillighetsfunksjon (*benefit function transfer*) og (ii) meta-analyse (*meta-analysis*)

Enkel enhetsoverføring er den enkleste formen for overføring og innebærer at verdianslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet for en økosystemtjeneste overføres fra et opprinnelig studiested til et annet beslutningssted. Justert enhetsoverføring innebærer at verdianslagene justeres for å reflektere åpenbare forskjeller mellom studiested og beslutningssted. Det justeres vanligvis for inntektsforskjeller og/eller prisnivå. Denne typen justering vil imidlertid ikke kunne ta høyde for forskjeller i preferanser, opprinnelig miljøkvalitet eller kulturelle og institusjonelle forhold mellom land (Navrud 2004).

Overføring av betalingsvillighetsfunksjoner innebærer at en bruker en betalingsvillighetsfunksjon fra et studiested til å anslå verdier av økosystemtjenester på et annet beslutningssted. Forklaringsvariabler som inngår i funksjonen kan f.eks. være respondenters bruk og kunnskap om økosystemtjenesten, inntekt og utdanning. For at overføring av betalingsvillighetsfunksjoner skal gi verdi-

anslag som kan benyttes for beslutningsstedet, må forklaringsvariablene og endringene i økosystemtjenester være sammenlignbare mellom studiested og beslutningssted, og respondentenes preferanser må være like på de to stedene. Det bør derfor tilstrebes å finne et studiested som i størst mulig grad ligner på beslutningsstedet (Magnussen mfl. 2010a). Det kan ofte by på problemer.

Istedenfor å overføre betalingsvillighetsfunksjonen fra en enkelt verdsettingsstudie, kan resultatene fra flere verdsettingsstudier kombineres i en *meta-analyse* for å beregne en felles betalingsvillighetsfunksjon. Dette gjør det mulig å analysere hvordan betalingsvilligheten for en økosystemtjeneste varierer med ulike egenskaper ved tjenesten, karakteristika ved befolkningen eller med anvendt verdsettingsmetode. En viktig begrensning ved meta-analyser er at det trengs et relativt stort antall gjennomførte studier for å kunne kjøre en regresjonsanalyse, og for mange økosystemtjenester finnes ikke disse studiene.

Funksjonsoverføring virker i mange sammenhenger mer tiltalende enn kun å overføre enhetsanslag fordi det blir tatt hensyn til mer informasjon i overføringen (Navrud 2004). Imidlertid er det ikke gitt at dette gir det beste verdianslaget. Bateman mfl. (2011) gjennomførte en rekke studier med samme design på flere både relativt like og relativt ulike steder, og konkluderte med at enkel enhetsoverføring gir mer pålitelige resultater når verdier knyttet til relativt like endringer i samme gode overføres innenfor samme kontekst. Hvis noen av disse parametrene ikke er særlig like vil imidlertid funksjonsoverføring gi mer pålitelige verdianslag. Et betimelig spørsmål da blir når vi har å gjøre med relativt like situasjoner? Dersom menneskelig bruk og vurderinger inkluderes vil jo lokal kontekst aldri være identisk.

Det finnes flere databaser⁴ som gir oversikt over og tilgang til eksisterende økonomiske verdsettingsstudier. *Environmental Valuation Reference Inventory* (EVRI) er den største av disse nettbaserte databasene, og inneholder informasjon om verdianslag, teknikker og metoder for økonomisk verdsetting av miljøgoder fra mer enn 2000 internasjonale studier. Navrud (2004) påpeker at størsteparten av studiene i databasen er fra

⁴ Feks. den australske *Environmental Valuation Database* (ENVALUE, www.epa.nsw.gov.au/envalue), den svenske *Valuation Study Database for Environmental Change in Sweden* (ValueBase^{SWE}, www.beijer.kva.se/valuebase.htm), samt andre internasjonale baser som Marine Ecosystem Services Partnership (MESP, <http://marineecosystemservices.org>) og *Environmental Valuation Reference Inventory* (EVRI, www.evri.ec.gc.ca/EVRI/).

Nord-Amerika og at mange av studiene er basert på utdaterte metoder, og understreker behovet for flere europeiske verdsettingsstudier som benytter seg av dagens metoder og som er designet med tanke på at verdianslag skal være egnet for overføring til andre beslutningssteder. Nordisk ministerråd fikk i 2006 gjennomført et prosjekt som kartla nordiske verdsettingsstudier, *Nordic Environmental Valuation Database* (NEVD) (Navrud mfl. 2007). Studiene ble beskrevet med de samme variablene som brukes i EVRI, og de studiene som ikke allerede fantes i EVRI ble lagt til slik at EVRI nå inneholder den mest komplette oversikten over nordiske økonomiske verdsettingsstudier. Av totalt 192 nordiske studier er det 37 norske. I forbindelse med TEEB-prosjektet ble det også utarbeidet en verdsettingsdatabase (TEEB Valuation Database) som samlet og presenterte verdianslag for identifiserte økosystemtjenester (Groot mfl. 2010 i TEEB 2010a). Aktuelle verdianslag ble hentet både fra eksisterende databaser som EVRI og fra andre referanser forfatterne kjente til. En oppdatert versjon av denne databasen er publisert under tittelen «Ecosystem Services Valuation Database»⁵.

Overføring av verdianslag øker usikkerheten i beregnet verdi, og det er derfor viktig å vurdere hva som er akseptabelt usikkerhetsnivå og hvordan kravet til nøyaktighet varierer med hva anslagene skal brukes til. Validitetstester viser at usikkerheten forbundet med overføring av verdianslag kan være relativt stor når overføringen skjer over rom og/eller tid, og metoden er derfor best egnet i situasjoner der et grovt verdianslag vil være tilstrekkelig. Kostnadene ved å gjennomføre nye studier bør sees i forhold til potensielt tap forbundet med å fatte uheldige beslutninger basert på gale overførte verdianslag (Navrud 2004).

Det er flere grunner til at det kan være problematisk å basere seg på overføring av verdianslag når en skal verdsette økosystemtjenester. Eksempelvis kan det rent teknisk pekes på at både tilgangen til og kvaliteten på eksisterende økonomiske verdsettingsstudier kan være mangelfull, og at det kan være utfordrende å avgjøre hvordan en bør justere for forskjeller på studiested og beslutningssted (Navrud 2004). Det er også viktig å være bevisst at svakheter og utfordringer ved metodene som er benyttet for å beregne de originale verdianslagene også vil gjelde de nye anslagene.

I tillegg til disse åpenbare tekniske utfordringene er det en rekke mer grunnleggende forhold

som har ført til kritikk av bruken av verdioverføring. Tidligere i utredningen har vi pekt på en del forhold knyttet til bl.a. usikkerhet og antakelser om hvordan mennesker forholder seg i valgsituasjoner. Dette er forhold som vanskeliggjør synliggjøring av verdier generelt, og som i en del tilfeller kan være spesielt problematisk hvis verdianslag overføres fra et sted til et annet. Man må derfor være spesielt påpasselig når man overfører verdianslag, og det er utviklet en rekke rutiner for gjennomføring av verdioverføring og testing av resultatene (Navrud 2004).

8.3 Alternative metoder for synliggjøring og vekting av verdier

I kritikken av verdsettingslitteraturen trekkes ofte medvirkende prosesser og multikriterieanalyser fram som alternativer til økonomisk verdsetting i sammenhenger der en ikke klarer eller ønsker å verdsette miljøeffekter økonomisk. I praksis er dette imidlertid metoder som kan synliggjøre, men også vekter ulike verdier. Noen av metodene kan derfor både betraktes som metoder for å identifisere og synliggjøre verdier og som beslutningsstøtteverktøy. På den måten kan noen av metodene både være et alternativ til økonomisk verdsetting og/eller et alternativ til nytte-kostnadsanalyser. Under ser vi nærmere på medvirkende prosesser og multikriterieanalyse, før nytte-kostnadsanalyser presenteres i kapittel 9.

8.3.1 Medvirkende prosesser

På grunn av utfordringer som usikkerhet knyttet til bruk av økosystemtjenester, interessekonflikter, krav om involvering fra allmennheten og eksisterende skepsis i noen miljøer til bruk av økonomiske verdsettingsmetoder, har medvirkende prosesser de siste tiårene fått økt betydning som støtte til beslutningsprosesser på miljøområdet. Metodene er mange og kan benyttes på mange forskjellige nivåer, fra å la allmennheten uttale seg om offentlige beslutninger på nasjonalt nivå, til å involvere berørte parter direkte i lokale beslutningsprosesser (De Marchi og Ravetz 2001). Metodene brukes dels som en alternativ måte å få fram verdier og verdikonflikter som er involvert i ulike beslutningsprosesser, og dels som et middel til å sikre involvering, eierskap eller demokratisk deltakelse i beslutninger som angår en selv.

⁵ <http://www.fsd.nl/esp/80763/5/0/50>

Hovedidéen bak medvirkende prosesser i verdsettingssammenheng er å bringe grupper av individer sammen for å diskutere verdier og preferanser som er involvert i et beslutningsproblem, for å belyse en sak fra ulike sider og om mulig å komme fram til en felles enighet (Vatn 2005). En slik enighet kan også reflektere at folk vektlegger andre verdier når de opererer i et fellesskap enn når de er alene. Et annet av målene ved medvirkende prosesser er at deltakerne gjennom dialog, og ved å lytte til andre, kan få en annen forståelse og innse svakheter eller feil ved egne synspunkter, og de kan være villig til å endre sine oppfatninger som en del av slike medvirkende prosesser.

Det finnes en lang rekke ulike typer medvirkende prosesser. Fokusgrupper, borgerjuryer og konsensuskonferanser er tre typer som ofte nevnes når det er snakk om medvirkende prosesser som verdsettingsmetoder. Disse metodene er nærmere beskrevet i boks 8.1.

I formaliserte medvirkende prosesser er en tilrettelegger involvert, og det er viktig med åpenhet omkring hva som er tilretteleggerens rolle. I situasjoner der det eksisterer etablerte motsetninger kan en anerkjent nøytral part være helt sentral for å få til en god prosess (De Marchi og Ravetz 2001). En annen viktig rolle for tilretteleggeren er å hindre at enkeltindivider eller enkeltinteresser får dominere diskusjonene, men at alle medlemmene i gruppen får komme med sine synspunkter.

Hovedfordelen med medvirkende metoder er at de gjennom kreative prosesser tilrettelegger både for å finne og evaluere alternative løsninger, og for å se problemer på helt nye måter. Marchi og Ravetz (2001) argumenterer for at dette gjør at perspektivene utvides, og det kan oppnås en dypere innsikt i problemstillingene som vurderes. Dermed kan medvirkende prosesser også levere viktig bidrag til den offentlige debatten om komplekse problemstillinger som er av allmenn interesse. Zurita (2006) hevder at når erfaringene og synspunktene til lekfolk kombineres med ekspertkunnskap og synspunktene til ulike interessegrupper, kan det også bidra til å bygge bro og redusere eventuelle konflikter mellom disse gruppene.

Det finnes imidlertid også forskning på gruppepsykologi som konkluderer med at grupper som diskuterer seg imellom vil gjøre like «gode eller dårlige» beslutninger som enkeltindivider (når kvaliteten kan måles). Flere forskere har pekt på at grupper som diskuterer vanligvis ender opp med en mening som er i tråd med oppfatelsen de hadde innledningsvis, men at posisjonen ofte er mer ekstrem (se f.eks. Sunstein 2008 og

Myers og Lamm 1976). Sunstein (2008) hevder i tillegg at grupper ender opp med å være sikrere på den konklusjonen de kommer fram til enn de var før de begynte å snakke sammen. Han viser også til forskning som tyder på at grupper i særlig grad tenderer mot det ekstreme når de skal sette kroneverdi på ting som normalt ikke måles i kroner.

I alle metodene beskrevet i boks 8.1 benyttes relativt små grupper (fra 8–20 personer) i drøftingsprosessen. Dette ser ut til å være en forutsetning for å få til gode diskusjoner, men det har også den ulempen at det er utfordrende å sikre representativitet. Dette er ikke spesielt for medvirkende prosesser, men er ofte mer fremtredende der fordi det er enklere å oppnå – og teste for – representativitet når men har større utvalg (som man typisk har i ulike spørreundersøkelser, der man også kan teste for om eventuelle resultater er signifikante i vitenskapelig forstand). For å redusere utfordringene med representativitet kan arrangørene styre utvelgelsen slik at alle relevante grupper i en populasjon er representert, men det forblir utfordrende å definere hvilke grupper som er relevante. Det er også en fare for at én eller noen få deltakere i en gruppeprosess kan dominere diskusjon og resultater, selv om en god moderator forsøker å unngå det. Denne utfordringen unngår man i individuelle undersøkelser.

8.3.2 Multikriterieanalyse

Multikriterieanalyse er et rammeverk som er utviklet for å vurdere et stort antall data, sammenhenger og målsetninger på en strukturert måte (Munda 1995). Som navnet indikerer – multikriterieanalyse – er metodene utarbeidet for å vurdere flerdimensjonale kriterier. Metoden kan håndtere verdier som ikke er sammenlignbare, og vektning av forskjellige kriterier kan være et uttrykk for viktighet uten at det forutsettes at ulike verdier kan veies opp mot eller kompensere hverandre (Vatn 2005).

Det er utviklet en rekke multikriterieanalysemetoder til forskjellige formål. Se f.eks. Janssen og Munda (1999), Munda (1995), Janssen (1992), de Montis mfl. (2004) og Vatn (2005) for presentasjoner og evalueringer av de vanligste multikriterieanalysemetodene. En multikriterieanalyse vil normalt inkludere følgende sju trinn (Vatn 2005):

1. Definere og strukturere problemet.
2. Definere alternativer (mulige løsninger).
3. Definere et sett med evalueringskriterier (antall og type).

Boks 8.1 Ulike typer medvirkende prosesser

Fokusgrupper har tradisjonelt vært brukt innenfor markedsforskning (De Marchi og Revetz 2001), men benyttes også på miljøfeltet bl.a. for å utvikle og teste spørreskjemaer brukt i økonomisk verdsetting, og til å bedre forståelsen av hva som ligger til grunn for folks holdning til spesielle miljøspørsmål. En fokusgruppe består typisk av omkring ti personer, blir ledet av en tilrettelegger, møtes én gang, og har som formål å få fram meningene til de involverte i et miljø som legger til rette for meningsutveksling og argumentasjon. Vatn (2005) peker på tre forhold som kjennetegner fokusgrupper: (1) diskusjonen baserer seg vanligvis på den kunnskapen deltakerne allerede besitter, (2) gruppen konkluderer ikke, men argumentene som fremkommer summeres opp til beslutningstakere, og (3) emnene som diskuteres er bestemt av problemdefinisjonen til de som er ansvarlig for fokusgruppen. Det finnes imidlertid også varianter av fokusgrupper som går mer i dybden på en problemstilling ved å bringe inn eksperter og/eller gjennom å møtes flere ganger. I Norge har fokusgrupper bl.a. vært benyttet for å analysere om politisk engasjerte mennesker forstår den informasjonen som formidles i Naturindeks for Norge, og hvordan unge politikere formulerer en politikk om biologisk mangfold (Seippel og Strandbu 2011). Fokusgrupper er også standard i forbindelse med utforming av spørreundersøkelser når man gjør økonomisk verdsetting.

Borgerjury (citizen jury) er en annen metode som benyttes for å involvere offentligheten i beslutningsprosesser. En borgerjury består vanligvis av 12–20 personer som er tilfeldig valgt fra en lokal eller nasjonal populasjon. Gruppen ledes av en moderator, og får presentert informasjon eller «bevis» i saken over flere dager før de skal komme med sin vurdering til de som organiserer borgerjuryen. På samme måte som for en juridisk jury er tanken bak en slik gruppe at vanlige borgere uten spesiell opplæring kan ta viktige avgjørelser i offentlighetens interesse (Smith og Wales 2000). Tanken bak metoden er at individer skal få muligheten til å danne seg en mening heller enn å oppgi eksisterende preferanser (Sagoff 1998). Til forskjell fra en fokusgruppe skal en borgerjury komme til en konklusjon i saken de er satt til å vurdere. Konklusjonen skal fortrinnsvis være enstemmig, men hvis det ikke er mulig å få til kan det bli foretatt en avstemming. Både eksperter og interessenter kan bidra til å belyse problemstillingen for en

borgerjury, og gruppen har selv mulighet til å definere hva slags informasjon som er nødvendig for å fatte en avgjørelse (Vatn 2005). I flere europeiske land har borgerjury metoden vært anvendt bl.a. for å evaluere miljøspørsmål som introduksjon av GMO-produkter, etablering av våtmarker og avfallshåndtering. Metoden er så vidt vi er kjent med, ikke brukt i Norge.

Konsensuskonferanser (consensus conferences) er en medvirkende metode som er utviklet av det danske Teknologirådet for å inkludere lekfolks oppfatning og innsikt i vurderingen av ny og kanskje kontroversiell teknologi. En konsensuskonferanse er, i likhet med en borgerjury, en metode som baserer seg på at et panel av tilfeldig utvalgte samfunnsborgere drøfter en definert problemstilling under ledelse av en moderator. Vanligvis er det 10–16 lekfolk som deltar i en konsensuskonferanse. Disse får en grundig innføring i problemstillingen, både gjennom informasjonsmateriell og kursing/opplæring i forkant av konferansen. Selve konsensuskonferansen er en åpen prosess der både pressen og offentligheten har mulighet til å være tilstede. Konferansen varer i 3–4 dager, hvor panelet får presentert synspunkter fra eksperter og andre interessenter, får mulighet til å stille dem spørsmål og får tid til å diskutere seg i mellom (Vatn 2005). Panelet skal utarbeide en rapport som alle deltakerne kan slutte seg til – en konsensusrapport. Konsensus er verken et resultat av en avstemming eller forhandlinger, men de konklusjonene alle kan enes om. Zurita (2006) argumenterer for at målet om å oppnå en enstemmig konklusjon også kan bidra til å berike dialogen i panelet fordi det blir viktigere å argumentere klart og logisk for egne meninger enn å skulle danne allianser. Panelets enstemmige konklusjoner og anbefalinger presenteres avslutningsvis for ekspertene, beslutningstakere og den bredere offentligheten. I Norge har bl.a. Bioteknologinemnda benyttet konsensuskonferanser for problemstillinger knyttet til sikkerhet, helse og miljø.

Hvor mye makt de ulike metodene gir til deltakerne varierer. Vatn (2005) påpeker f.eks. at et problem med fokusgrupper er at deltakere verken har kontroll over problemdefinisjon eller hvordan argumentene som fremkommer brukes i selve beslutningsprosessen. Til sammenligning gis deltakerne i en borgerjury selv ansvaret for å definere hvilken informasjon de behøver for å kunne komme med sin vurdering, og de kan stille spørsmål både til eksperter og andre interessenter.

4. Beskrive alternativene ved å sette skår/verdi på kriteriene.
5. Identifisere preferansene til beslutningstaker eller ulike interessegrupper som er involvert, og eventuelt uttrykke disse som vektning av kriteriene.
6. Sammenlikne alternativene og – hvis relevant – velge aggregeringsprosedyre og aggregere.
7. Evaluere resultatene (inkludert sensitivitetsanalyse) og velge eller foreslå det beste kompromisset. Dette vil ofte involvere at man går tilbake til trinn (1), (2) eller (3) for å gjennomgå prosessen en gang til.

Samlet sett er trinnene 1–7 ikke så ulike trinnene i en nyttekostnadsanalyse (se kapittel 9), der økonomisk verdsetting og/eller kvantitative og/eller kvalitative beskrivelser av ikke-prissatte effekter er inkludert. Hovedforskjellen ligger kanskje i at mens det i en nyttekostnadsanalyse er et mål å verdsette økonomisk alle virkninger så langt det er mulig, vil det i en multikriterieanalyse brukes økonomiske verdier kun på kostnader og inntekter. Andre virkninger vil måles i den enheten som analytikeren mener er mest relevant for hver enkelt virkning.

Kort oppsummert utnytter multikriterieanalyse beslutningstakers (eller andre interessegruppers) preferanser til å finne en kompromissløsning når alternativene det må velges mellom rangeres forskjellig på de ulike kriteriene som er funnet å være relevante (Perman mfl. 2003). Er det f.eks. snakk om trasé for en ny vei, må det først defineres noen aktuelle traseer. Deretter må det defineres et sett med kriterier som alternativene kan evalueres etter. Disse kriteriene kan f.eks. inkludere kostnader, tidsbesparelser, ulykker, landskapsendringer, forurensing, påvirkning på biodiversitet etc. Hvordan de forskjellige trasevalgene påvirker de definerte kriteriene beskrives ved å sette skår/verdi for hvert kriterium på hvert alternativ. Disse verdiene måles i forskjellige enheter avhengig av hva som er mest hensiktsmessig for hvert kriterium. For kostnader vil det typisk være kroner, for tidsbesparelse vil det være timer, for CO₂-utslipp vil det være tonn etc. Dette er tre eksempler på kvantifiserbare verdier, men det kan også brukes kvalitative verdier for noen kriterier. Når det gjelder landskapseffekter f.eks., kan det være vanskelig å kvantifisere disse. Man kan mene at et landskap er vakrere enn et annet, men det er vanskelig å si hvor mye vakrere.

I noen tilfeller vil det også være relevant å rangere kriteriene ved å tilordne vekter for å illustrere viktigheten av ulike kriterier relativt til hver-

andre. Om det brukes vekter og hvordan de eventuelt utformes, avgjøres av hvorvidt det forutsettes at verdiene kan måles på samme skala og om de ulike verdiene kan kompensere eller veie opp for hverandre. Vektene kan derfor signalisere avveininger eller kun være et mål for viktighet (Vatn 2005). Når alle kriteriene har fått tilordnet verdi, og eventuelt vekt, kan alternativene sammenlignes, og resultatene evalueres før det pekes på et alternativ som er beste kompromissløsning gitt de forutsetningene som er gjort underveis. Evalueringen av resultatene gir beslutningstakere et godt innblikk i hvordan betydningen av ulike verdier vurderes og kan sammen med en eventuell rangering av alternativer fungere som beslutningsstøtte. Utfordringene forbundet med å veie sammen ulike kriterier og sammenligne forskjellige alternativer er langt på vei de sammen som gjør seg gjeldene ved vurdering av ikke-prissatte virkninger i en samfunnsøkonomisk analyse.

Det som fremheves som hovedfordelen med multikriterieanalysemetoder er at de kan håndtere forskjellige verdidimensjoner og flere målsetninger som ofte er i konflikt med hverandre på en konsistent måte uten å verdsette ulike effekter økonomisk. Innenfor rammeverket kan det f.eks. samtidig tas hensyn til både effektivitet, rettferdighet og bærekraft (Munda 1995).

Mange av de mer grunnleggende utfordringene beslutningstakere står overfor i beslutninger som involverer effekter på økosystemer og for økosystemtjenester gjør seg imidlertid gjeldende også for multikriterieanalyser. Manglende naturfaglig kunnskap om effekter og sammenhenger, samt varierende kvalitet på data skaper f.eks. praktiske utfordringer også for multikriterieanalyser (Giampietro mfl. 2006). Videre kan ulike interessegrupper ha forskjellig syn både på hvilke alternative løsninger som er relevante, og hvilke kriterier som best beskriver effekten av de ulike alternativene. Det kan også være vanskelig å fastslå hvilke alternativ som virkelig er det beste når ett alternativ er bedre enn et annet på ett kriterium, men dårligere på et annet.

8.4 Kombinasjon av forskjellige verktøy og metoder

Gjennomgangen av metoder for synliggjøring av verdier og økonomisk verdsetting viser at den perfekte metoden ikke eksisterer. Alle har sine styrker og svakheter. En måte å bøte på svakheter samtidig som styrkene utnyttes er å kombinere ulike metoder.

I praksis kombineres hele tiden det som i denne gjennomgangen er presentert som ulike metoder. Som nevnt tidligere må økonomisk verdsetting nødvendigvis ta utgangspunkt i kvalitative og fysisk, kvantitative beskrivelser av endringen som søkes verdsatt, og fokusgrupper benyttes f.eks. som et standard verktøy ved utforming av spørreundersøkelser til bruk ved betinget verdsetting.

En tilnærming som brukes noe innenfor rammene av økonomisk verdsetting er å kombinere metoder som baserer seg på avdekkede preferanser med metoder som benytter oppgitte preferanser. I praksis kan dette være å bruke reisekostnadsmetoden for å se på hvilke kostnader folk har ved å reise til spesielle steder, kombinert med betalingsvillighetsstudier som også kan kartlegge de reisendes holdninger og begrunnelse for å besøke stedet. Hovedfordelen med å kombinere de to typene metoder er at de har styrker og svakheter på forskjellige områder. En av styrkene ved metoder som benytter avdekkede preferanser er at dataene reflekterer faktiske valg som er styrt av reelle begrensninger hva angår f.eks. tid og budsjett. Samtidig er en av svakhetene ved metoden at det kanskje ikke finnes erfaringer med den endringen som ønskes verdsatt, og at data eventuelt

må ekstrapoleres utenfor erfaringsområdet. I slike situasjoner kan muligheten til å kombinere data om faktisk utførte valg med informasjon om hypotetiske endringer i fremtidig atferd styrke analysen. Motsatt kan kombinasjon av de to typene metoder også gi muligheten til å undersøke effekten av en ren hypotetisk valgsituasjon mot faktisk atferd (Pascuala mfl. 2010).

En kombinasjon som er foreslått som en mulig måte for å håndtere svakhetene ved tradisjonelle metoder for økonomisk verdsetting er *medvirkende økonomisk verdsetting (deliberative monetary valuation)* (Spash 2008a). Dette er metoder som kombinerer verdsettingsteknikker basert på oppgitte preferanser med medvirkende prosesser (*deliberative processes*) fra statsvitenskaplige metoder (jf. kapittel 8.3.1). I verdsettingslitteraturen kan det se ut som om denne typen kombinasjonsmetoder er i ferd med å få status som en egen verdsettingsmetode, men slike tilnærminger er lite utprøvd foreløpig, og vi har derfor lite erfaringsgrunnlag for å vurdere dem. Kombinasjonen av ulike metoder med forskjellig fundament er heller ikke uproblematisk, sett fra et teoretisk og metodisk ståsted. Dette blir nærmere diskutert under.

Boks 8.2 Implisitt verdsetting av økosystemverdier – Samlet plan for vassdrag

Samlet plan for vassdrag ble etablert på 1980-tallet med målsetning om å få til en samlet, nasjonal forvaltning av landets vassdrag. Samlet plan for vassdrag ble første gang lagt fram for Stortinget i St.meld. nr. 63 (1984–85), og skulle bidra til å styre utbyggingsrekkefølgen slik at rimelige prosjekter med lavt konfliktnivå mellom ulike interesser (eller verdier) skulle realiseres før dyre prosjekter med høyere konfliktnivå.

Samlet plan for vassdrag ble utarbeidet på bakgrunn av en form for multikriterieanalyse. Effekter av potensiell vannkraftutbygging i nasjonale vassdrag ble vurdert basert på forventet effekt på en rekke ulike kriterier, inkludert utbyggingskostnader (kr/GWh), bevaring av natur, rekreasjon og friluftsliv, fiske, vanntilgang og -kvalitet, flom- og erosjonskontroll, etc. Kriteriene som ble vurdert samsvarer i stor grad med ulike brukerinteresser.

For alle analyserte prosjekter ble effektene på de ulike kriteriene vurdert på en skala fra minus fire (veldig stor negativ effekt) til pluss

fire (veldig stor positiv effekt). I tillegg ble det vurdert hvor viktig kriteriene var i forhold til hverandre.

Til slutt ble alle analyserte vannkraftprosjekter plassert i tre ulike kategorier:

Kategori I: Prosjekter som kunne konsesjonsbehandles straks og fortløpende for å bidra til å dekke energibehovet.

Kategori II: Prosjekter som kunne nyttes til kraftutbygging eller andre formål, men prosjektene kunne ikke konsesjonssøkes inntil videre.

Kategori III: Prosjekter som ikke var aktuelle for utbygging på grunn av meget stor konfliktgrad med andre brukerinteresser og/eller høye utbyggingskostnader.

Denne prioriteringen av potensielle vannkraftutbygginger baserer seg på samfunnets, eller politikernes, implisitte verdsetting av ulike naturressurser og økosystemtjenester.

Under Stortingets siste behandling av Samlet plan i 1993 ble kategori II og III slått sammen.

8.4.1 Medvirkende økonomisk verdsetting

De siste årene har bruken av medvirkende prosesser i kombinasjon med økonomiske verdsettingsmetoder, som baserer seg på oppgitte preferanser, blitt stadig vanligere (Vatn 2005 og Lo og Spash 2012). Det finnes to hovedbegrunnelser for å kombinere de to typene metoder. Den ene er som en respons på kritikken mot økonomiske verdsettingsmetoder for å forutsette at respondentene har klare preferanser for miljøendringer, og besitter relevant kunnskap om miljøproblemer. Den andre begrunnelsen er knyttet til argumenter om at beslutninger som påvirker miljøet bør fattes basert på felles preferanser istedenfor aggregerte individuelle preferanser basert på individuell vilje og evne til å betale (Álvarez-Farizo og Hanley 2006). Hvilken begrunnelse som legges til grunn for å benytte medvirkende økonomisk verdsetting vil avgjøre tilnærmingen som velges.

Begrunnes bruken av medvirkende økonomisk verdsetting med den første typen argumenter, kan den medvirkende prosessen sees på som hjelp til å lære mer om hvilke verdier som er involvert i et beslutningsproblem, og redusere det kognitive presset på respondentene. Tanken er at deltakerne etter å ha vært igjennom en slik prosess vil stå bedre rustet til å uttrykke sine individuelle preferanser for forbedring i kvaliteten eller tilgangen til en økosystemtjeneste (Vatn 2005). Betalingsvilligheten beregnes derfor i etterkant av den medvirkende prosessen ved hjelp av vanlige metoder for valgekspesimenter eller betinget verdsetting.

Dersom bruken av medvirkende økonomisk verdsetting begrunnes med argumenter for at våre preferanser endrer seg ettersom vi opptrer som enkeltindivider eller som samfunnsborgere, og at beslutninger som angår samfunnsinteresser bør fattes på grunnlag av samfunnets preferanser, blir formålet å oppmuntre og tilrettelegge for kollektiv refleksjon over offentlighetens interesser, mens personlige interesser settes til side. Etter at en gruppe borgere har vært igjennom en tilsvarende prosess som den beskrevet over skal de nå komme fram til en omforent, aggregert verdi for samfunnets betalingsvillighet. Denne tilnærmingen er fundamentalt forskjellig fra den forrige og alle de andre økonomiske verdsettingsmetodene, i og med at det ikke lenger er individuelle preferanser som aggregeres (Spash 2008a).

Flere økonomer har påpekt at det kan være avvik og motsetninger mellom et individs individuelle- og sosiale preferanser. Howarth og Wilson (2006) drøfter på teoretisk grunnlag forholdet

mellom resultatet fra en tradisjonell verdsettingsstudie (som summerer individuell betalingsvillighet) og resultatet som en deliberativ gruppe vil komme opp med. De fastslår at på den ene siden vil resultatene fra en tradisjonell verdsettingsprosess typisk underestimere det beløpet som en deliberativ gruppe ville kreve som kompensasjon i form av reduserte skatter for å akseptere et prosjekt som skadet miljøet (WTA jf. kapittel 8.2.1). På den andre siden vil resultatet ofte overestimere det en deliberativ gruppe samstemmig vil være villig til å betale i økt skatt for å bedre miljøet (WTP jf. kapittel 8.2.1). Flere studier, som Álvarez-Farizo og Hanley (2006) og MacMillan mfl. (2002) støtter Howarth og Wilsons argument, og viser ved empiriske forsøk at gjennomsnittlig WTP faller når verdsetting gjennomføres som en deliberativ prosess sammenlignet med en tradisjonell (individuell) prosess. Sunstein (2008) viser til en studie av hvordan juryer fastsetter erstatningsbeløp. Den finner at erstatningsbeløpene (WTA) juryen kommer fram til ikke konvergerer mot noe gjennomsnitt, og at i en fjerdedel av tilfellene ble beløpet høyere enn det høyeste beløpet noe enkeltindivid anga før de begynte å snakke sammen.

Forskere ved Norges fiskerihøgskole ved Universitetet i Tromsø, Universitetet for miljø- og biovitenskap og University of Sterling er i ferd med å gjennomføre en studie som kombinerer økonomisk verdsetting ved bruk av valgekspesimenter med medvirkende økonomisk verdsetting. Denne studien vil kunne gi innspill til diskusjonen om effekten av gruppediskusjon.

Fra et teoretisk ståsted virker det lite problematisk å kombinere metodene med formål om at deltakerne skal lære mer om verdiene som er involvert for på den måten å utvikle klare preferanser for endringen som skal verdsettes. Den medvirkende prosessen er da et virkemiddel som legger til rette for at respondentene skal utvikle klare preferanser som deretter håndteres innenfor rammen av neoklassisk økonomisk teori. Når en gruppe, gjennom en medvirkende prosess, skal komme fram til en aggregert samfunnsverdi kan det imidlertid argumenteres for at det teoretiske grunnlaget blir inkonsekvent fordi en blander metoder som baserer seg på at individer handler som medlemmer av et samfunn med metoder som forutsetter at vi handler som individuelle forbrukere (Vatn 2005).

Selv om det å kombinere ulike metoder kan virke tiltalende fordi man kan tenke seg at en metodes svakheter til en viss grad kan oppveies av en annen metodes styrker, er det viktig å ha i bak-

hodet at de opprinnelige begrensningene ved metoder ikke forsvinner selv om de kombineres med andre metoder. Når små grupper skal velges ut vil det f.eks. fremdeles være utfordringer knyttet både til representativitet og strategisk oppførsel.

8.5 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

Kompleksiteten i økosystemene, kunnskapsmangel og grunnleggende usikkerhet bidrar til at det er utfordrende å synliggjøre betydningen av økosystemtjenester eller naturkapital på måter som gir grunnlag for utforming av politikk eller retningslinjer som sikrer at økosystemene blir godt forvaltet. Dette kapitlet har imidlertid argumentert for at det finnes mange ulike tilnærminger og teknikker som kan brukes til å synliggjøre betydningen av økosystemtjenester, og vi mener metodene bør betraktes som komplementære heller enn konkurrerende. Ved å se metodene som komplementære kan f.eks. ulike metoder kombineres for å synliggjøre betydningen av og/eller beregne økonomiske verdianslag for en økosystemtjeneste, og/eller ulike metoder kan benyttes for forskjellige økosystemtjenester og/eller i forskjellige situasjoner. Boks 8.3 oppsummerer hvilke verdsettelsesmetoder som kan være egnet for flere sentrale økosystemtjenester.

Utfordringer som er knyttet til usikkerhet og manglende kunnskap om komplekse sammenhenger i naturen gjelder uavhengig av hvilke metoder som brukes for å synliggjøre verdier av økosystemtjenester. Vi mener imidlertid at det uansett er viktig å identifisere og synliggjøre verdiene så langt det er mulig gjennom kvalitative beskrivelser og kvantitative anslag og beregninger. Denne typen informasjon er verdifull i seg selv, og vil for mange formål kunne være tilstrekkelig, f. eksempel for å formidle betydningen av rekreasjon og friluftsliv for folkehelse eller for å illustrere betydningen av økosystemtjenester som er grunnleggende for livet på jorda. Gode kvalitative og kvantitative beskrivelser er også påkrevd som grunnlag for en eventuell økonomisk verdsetting.

Det er klare begrensninger ved metodene for økonomisk verdsetting. Utvalget mener likevel at økonomisk verdsetting kan være et nyttig verktøy for å formidle betydningen og verdien av økosystemtjenester både til beslutningstakere og til allmennheten. Markedspriser for forsynende tjenester som utnyttes av primærnæringene brukes f.eks. som utgangspunkt for økonomisk verdset-

ting av denne typen tjenester. Betinget verdsetting (oppgitte preferanser gjennom spørreundersøkelser) kan også være nyttig for å fremskaffe økonomisk verdianslag for goder som ikke omsettes i markeder. Disse metodene kan bidra med viktig informasjon, og de kommuniserer godt, kanskje spesielt til «folk flest» fordi verdianslag ofte oppgis per person eller husstand som er størrelser den enkelte har et bevisst forhold til.

Når det er sagt mener vi at noen grunnleggende økologiske prosesser er av en slik karakter at det i de fleste sammenhenger ikke er hensiktsmessig å verdsette dem økonomisk. Dette kan være verdier som er knyttet til tjenester eller prosesser i naturen som er essensielle for menneskers eksistens og overlevelse på jorda.

Som presentasjonen av økonomiske verdsettelsesmetoder understreker, er metodene utviklet for å anslå verdien av en *endring* i miljøkvalitet. De er derfor mindre egnet til å beregne «samlet økonomisk verdi» av økosystemer eller økosystemtjenester. Studier som har forsøkt å beregne denne typen verdianslag har generelt blitt sterkt kritisert for metodiske og økonomifaglige svakheter. Bl.a. er det vanskelig å fange opp avhengigheter og hvordan uttak av en bestemt tjeneste vil påvirke mulighetene for og dermed verdien av andre tjenester. Utvalget mener derfor økonomisk verdsetting generelt ikke bør benyttes for å lage aggregerte verdianslag for alle økosystemer eller alle økosystemtjenester i et område.

Begrepet «total samfunnsøkonomisk verdi», som er et etablert fagøkonomisk begrep for å illustrere at endringer i miljøkvalitet påvirker verdier utover de åpenbare bruksverdiene, kan bidra til å øke forståelsen av at naturen bidrar med verdi til mennesker på mange ulike måter. Total samfunnsøkonomisk verdi kan være et godt utgangspunkt for en systematisk vurdering av hvilke verdier som inngår i ulike økonomiske verdianslag og hvilke som må synliggjøres på andre måter.

Det er viktig å ha klart for seg hvem som skal bruke et verdianslag, hva det skal brukes til og hvordan dette styrer hvilke krav som bør stilles til nøyaktighet og pålitelighet i verdivurderinger. I norsk sammenheng fattes mange beslutninger lokalt, og ofte omhandler disse beslutningene hver for seg relativt små prosjekter eller beslutningsproblemer. Det gjør det ikke mindre viktig å fatte gode beslutninger. For de som berøres f.eks. av at «deres» friområde reduseres eller forsvinner kan det være dramatisk, og for samfunnet kan summen av slike «små» avgjørelser totalt sett ha stor betydning. Flere av metodene som er presentert i dette kapitlet er relativt komplekse, og stiller

Boks 8.3 Økosystemtjenester og aktuelle verdsetningsmetoder

Brouwer mfl. (2013) har oppsummert forskjellige nasjonale og internasjonale initiativ med tilknytning til TEEB, og sett på hovedmålsettinger, fokusområder, erfaring, fremgang og fremtidige utviklingsområder. Rapporten er utformet for å vise medlemslandene i EU hvilke muligheter og valg som ligger i eksisterende tilnæringer til utforming av økosystemtjenesteregnskap. Hovedformålet med rapporten er å bidra til å oppfylle målet i EUs biodiversitetsstrategi om å

kartlegge tilstanden i økosystemer og for økosystemtjenester, beregne økonomisk verdi av økosystemtjenester og arbeide for at verdiene innarbeides i regnskaps- og rapporteringssystemer. Rapporten har også oppsummert de vanligste verdsetningsmetodene, hvilke økosystemtjenester metodene er egnet for og begrensninger ved metodene. Denne oppsummeringen er vist under.

Tjenester	Verdsetningsmetoder	Kommentarer
Forsynende tjenester		
Avlinger/tømmer	Metoder basert på markedspriser	De fleste økosystemtjenester fra landbruksøkosystemer vil kapitaliseres i eiendomspriser. Prisene må justeres for kapitalinnsats (investeringer), i tiltak som vanning og drenering. Bio-økonomisk modellering (produktfunksjonsmetode) for å anslå merverdien av den produserende tjenesten sammenlignet med andre nødvendige innsatsfaktorer.
Husdyr	Metoder basert på markedspriser	
Viltvoksende matprodukter	Metoder basert på markedspriser	Markedsprisen for mat- eller energisubstitutter kan være en brukbar proxy. Kostnader til produksjon må trekkes fra.
Ved og bioenergi	Metoder basert på markedspriser	
Fiskerier	Metoder basert på markedspriser	Produktfunksjonsmetoden er å foretrekke. Alternativt kan (justerte) markedspriser brukes som et grovt anslag, men kostnader til andre innsatsfaktorer i produksjonen må trekkes fra.
Oppdrettsprodukter	Metoder basert på markedspriser	
Genetiske ressurser	Metoder basert på markedspriser	Egnede markedspriser er f.eks. lisenser og avgifter for prospektering. En alternativ verdsetningsmetode tar utgangspunkt i kostnader forbundet med alternative måter å avdekke genetisk informasjon.
Vannforsyning	Metoder basert på markedspriser	Markedspriser (hvis tilgjengelig), skyggepriser (ved hjelp av produktfunksjonsmetoden)
Regulerende tjenester		
Pollinering	Kostnadsbaserte metoder	Bio-økonomisk modellering, som tar hensyn til andre innsatsfaktorer, inkludert pollinering. Alternativt kan utgifter til alternativt pollineringsteknologi (erstatningskostnader) benyttes.
Klimaregulering	Kostnadsbaserte metoder	Den foretrukne kostnadsbaserte tilnærmingen er 'avverget skadekostnad'.
Sykdomsregulering	Kostnadsbaserte metoder	Utgifter til kunstig produserte sykdomsregulerende produkter (erstatningskostnader) kan benyttes.
Erosjonsbeskyttelse	Kostnadsbaserte metoder	Den foretrukne kostnadsbaserte tilnærmingen er 'avverget skadekostnad', f.eks. tapte inntekter som resultat av jorderosjon.
Vannstrømsregulering	Kostnadsbaserte metoder	Avverget forventede skadekostnader fra flom og tørke; metoder basert på avdekkede eller oppgitte preferanser kan brukes til å anslå betalingsvillighet for å unngå de forventede skadene.
Vannrensing og avfallsbehandling	Kostnadsbaserte metoder	Erstatningskostnader kan brukes, f.eks. kostnader til vannrensing i (vanligvis) offentlige vannverk eller private drikkevannspresenter.
Naturskadebeskyttelse	Kostnadsbaserte metoder	Avverget forventede skadekostnader; metoder basert på avdekkede eller oppgitte preferanser kan brukes til å anslå betalingsvillighet for å unngå de forventede skadene (justert for risikoaversjon).
Kulturelle tjenester		
Rekreasjon	Metoder basert på avdekkede preferanser	Metoder inkluderer reisekostnadsmetoder, betinget verdsetting, valgeksperimenter.
Estetikk	Metoder basert på avdekkede preferanser	Metoder inkluderer eiendomsprismetoder, betinget verdsetting, valgeksperimenter.
	Metoder basert på markedspriser	
	Produktfunksjonsmetoder	
	Kostnadsbaserte metoder	
	Metoder basert på avdekkede preferanser	
	Metoder basert på oppgitte preferanser	

Figur 8.5 Aktuelle verdsetningsmetoder for ulike økosystemtjenester.

Kilde: Oversatt fra Brouwer mfl. (2013)

krav om spesialkompetanse hos de som eventuelt skal utføre analysene, og/eller medfører behov for involvering av mange interessenter. Dette bidrar til at det kan være både tidkrevende og kostnadskrevende å gjennomføre verdsettingsanalyser. I mange sammenhenger vil det neppe være hensiktsmessig å benytte dyre analysemetoder på mindre og lokale spørsmål. Praktiske forhold som hvem som skal bruke resultatene, hva som er tilgjengelig av informasjon, kostnader og tilgjengelige ressurser vil derfor i mange sammenhenger ha større betydning for valg av metode enn teoretiske argumenter.

Fordi det er både tidkrevende og kostbart å gjennomføre originale økonomiske verdsettingsstudier vil det i enkelte tilfeller være mer aktuelt å overføre verdianslag fra eksisterende studier enn å gjøre nye studier. Vi har tidligere pekt på at dette gir noen tilleggsutfordringer og at usikkerheten i verdianslagene øker. På samme måte som Finansdepartementets veileder i samfunnsøkonomiske analyser (2005) mener vi imidlertid at usikkerheten ved overføringer vil være akseptable for bruk i mange sammenhenger. Vi ønsker imidlertid å understreke at det er viktig å vurdere kvaliteten på studiene verdianslag hentes fra. Eventuelle svakheter og begrensninger ved disse studiene vil følge med verdianslagene som overføres. Videre må påliteligheten i nye anslag vurderes i forhold til hva som er akseptabelt usikkerhetsnivå i den nye sammenhengen verdianslaget skal benyttes.

Uavhengig av hvilke metoder som benyttes for å synliggjøre verdier vil utvalget understreke at det er viktig med åpenhet, og at det etterstrebes å gjøre vurderingene transparente slik at det er mulig å kjenne igjen de verdivurderingene som gjøres. Data og forutsetninger som legges til grunn for en analyse må presenteres på en måte som får klart fram hva som er avgjørende for utfallet av analysen.

8.6 Utvalgets anbefalinger

På bakgrunn av drøftingen i dette kapitlet vil utvalget anbefale følgende:

- Økosystemfunksjoner er helt grunnleggende for alt liv på jorda, gjennom prosesser som primærproduksjon, nedbryting og omsetting av næringsstoffer. Stilt overfor slike grunnleggende livsprosesser anbefaler vi at normen bør være å synliggjøre verdiene kvalitativt og/eller kvantitativt på måter som får fram prosessenes unike karakter.
- Konsekvensene på økosystemtjenestene av politiske vedtak må være synlige for beslutningstakere i alle ledd. Vi anbefaler at dette i første omgang gjøres ved hjelp av kvalitative beskrivelser og eventuelt kvantitative anslag og vurderinger der det er passende. Vi mener videre at det i større grad enn i dag må fokuseres på økosystemtjenesters bidrag til menneskers velferd når effekter av politikk eller tiltak skal beskrives, og at effektene må inngå systematisk i analyser og beslutningsprosesser.
- Det bør beregnes økonomiske verdianslag for flere økosystemtjenester enn i dag, slik at verdien av disse tjenestene skal kunne inkluderes og tas med i vurderinger på lik linje med andre økonomiske verdier. I forbindelse med kommunikasjon, opplæring og informasjon om naturfaglige spørsmål bør det brukes økonomiske verdianslag *i tillegg* til kvalitativ og kvantitativ informasjon, fordi det kan være virkningsfullt å vise til kroneverdier for å illustrere betydningen av naturlig produserte tjenester.
- Man bør se nøyer på nye metoder for verdsetting som involverer mer bruk av kollektiv refleksjon rundt verdsetting av fellesgoder, og der medvirkende prosesser og multikriterieanalyser kan være nyttige tilnærminger.

Kapittel 9

Samfunnsøkonomiske analyser som beslutningsstøtte

Dette kapitlet beskriver de ulike typene samfunnsøkonomiske analyser, og hovedelementene i slike analyser. Videre går vi inn på de sidene ved samfunnsøkonomiske analyser som er særlig viktige og byr på utfordringer når analysene omfatter miljøgoder og økosystemtjenester. Det gjelder bl.a. bruk av kalkulasjonspriser for miljøgoder og økosystemtjenester, hvordan slike priser antas å utvikle seg over tid og hvordan fremtidige verdier skal neddiskonteres. Videre gjelder det behandlingen av risiko og usikkerhet, irreversibilitet og mulige katastrofale utfall og fordelingsvirkninger. Denne gjennomgangen bygger i hovedsak på NOU 2012: 16 Samfunnsøkonomiske analyser, som ble offentliggjort i oktober 2012. Vi går også inn på behandlingen av ikke prissatte virkninger i samfunnsøkonomiske analyser.

9.1 Hva er samfunnsøkonomiske analyser?

9.1.1 Tre hovedtyper av samfunnsøkonomiske analyser

Samfunnsøkonomiske analyser brukes til konsekvensvurderinger av mulige offentlige tiltak – i form av investeringer, regelverksendringer eller andre endringer i politikk. Et veiprojekt, en NOx-avgift, et vaksineprogram, fredning av en art eller et naturområde – dette er eksempler på offentlige tiltak som må konsekvensvurderes før vedtak fattes. Begrunnelsen ligger i behovet for riktig prioritering av knappe ressurser. Finansdepartementets «Veileder i samfunnsøkonomiske analyser» skriver: «Hovedformålet med samfunnsøkonomiske analyser er å *klarlegge, synliggjøre og systematisere konsekvensene av tiltak og reformer før beslutning fattes.*» (Finansdepartementet 2005). Det formelle grunnlaget ligger i utredningsinstruksen for statlig virksomhet. I mange tilfeller kan tiltaket være privat, men av en slik art at offentlige myndigheter etter lovverket skal gi konsesjon eller av andre årsaker må vurdere tiltakets samfunnsøkonomiske virkninger.

Samfunnsøkonomisk analyse er én av flere metoder for konsekvensutredning av tiltak, og særmerkes ved at den anvender et velferdsøkonomisk begreps- og analyseapparat, med vekt på monetære verdier og lønnsomhetsberegninger. Vi har ulike typer samfunnsøkonomiske analyser. Finansdepartementets veileder beskriver dem slik:

- *Nytte-kostnadsanalyse*: En systematisk kartlegging av fordeler og ulemper ved et bestemt tiltak. Nyttevirkninger og kostnader verdsettes i kr så langt det er faglig forsvarlig.
- *Kostnadseffektivitetsanalyse*: En systematisk verdsetting av kostnadene ved ulike alternative tiltak som kan nå samme mål. Kostnadene verdsettes i kr, og man søker å finne den rimeligste måten å nå et gitt mål.
- *Kostnads-virkningsanalyse*: En kartlegging av kostnader for ulike tiltak som er rettet mot samme problem, men der effektene av tiltakene ikke er helt like. I slike tilfeller kan vi ikke uten videre velge det tiltaket med lavest kostnader.

Samfunnsøkonomiske analyser inneholder økonomisk verdsetting i varierende grad. Nytte-kostnadsanalyser inneholder kroneverdier for alle eller de fleste nytte- og kostnadskomponenter, og tillater dermed beregning av samfunnsøkonomisk lønnsomhet og rangering av alternative tiltak. En kostnadseffektivitetsanalyse gir også grunnlag for en rangering av alternativer. En kostnads-virkningsanalyse gjør ikke det. Hvilken analysetype en velger, vil avhenge av tilgjengelig kunnskap, og av *hva som gir beslutningstakerne det beste bildet* av de virkningene aktuelle tiltak vil ha.

Samfunnsøkonomiske analyser likner bedriftsøkonomiske kalkyler, men med den avgjørende forskjellen at de skal fange opp et tiltaks virkninger for *samfunnet som helhet*. «Samfunnet» vil oftest bety landet – i vårt tilfelle Norge. Men det er ingenting i veien for å ha et fylke eller annen region som analyseenhet, eller for den saks skyld hele verden. Normalt gjelder analysene tiltak som

er «små», i den forstand at de ikke påvirker prisene i økonomien. Ved analyse av større endringer, som f.eks. klimapolitikk eller en skattereform, må en bruke makroøkonomiske modeller som fanger opp at det analyserte tiltaket også fører med seg endringer i priser.

9.1.2 Hovedelementene i samfunnsøkonomiske analyser

En samfunnsøkonomisk analyse tar utgangspunkt i en problembeskrivelse: Hva er bakgrunnen for at tiltak skal vurderes? Hvilket eller hvilke mål skal de tjene til å oppnå? En del av dette trinnet vil være å beskrive situasjonen slik den vil være uten nye tiltak – det som i analysen vil kalles *basisalternativet*.

Det neste trinnet er å *beskrive aktuelle tiltak*. I veilederen understrekes det at et grundig arbeid i denne fasen er avgjørende for en god analyse. Visse alternativer ligger kanskje i dagen, f.eks. gjennom den offentlige debatten, men analysen bør ikke innskrenkes til disse.

Når aktuelle tiltak er pekt ut, er trinn tre å *identifisere og beskrive virkningene* av hvert enkelt alternativ – over tid, sett i forhold til situasjonen i basisalternativet. Både fordeler (nytte) og ulemper (kostnader) skal beskrives, enten de er tilsiktet eller ikke. En skal spesifisere hvilke befolkningsgrupper som blir berørt av tiltaket, for å få fram fordelingsprofilen. Enkelte virkninger kan beskrives kvalitativt. Andre kan beskrives i fysiske størrelser. Disse fysiske størrelsene skal verdsettes i kr «der det er mulig og gir meningsfull informasjon».

Kroneverdien av en positiv virkning skal være lik det befolkningen er villig til å betale for å oppnå den. Verdien av ressursene som anvendes i tiltaket skal settes lik verdien av ressursene i beste alternative anvendelse. I mangel av markedspriser er det aktuelt å beregne *kalkulasjonspriser* på nytte- og kostnadskomponenter.

Siste trinn i analysen er *sammenstilling og vurdering* av resultatene. I en fullstendig nytte-kostnadsanalyse beregnes alle virkninger i kr. Alle tiltakets fremtidige nytte- og kostnadskomponenter neddiskonteres til sin nåverdi ved hjelp av en rentesats. Hvis netto nåverdi er positiv, er tiltaket samfunnsøkonomisk lønnsomt. I kostnadseffektivitetsanalyser vil en kunne gjøre nåverdiberegninger for kostnadssiden. I alle analysetyper vil det stilles krav til oversikt og systematikk i sammenstillingene av virkninger.

9.1.3 Økosystemtjenester i samfunnsøkonomiske analyser

De fleste prosjekter som påvirker naturen vil også påvirke strømmen av tjenester vi mennesker mottar fra økosystemene. Dette vil gjelde enten prosjektet er et tiltak for å verne eller på annen måte bevare et stykke natur, eller prosjektet har et annet hovedformål – men innebærer negative eller positive miljøvirkninger.

Det finnes en del spesielle utfordringer når det gjelder behandlingen av økosystemtjenester i samfunnsøkonomiske analyser. Samtidig som disse tjenestene utgjør naturgrunnlaget for produksjon, forbruk og velferd, har mange av dem ikke noen markedspris. Det finnes metoder for å konstruere kalkulasjonspriser, altså verdsette tjenestene i penger, jf. kapittel 8. Men det vil i praksis være en rekke økosystemtjenester vi ikke har priser for. Et viktig spørsmål blir derfor hvordan en behandler ikke verdsatte miljøvirkninger i samfunnsøkonomiske analyser, og hvilken rolle samfunnsøkonomiske analyser bør ha dersom sentrale virkninger ikke er verdsatte. Et annet spørsmål er hvordan verdien av økosystemtjenester vil utvikle seg fremover i tid. Dette kan igjen avhenge både av hvordan tilstanden i økosystemene utvikler seg og av hvordan en bestemt tilstand blir verdsatt i fremtiden. Det har ofte vært påstått at samfunnets verdsetting av et miljøgode, altså en gitt tilstand, systematisk vil stige sammenliknet med et generelt prisnivå, altså stige i «realverdi». Argumentasjonen er dels at betalingsvilligheten for slike goder øker raskere enn for andre varer og tjenester i gjennomsnitt, og dels at miljøgoder er knappe og at tilbudet derfor ikke kan økes. Hva en forutsetter på dette punktet kan påvirke resultatet av en analyse, og likeså hvordan en beskriver den fremtidige betydningen av miljøgoder som ikke er verdsatt i penger.

Tilstanden i et økosystem under påvirkning endres ikke nødvendigvis gradvis, den kan skifte brått og irreversibelt. I verste fall kan systemet bryte sammen, med den følgen at det ikke lenger kan gi oss de opprinnelige økosystemtjenestene. En grunnleggende usikkerhet om sammenhenger, fare for irreversible skift og noen ganger sammenbrudd, gjør det særlig utfordrende å kalkulere fremtidige verdier, jf. diskusjon i kapittel 8.

Fremtidig nytte og kostnad skal neddiskonteres. Dette gjelder alle virkninger av et prosjekt, ikke bare virkninger på økosystemer og -tjenester. Men siden virkningene ofte er svært langvarige, ofte irreversible og noen ganger katastrofale, er

det svært viktig hvilken vekt fremtidige effekter blir tildelt i samfunnsøkonomiske analyser.

Virkningene av et prosjekt eller et annet tiltak fordeler seg ulikt i befolkningen. Mens samfunnsøkonomisk lønnsomhet er et overordnet mål der det er likegyldig hvem som får nytten og hvem som bærer kostnadene, vil beslutningstakere være opptatt av geografisk, sosial og annen fordeling. Det har vært foreslått metoder for å inkludere fordelingsvekter i beregningen av samfunnsøkonomisk lønnsomhet, men anbefalt praksis i Norge er å beskrive fordelingsvirkningene eksplisitt.

9.1.4 NOU 2012: 16 Samfunnsøkonomiske analyser

Ekspertutvalget for samfunnsøkonomiske analyser la fram sin rapport 3. oktober 2012. Utvalget hadde et omfattende mandat, som direkte og indirekte berørte utfordringene som er nevnt over.

Et viktig punkt i mandatet gjaldt spørsmålet om visse kalkulasjonspriser, inkludert priser på miljøgoder, skal antas å utvikle seg annerledes i fremtiden enn det generelle prisnivået. Et annet

gjaldt hvilken kalkulasjonsrente som bør velges, og hvorvidt denne renta skal være konstant eller falle over tid. Et tredje gjaldt behandlingen av irreversible virkninger, og av katastrofale utfall med liten, men ikke neglisjerbar sannsynlighet. Et fjerde punkt gjaldt behandling av fordelingsvirkninger. På alle disse punktene vil vurderingene og anbefalingene i NOU 2012: 16 være en viktig del av grunnlaget for våre egne drøftinger og konklusjoner.

I tillegg inneholder NOU 2012: 16 kapitler som drøfter andre viktige sider ved samfunnsøkonomiske analyser, men som ikke er så sentrale for behandlingen av økosystemtjenester. Et sentralt punkt i mandatet gjaldt spørsmålet om karbonprisbaner, dvs. hvilke kalkulasjonspriser på klimagassutslipp som bør brukes i samfunnsøkonomiske analyser. Et annet punkt gjaldt verdsetting av liv og helse, inkludert verdien av et «statistisk liv», som vi så vidt vil berøre. Ellers vurderte ekspertutvalget spørsmålet om hvordan en skal behandle ringvirkninger av samferdselsprosjekter, og spørsmålet om analyseperiode og restverdi av et prosjekt ved analyseperiodens utløp.



Figur 9.1 Lønnsomt å verne skog.

Lindhjem mfl. (kommer) benytter prinsippene anbefalt i NOU 2012: 16 for å anslå samfunnsøkonomisk lønnsomhet ved økt skogvern. De finner at nytten langt overskrider kostnadene, jf. boks 9.3.

Foto: Marianne Gjørvi

I tråd med vanlig miljøøkonomisk tradisjon bruker NOU 2012: 16 begrepet «miljøgoder». Økosystemtjenestekonseptet blir imidlertid beskrevet og forklart i en egen boks, og sammenhengen mellom miljøgoder og økosystemtjenester blir diskutert i teksten. Ekspertutvalget nevner frisk luft, rent vann og tilgjengelige turområder som eksempler på slike goder, men påpeker at en også har miljøgoder som mer indirekte bidrar til menneskers velferd. Dette er NOU'ens beskrivelse av sammenhengen mellom økosystemtjenester og miljøgoder: «På den annen side har naturen, f.eks. våtmarksområder, en renseevne. Om forurensningene overstiger den løpende rensekapasiteten, vil vannkvaliteten dale og miljøgodet svekkes. Naturens renseevne kan beskrives som en «regulerende økosystemtjeneste» (...). Tjenesten bidrar til, eller «produserer» miljøgodet rent vann, som igjen bidrar til nye økosystemtjenester (som f.eks. de «kulturelle» tjenestene bading og fritidsfiske).»

9.2 Sentrale problemstillinger for behandlingen av miljøgoder og økosystemtjenester i samfunnsøkonomiske analyser

9.2.1 Kalkulasjonspriser og prisutvikling over tid

Spørsmålet om hvordan verdien av økosystemtjenester vil utvikle seg over tid kan strengt tatt ikke drøftes uavhengig av spørsmålet om hvordan slike verdier forstås, uttrykkes og måles. Dette spørsmålet er diskutert i kapittel 8 foran. Her vil vi konsentrere oss om hvordan spørsmålet skal håndteres i samfunnsøkonomiske analyser, med vekt på kalkulasjonspriser der slike finnes.

Ekspertutvalget for samfunnsøkonomiske analyser var ikke eksplisitt bedt om å vurdere metodene for verdsetting av miljøgoder eller andre goder uten markedspris. Derimot skulle utvalget vurdere *om enkelte kalkulasjonspriser kan antas å stige raskere over tid enn gjennomsnittet av andre priser*, slik at det bør justeres for dette i fremtidige inntekter og kostnader. Tidsbruk og miljøgoder ble særskilt nevnt i mandatet.

I NOU 2012: 16 anbefales det at kalkulasjonsprisene på tidsbruk/tidsbesparelser skal justeres i tråd med forventet realinntektsvekst, målt ved BNP per innbygger. Ekspertutvalgets argument er at tidsbruk og tidsbesparelser normalt verdsettes med utgangspunkt i timelønn, og denne har historisk sett vokst raskere enn det generelle prisnivået.

Utvalget anbefaler en tilsvarende realprisjustering av verdien av statistiske liv, som er viktig i analyser av tiltak som påvirker helse og risiko for ulykker. Ekspertutvalget foreslår for det første at verdien av et statistisk liv bør settes til 30 mill. 2012-kr. Dette er nær det dobbelte av den verdien som anbefales i Finansdepartementets veileder. Utvalget foreslår videre at verdien av et statistisk liv realprisindekteres som tidsverdier, altså tilsvarende veksten i BNP per innbygger. Det bør tilføyes at ekspertutvalget ser de etiske problemene ved økonomisk verdsetting av liv, og bl.a. understreker at slik verdsetting ikke er nødvendig i alle typer samfunnsøkonomiske analyser. Bl.a. skriver de: «For tiltak der virkninger for liv og helse er en hovedkonsekvens, spesielt der tiltakene innebærer betydelige risikoendringer for enkeltpersoner og/eller det er kjent hvem som særlig berøres, vil kostnadseffektivitetsanalyse eller kostnadsvirkningsanalyse ofte være mer hensiktsmessig enn nytte-kostnadsanalyse.»

Når det gjelder utviklingen i verdien av miljøgoder, diskuterte utvalget først den allmenne bakgrunnen for spørsmålet.

Et hovedargument for å anta voksende betalingsvillighet for miljøgoder, er at *naturen rundt oss har en endelig størrelse*. Reduserte økosystemer kan riktignok i noen tilfeller repareres, men som hovedregel kan vi ikke skape «mer» natur enn i en naturtilstand. En voksende befolkning vil gradvis kreve større plass, og voksende materiell produksjon og forbruk vil, isolert sett, måtte antas å øke belastningen på naturgrunnlaget og økosystemene. For ordinære goder med et gitt tilbud vil en intuitivt anta at markedsprisen vil øke med økt etterspørsel.

Som for ordinære goder kommer spørsmålet om effektivisering av bruken inn i bildet også her. Når produksjonen av varer og tjenester kan vokse merkbart raskere enn veksten i arbeidsinnsats, måles det som økt arbeidsproduktivitet. En sterk økning i «miljøeffektivitet», altså en sterk nedgang i miljøbelastning per enhet, kan motvirke de bakenforliggende faktorene – og kan gjøre at miljøbelastningen er konstant eller går ned tross i voksende befolkning og produksjon. Et relevant globalt eksempel er utslippene av ozonnedbytende gasser, som har gått kraftig ned fordi en har skiftet til andre stoffer i spraybokser, isolerings-skum og kjølesystemer¹.

¹ En snakker ofte om «frakopling» når endringer i produksjonsprosesser og råvarebruk gjør at varer og tjenester kan framstilles med redusert belastning på miljøet. Potensialet for slik frakopling vil variere fra sektor til sektor, og mellom ulike former for miljøbelastning.

Det er også hevdet at folk med lav inntekt legger lite vekt på miljøtilstanden, og følgelig har liten betalingsvillighet for miljøforbedringer, men at vurderingene endres når inntekten stiger. Dette har vært knyttet til forestillinger om at miljøgoder er «luksusgoder». De få og svært usikre beregninger som er gjennomført viser gjennomgående at betalingsvilligheten for et gitt miljøgode øker med voksende inntekt, men ikke nødvendigvis proporsjonalt med inntekten².

Utvalget skiller mellom tre hovedtyper av kalkulasjonspriser på miljøgoder. Den ene typen er slike som *avledes av internasjonale forpliktelser, politiske mål og vedtatte virkemidler*. Her bør en legge til grunn «dagens politikk og sikker kunnskap om fremtidige mål og forpliktelser.» Det gjøres ikke justeringer for antakelser om politikktvikling. Slike vurderinger kan f.eks. samles i en sensitivitetsanalyse, dersom de anses som særlig aktuelle for beslutningstaker. NOU 2012: 16 har for øvrig et eget kapittel om karbonprisbaner – kalkulasjonsprisene på klimagassutslipp – som er en kalkulasjonspris avledet av politiske mål og forpliktelser.

Som tidligere nevnt, foreslår ekspertutvalget å realprisjustere verdien av et statistisk liv. Det samme bør logisk sett gjelde miljørelaterte kalkulasjonspriser som *avledes av verdien av et statistisk liv*, dvs. kalkulasjonsprisene på visse utslipp til luft. Slike kalkulasjonspriser bør i tillegg justeres for nye anslag for dose-respons-sammenhengene.

Når det gjelder kalkulasjonspriser *basert på individuell betalingsvillighet for miljøgoder* skriver ekspertutvalget dette etter en gjennomgang av den forholdsvis sparsomme litteraturen på området: «Det synes derfor ikke å være et tilstrekkelig empirisk grunnlag for å foreslå generelle regler for realprisjustering av kalkulasjonspriser som bygger på undersøkelser av betalingsvillighet for miljøgoder». Utvalget har bl.a. lagt vekt på at betalingsvilligheten kan endres over tid av helt andre grunner enn inntektsutvikling. Miljøkunnskapen og folks preferanser kan endres, likeså miljøtilstanden som sådan.

Utvalget understreker at for svært mange miljøvirkninger vil samfunnsøkonomiske analyser inneholde kvalitative og/eller kvantitative beskrivelser, men ikke pengeverdier. Også for slike miljøvirkninger vil fremtidig verdiutvikling kunne være viktig. Utvalget understreker at en beskrivelse av fremtidig tilgang og knapphet på ikke-

verdsatte miljøgoder, og deres fremtidige betydning, er en naturlig del av en samfunnsøkonomisk analyse. Uavhengig av om kalkulasjonspriser er tilgjengelige og brukes, bør *faktorer som påvirker berørte miljøgoders fremtidige knapphet og betydning* presenteres og drøftes i de samfunnsøkonomiske analysene.

Utvalget for samfunnsøkonomiske analyser viser vidre til at det er nedsatt et eget ekspertutvalg som bl.a. skal utrede verdien av natur og økosystemtjenester i Norge.

I NOU 2012: 16 blir altså spørsmålet om tidsjustering av kalkulasjonspriser på miljøgoder til slutt diskutert ut fra hvordan kalkulasjonsprisene er beregnet – om de er basert på politiske vedtak, avledet av verdien på et statistisk liv eller basert på undersøkelser av individuell betalingsvillighet. Alle disse kildene kan i prinsippet være utgangspunktet for verdsetting av økosystemtjenester, jf. beskrivelsen i kapittel 8. Men for mange av tjenestene vil undersøkelser av betalingsvillighet være den eneste tilgjengelige eller mest brukte metoden for økonomisk verdsetting.

9.2.2 Neddiskontering av fremtidig nytte og kostnad

Neddiskontering skal tjene til å gjøre virkninger på ulike tidspunkter sammenliknbare. Fremtidig nytte og kostnader *neddiskonteres* ved hjelp av en rentesats – kalkulasjonsrenta – til sin nåverdi. Ekspertutvalget for samfunnsøkonomiske analyser kaller dette «(e)n systematisk og transparent måte å gjøre dette på». I en nytte-kostnadsanalyse er kriteriet for samfunnsøkonomisk lønnsomhet at *netto nåverdi av tiltaket er positiv*, dvs. at nåverdien av all fremtidig nytte skal overstige nåverdien av alle fremtidige kostnader.

Ekspertutvalget skriver at det er to innfallsvinkler til kalkulasjonsrentebegrepet. Renta kan dels betraktes som et uttrykk for hvor stor avkastning en vil kreve av en investering, og dels hvor stort merforbruk en vil kreve i neste periode for å avstå fra et visst forbruk i dag³.

I NOU 2012: 16 drøftes den mye brukte «Ramsey-betingelsen», se boks 9.1. Denne likningen sier at sparingen i økonomien må være nøyaktig så stor at avkastningskravet for investeringer (venstre side) tilsvarer kompensasjonskravet for å

² Som forklart over, foreslås det i NOU 2012: 16 at kalkulasjonsprisene på tid og på statistiske liv justeres proporsjonalt med inntektsnivået, målt med BNP per innbygger.

³ Dette skyldes vel å merke ikke inflasjon. I samfunnsøkonomiske analyser brukes «faste priser», dvs. at den generelle prisstigningen er justert vekk. I kapittel 9.3.2 drøfter vi separat det forholdet at ikke alle priser stiger like fort – noe som kan påvirke analyser og vurderinger.

avstå fra konsum (høyre side), og likningen dekomponerer dessuten konsumavveiningene.

Å beregne kalkulasjonsrenta er atskillig mer komplisert enn å sette opp Ramsey-betingelsen. Ekspertutvalget påpeker at beregninger basert på høyre side i Ramsey-likningen viser stor spredning, og trekker fram Stern-rapporten som illustrasjon på uenighet og usikkerhet: Stern (2007) bruker en verdi på p nær null (0,1), begrunnet etisk med at nytten for fremtidige generasjoner skal telle like mye som for dagens. Så setter han verdien 1 på n , og legger dermed liten vekt på at fremtidige generasjoner blir rikere enn oss og dermed har lavere nytte av sin marginale inntekt. Så bruker han en relativt lav vekstrate for konsumet – $g = 1,3$ pst. per år – og ender opp med en kalkulasjonsrente på $(0,1 + 1 \times 1,3)$ pst. = 1,4 pst. Nordhaus (2007) mener at satsen bør være $(1,5 + 2 \times 2)$ pst. = 5,5 pst. Andre beregninger kan gå opp til 8 pst. Denne store usikkerheten synes å være begrunnelsen for at utvalget i stedet velger en kapitalavkastningstilnærming.

Boks 9.1 Ramsey-betingelsen

Ramsey-betingelsen ser slik ut: $r = p + ng$

Her står r for avkastningen på investeringer, målt i prosent per år.

p er konsumentenes «tidspreferanserate» – et mål for ren utålmodighet – også målt i prosent per år. En p på 1 pst. sier at vi må ha tilbake 101 kr neste år for å gi avkall på 100 kr nå, simpelthen fordi vi foretrekker pengene nå istedenfor siden.

n er mer komplisert – den representerer «grensenytteelastisiteten» i forbruket. Denne størrelsen sier hvor mye grensenytten av den siste krona øker i prosent når forbruket øker med én prosent. Det er vanlig å regne med at grensenytten faller ved økt forbruk – n er altså negativ – men her er det tallverdien vi setter inn.

g er forbruksvekst per innbygger, målt i prosent per år.

Det betyr at produktet ng viser prosentvis endring i grensenytte når forbruk per innbygger stiger med g pst.

Kapitalavkastning kan observeres i markeder. I en liten, åpen økonomi som den norske vil avkastningen på tilsvarende investeringer i utlandet være en nærliggende referanse. Utvalget var spesielt bedt om å vurdere om kalkulasjonsrenta skal være fast, eller om den bør falle over tid. Det konkluderer med at det er mulig å fastsette en absolutt risikofri rente på 2,5 pst. i førte år med utgangspunkt i kapitalmarkedene. Deretter bør satsen falle gradvis. Dette begrunnes med at usikkerheten i den globale økonomien blir større jo lengre en ser inn i fremtiden. Økt usikkerhet bør slå ut i lavere kalkulasjonsrente på lang sikt.

Når det gjelder tillegget for et prosjekts eller tiltaks systematiske risiko (se neste avsnitt), kan ikke kapitalmarkedene gi klare holdepunkter. Utvalget foreslår at et tiltak med normal systematisk risiko skal få et tillegg i renta på 1,5 pst., det vil si at for «et normalt offentlig tiltak, som et samferdselstiltak, vil en reell risikojustert kalkulasjonsrente på 4 pst. være rimelig (...) de første 40 år.» For årene fra 40 til 75 år anbefales en rente på 3 pst., for perioden utover 75 år anbefales en sats på 2 pst. per år.

9.2.3 Nærmere om risiko og usikkerhet

Tradisjonelt blir usikkerhet om fremtiden behandlet som *risiko* i samfunnsøkonomiske analyser. Det vil si at fremtidige utfall ikke betraktes som gitte størrelser, men isteden beskrives i form av sannsynlighetsfordelinger, jf. diskusjonen om risiko og usikkerhet i kapittel 8.4.1 i NOU 2012: 16. Slike sannsynlighetsfordelinger kan ha ulik fasong, men ofte brukes en klokkeformet «normalfordeling». En slik fordeling kan ha liten eller stor spredning – altså være høy og slank eller lav og bred – men den vil alltid være symmetrisk rundt en forventningsverdi.

Man skiller mellom systematisk og usystematisk risiko. Den usystematiske risikoen i et prosjekt avhenger av forhold innenfor prosjektet – så som grunnforholdene når det skal sprenges tunnel. Den usystematiske risikoen i tunnelprosjektet er helt uavhengig av den tilsvarende usystematiske risikoen i et jernbaneprosjekt eller i et fredningsvedtak. Denne usikkerheten antas derfor å jevne seg ut når antallet prosjekter er stort, og i samfunnsøkonomiske analyser blir den utelatt⁴.

⁴ Dette har en parallell på forsikringsområdet. Den enkelte har gode grunner til å forsikre seg og sitt prosjekt, som f.eks. å forsikre et hus mot brann. Men staten er selvsurandør fordi den har en så stor portefølje av prosjekter, f.eks. eier staten tusenvis av bygninger.

Den systematiske risikoen i et prosjekt er knyttet til den generelle utviklingen i økonomien. Både for tunnelen, jernbanen og fredningen vil den fremtidige nytten og lønnsomheten være avhengig av hvor sterkt inntektene i samfunnet vokser. Denne systematiske risikoen forsvinner altså ikke med et økende antall prosjekter, og må derfor tas hensyn til på et samfunnsnivå. Men man regner vanligvis med at lønnsomheten i et veiprosjekt er mer avhengig av den økonomiske veksten enn lønnsomheten i et sykehjem, fordi behovet for sykehjems plasser er styrt av demografiske forhold. Veiprosjektet har altså større systematisk risiko. Dette blir normalt tatt hensyn til ved at et veiprosjekt får et større «risikotillegg» i kalkulasjonsrenta, slik at fremtidige nyttekomponenter neddiskonteres med en høyere sats enn i et sykehjemsprosjekt.

Bruken av sannsynlighetsfordelinger er ikke uproblematisk. Det er i utgangspunktet ingen grunn til å anta at fremtidige utfall er normalfordelte. Ikke minst kan det være tvilsomt at ekstreme utfall får så lav sannsynlighet at de mister tyngde i beregningene. I boka «The Black Swan» påpeker Nasim Taleb at «halene» i sannsynlighetsfordelinger i virkeligheten ofte er mye tykkere enn i normalfordelinger, og at ekstreme hendelser opptrer oftere enn vi tror (Taleb 2010). Vulkanutbrudd og drastiske fall i aksjemarkedene er eksempler. Ideen om normalfordelinger, der halene er tynne og ekstreme utfall nærmest uinteressante, kan bygge på psykologiske mekanismer. Dessuten er slike fordelinger lette å regne på, noe som kan ha bidratt til at de har fått en større plass enn de strengt tatt fortjener⁵.

Et enda mer grunnleggende spørsmål er om fremtidige utfall i det hele tatt har en kjent sannsynlighetsfordeling, eller om en står overfor en ren usikkerhet⁶. En slik usikkerhet kan dels bestå i at en kjenner mulige utfall, men ikke sannsynligheten for at de oppstår, eller den kan bestå i at en ikke en gang er kjent med hva som kan komme til å skje. Dette kan jf. diskusjonen i kapittel 2.10 beskrives som grunnleggende usikkerhet eller uvitenhet. Eksistensen av mulige «tykke haler», av usikkerhet og uvitenhet er en stor utfordring i mange beslutninger. Følgelig er det også viktig hvordan disse problemene omtales i samfunnsøkonomiske analyser.

9.2.4 Behandling av irreversibilitet, usikkerhet og potensielle katastrofer

Ekspertutvalget for samfunnsøkonomiske analyser hadde i sitt mandat å vurdere hvordan samfunnsøkonomiske analyser skal behandle irreversibilitet og katastrofer med liten, men ikke neglisjerbar sannsynlighet. Utvalget påpekte at katastrofale virkninger stort sett vil være irreversible, mens de fleste irreversible virkninger ikke er katastrofale, og drøftet de to problemene separat.

Begrepsparet reversibel/irreversibel er nyttig, men bør ikke forlede oss til å dele virkninger i to atskilte kategorier. Vi står overfor varierende grader av stivhet og irreversibilitet. I den ene enden av skalaen vil nok svært få virkninger av en beslutning være reversible i den forstand at de kan omgjøres uten kostnad. I den andre enden av skalaen finnes det en del, men ikke nødvendigvis mange, virkninger som det er teknisk umulig eller økonomisk uaktuelt å reversere. Tap av en art, eller nedbygging av et naturområde, må regnes som irreversible.⁷

I økonomisk teori vil irreversibilitet føre til at det kan knyttes en verdi til å utsette et tiltak – dersom en kan skaffe seg ny kunnskap om virkningene ved å vente. Denne verdikategorien kalles gjerne «kvasi-opsjonsverdi» i miljøøkonomien, og «opsjonsverdi» i finansteorien. For å forvirre ytterligere, kalles fenomenet «realopsjoner» i andre sammenhenger.

Arrow og Fisher (1974) var de to første som beskrev «kvasi-opsjonsverdier» knyttet til nedbygging av et naturområde. Hva slags ny kunnskap kan en tenke seg å få ved å utsette tiltaket? I noen tilfeller kan det settes i gang konkrete undersøkelser – i dette eksempelet kan det gjelde spørsmålet om hvilket naturmangfold området faktisk inneholder. Slik kunnskap kan danne grunnlag for en bedre beslutning senere. Men det kan også være kunnskap om områdets fremtidige nytte som fri-luftsområde, en kunnskap som bare kan oppnås i fremtiden dersom området forblir uberørt. Igjen står vi altså overfor en skala fra det prinsipielt ukjente til konkrete kunnskapshull som kan fylles med målrettede undersøkelser.

NOU 2012: 16 sier, som Finansdepartementets veileder, at slike kvasi-opsjonsverdier kan være vanskelige å beregne. En må være bevisst at når en står overfor irreversibilitet og manglende kunnskap, er ikke positiv netto nåverdi et tilstrekkelig kriterium for at et tiltak er samfunnsøkonomisk

⁵ For en drøfting av dette, se f.eks. Haldane og Nelson (2012).

⁶ En snakker ofte om «knightiansk» usikkerhet, etter Knight (1921).

⁷ Også de fysiske investeringene i seg selv kan utgjøre «sunk costs», altså være ujenkallelige for investor.

misk lønnsomt. I Pearce mfl. (2006) påpekes det at en kvasi-opsjonsverdi ikke er en egen komponent i den totale økonomiske verdien. Det vil være slik at måten fenomenet håndteres på vil avgjøre i hvilken grad ressursens totale økonomiske verdi vil bli realisert eller gå tapt. Dette peker også i retning av at poenget her er å være bevisst og beskrive irreversibilitet og mulige kvasi-opsjonsverdier som ledd i analysen.⁸

NOU 2012: 16 vurderer altså irreversibilitet på samme måte som eksisterende praksis, men når det gjelder potensielle katastrofer gjengir utvalget en ganske fersk faglig debatt med utgangspunkt i klimaproblemet. I kjølvannet av Stern-rapporten har økonomen Martin Weitzman levert argumenter for at nytte-kostnadsanalyser ikke egner seg til å beregne optimal, global klimapolitikk. Kritikken hans retter seg særlig mot såkalte «Integrated Assessment Models» som er globale økonomiske modeller som bl.a. beregner utslipp av klimagasser og kostnader ved utslippsreduksjoner, og som dessuten modellerer klimaendringenes tilbakevirkning på verdensøkonomien i form av tapt produksjon eller forbruk. Beregninger med slike modeller har tradisjonelt endt opp i anbefalinger om forsiktige utslippsreduksjoner på kort sikt⁹.

Weitzmans kritikk kan kort oppsummeres slik: De globale modellene opererer med sannsynlighetsfordelinger for sammenhengen mellom klimagassutslipp og globale skader, som om denne fordelingen er kjent. Det vi står overfor er grunnleggende usikkerhet – uvitenhet – og ikke en kjent risiko. Det finnes en viss, ikke neglisjerbar sannsynlighet for at isen på Grønland begynner å smelte, eller at metanen i tundraen begynner å lekke ut i store mengder. Dette tilsier at den egentlige sannsynlighetsfordelingen for velferdstap på grunn av klimaendringer kan ha en «tykkere» høyrehale enn en pen normalfordeling. Da kan det hende at verdenssamfunnet vil ha en nær sagt uendelig betalingsvillighet for å unngå disse klimaendringene. Nordhaus (2007) og andre av Weitzmans kritikere påpeker at verden står overfor mange slike potensielle katastrofer med ikke neglisjerbar sannsynlighet, f.eks. et asteroidetreff. Logisk sett er det i følge Nordhaus umulig at verden har uendelig betalingsvillighet for å unngå flere slike katastrofer på en gang.

Weitzmans svar på dette er at poenget ikke er uendelig betalingsvillighet eller ikke. Poenget er

at klimaendringene er av en slik art at det ikke er tilrådelig å søke optimalt ambisjonsnivå gjennom nytte-kostnadsberegninger. Han ender isteden opp med å anbefale et «forsikrings»-prinsipp som ligger nær en *føre var*-tilnærming, eventuelt en «*sikker minimumsstandard*».

Som NOU 2012: 16 påpeker, er dette to tilnærminger som er utviklet på miljøfeltet for å håndtere irreversibilitet, mulige katastrofer og kunnskapsmangel. Utvalget konkluderte i tråd med Weitzmans resonnement, men poengterte også at det ikke nødvendigvis er så ofte at problemstillingen blir aktuell i nasjonale samfunnsøkonomiske analyser.¹⁰

9.2.5 Behandling av fordelingsvirkninger

Velferdsteorien, som er grunnlaget for nytte-kostnadsanalysene, tillater ikke sammenlikning mellom ulike personers nytte eller nytteendringer, jf. bl.a. diskusjonen i kap. 6.2.1. Dermed kan en bl.a. ikke begrunne tiltak som omfordeler mellom personer, uansett om de omfordeler fra rike til fattige. De eneste tiltakene som kan anbefales er strengt tatt slike som gir pareto-forbedringer, altså bedrer situasjonen for minst ett individ uten at noen andre kommer dårligere ut.¹¹

Beregning av samfunnsøkonomisk lønnsomhet bygger derimot på at en krone er en krone, uansett hvem som tjener og taper på grunn av tiltaket. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet betyr at befolkningen til sammen vil betale mer for tiltaket enn det koster. Dette samsvarer med et såkalt «Kaldor-Hicks»-kompensasjonskriterium: Gevinsten gjør at alle tapere i teorien kan kompenseres, slik at vi står overfor en *potensiell* pareto-forbedring. Men det betyr jo ikke at kompensasjonen faktisk kommer til å skje.

En vanlig begrunnelse for å bygge på Kaldor-Hicks-kriteriet er at myndighetene har mange virkemidler til å påvirke inntektsfordelingen i samfunnet. Men siden kompensasjon ikke vil skje i det enkelte tiltaket eller prosjektet, står det i Finansdepartementets veileder at fordelingsvirkningene «bør kartlegges for særlig berørte grupper og omtales på en måte som gir beslutningstakeren et best mulig grunnlag for å ta hensyn til

⁸ I Veilederen *Behandling av usikkerhet i samfunnsøkonomiske analyser* fra Statens senter for økonomistyring (2006) søker en å operasjonalisere denne tankeprosessen.

⁹ Jf. Ingham og Ulph (2003).

¹⁰ Når det gjelder nasjonale klimagassutslipp i samfunnsøkonomiske analyser, har ekspertutvalget et eget kapittel med vurdering av de kalkulasjonsprisene som bør brukes.

¹¹ Pareto-kriteriet er et effektivitets- og ikke et fordelingskriterium. Det sier at en tilstand er «pareto-optimal» dersom det ikke er mulig å endre den så minst ett individ får det bedre uten at andre samtidig får det dårligere.

dette i vurderingen av tiltaket» (Finansdepartementet 2005).

Det finnes også analytikere som foreslår å inkorporere fordelingsvirkninger i beregningen av samfunnsøkonomisk lønnsomhet – ved å gi nyttevirkninger for ulike individer ulik vekt. I NOU 1997: 27 drøftes spørsmålet om såkalte «velferdsvekter» eksplisitt. Det konkluderes med at beregninger av samfunnsøkonomisk lønnsomhet skal gjenspeile faktiske, uveide betalingsvilligheter. Men: «Dersom de fordelingsmessige virkningene er betydelige, og det ikke gjennomføres *faktiske* kompensasjonstiltak, vil imidlertid slik aggregert informasjon ofte være utilstrekkelig som beslutningsgrunnlag. Det er derfor nødvendig å drøfte fordelingsvirkninger.» NOU 2012: 16 diskuterer også forslaget om velferdsvekter, og ekspertutvalget konkluderer med å beholde gjeldende praksis. Fordelingsvirkninger skal beskrives eksplisitt, ikke inkorporeres i beregninger av samfunnsøkonomisk lønnsomhet.

9.2.6 Ikke-prissatte virkninger i nytte-kostnadsanalyse

Selv om det i henhold til veilederen i samfunnsøkonomiske analyser er et mål å prissette alle virkninger så langt det er mulig, vil det ofte være virkninger det ikke er faglig eller etisk forsvarlig å verdsette i kr. Magnussen mfl. (2012c) peker på to hovedgrunner til at virkninger ikke prissettes. Det kan være at det er vanskelig å fastslå «mengden» (den fysiske effekten) eller det kan være vanskelig å finne «priser» (og kanskje mengder i tillegg). I den første kategorien havner f.eks. effekter på omsettelige produkter som fisk og turisme. I den andre kategorien havner effekter på naturmiljø, landskap, friluftsliv etc. Slike virkninger må allikevel drøftes i analysene, og veilederen i samfunnsøkonomiske analyser skisserer en metode for å håndtere de ikke-prissatte virkningene i en samfunnsøkonomisk analyse (Finansdepartementet 2005). Metoden er fulgt opp i Statens Vegvesens håndbok i konsekvensanalyser (Statens Vegvesen 2006). Det understrekes begge steder at selv om det ikke er mulig eller ønskelig å prissette alle virkninger, bør en så lang som mulig forsøke å tallfeste virkninger i fysiske størrelser. Metodikken er imidlertid utviklet først og fremst for å håndtere virkninger som heller ikke kan beskrives i fysiske størrelser. Tre begreper er sentrale i metoden: *betydning*, *omfang* og *konsekvens*.

Første trinn i metoden er å vurdere *betydningen* eller *verdien*¹² av det området, miljøet eller objektet som som påvirkes at et tiltak (liten- mid-

dels- eller stor betydning). Deretter vurderes *omfanget* av de endringene som er forventet innenfor området/miljøet som er vurdert (fra lite til stort omfang av både positive og negative virkninger). Avslutningsvis vurderes virkningers *konsekvenser* innenfor det aktuelle området, sammenlignet med basisalternativet. Konsekvensen finnes ved å sammenholde områdets betydning med omfanget av tiltaket. Eksempelvis vil da et inngrep som ødelegger forholdene for friluftsliv (stort negativ omfang) i et område som brukes mye til friluftsliv (stor betydning) kunne vurderes til å ha stor eller meget stor negativ konsekvens for friluftsliv (- - /- - -). Figur 9.2 viser en matrise med tre kategorier for betydning og sju kategorier for omfang. Matrisen deles så i ni konsekvensområder (fra meget stor positiv konsekvens (++++) til meget stor negativ konsekvens (- - -))

Verdi Ingen verdi	Omfang			
	Liten	Middels	Stor	
Stort positivt	[Green]	[Red]	[Blue]	Meget stor positiv konsekvens (++++)
			[Blue]	Stor positiv konsekvens (+++)
Middels positivt	[Green]	[Red]	[Blue]	Middels positiv konsekvens (++)
			[Blue]	Liten positiv konsekvens (+)
Lite positivt Intet omfang Lite negativt	[Green]	[Red]	[Blue]	Ubetydelig (0)
			[Blue]	Liten negativ konsekvens (-)
Middels negativt	[Green]	[Red]	[Blue]	Middels negativ konsekvens (- -)
			[Blue]	Stor negativ konsekvens (- - -)
Stort negativt	[Green]	[Red]	[Blue]	Meget stor negativ konsekvens (- - -)

Figur 9.2 Konsekvensmatrise.

Kilde: Finansdepartementet (2005) og Statens Vegvesen (2006)

¹² I SVVs håndbok i konsekvensanalyser benyttes begrepet *verdi*, mens Veilederen i samfunnsøkonomiske analyser bruker begrepet *betydning* for å unngå forveksling med den tolkningen av *verdi* som ellers benyttes i veilederen, nemlig en tallverdi som et mål på betalingsvillighet.

Et tiltak kan ha både positive og negative ikke-prissatte virkninger. I noen tilfeller kan negative konsekvenser veies opp av positive konsekvenser. Dette er imidlertid ikke alltid tilfellet, og ulike konsekvenser kan påvirke menneskers velferd på forskjellige måter. Det er derfor ingen automatikk i at alle konsekvenser skal tillegges lik vekt i en samlet vurdering. Dette kompliserer prosessen med å veie sammen konsekvenser av ulike ikke-prissatte virkninger, og å veie sammen ikke-prissatte virkninger og prissatte virkninger. Selv om det er skissert metoder for dette i veilederen for samfunnsøkonomisk analyse (Finansdepartementet 2005), er det få gode eksempler på at dette er gjort i praksis i gjennomførte samfunnsøkonomiske analyser (Magnussen mfl. 2012c).

Dersom det er mulig å gjøre en samlet vurdering av alle ikke-prissatte virkninger kan tiltakene avslutningsvis rangeres med det tiltaket som får flest pluser på topp. Resultatene av en slik rangering vil være nyttig for beslutningstakere i tillegg til det resultatet en får ved å rangere tiltakene etter samfunnsøkonomisk lønnsomhet når de prissatte virkningene legges til grunn (Finansdepartementet 2005).

9.3 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

Økosystemtjenestetilnærmingens fokus på økosystemenes bidrag til menneskers velferd er i tråd med grunnlaget for samfunnsøkonomiske analyser. Ved å knytte velferdsendringer til endringer i økosystemtjenester, illustreres overgangen fra fysisk beskrevne virkninger til betydningen av disse virkningene for folks velferd – som er det en søker å inkludere i samfunnsøkonomiske analyser. Overgangen fra fysiske effekter til velferdsvirkninger er ikke alltid enkel eller kjent, men økosystemtjenesterammeverket kan være et godt utgangspunkt for slike vurderinger. Videre kan, som Magnussen mfl. (2012c) har påpekt tidligere, rammeverkets relativt uttømmende opplisting av økosystemtjenester fungere som en sjekkliste for å sikre at relevante effekter inkluderes i analysen.

Som ekspertutvalget for samfunnsøkonomiske analyser tar vi utgangspunkt i at «(h)ovedformålet med en samfunnsøkonomisk analyse er å klarlegge og synliggjøre konsekvensene av alternative tiltak før beslutning om iverksetting av tiltak fattes. Samfunnsøkonomiske analyser er dermed en måte å systematisere informasjon på (NOU 1998: 16). Analysene skal utgjøre del av et beslutningsgrunnlag, uten dermed å utgjøre en beslut-

ningsregel.» (NOU 2012: 16.) Vi oppfatter dette som en understreking av formålet slik det beskrives i Finansdepartementets veileder (Finansdepartementet 2005). Det er viktig å holde fast ved dette utgangspunktet når en drøfter konkrete løsninger på faglig avanserte problemer. Ikke minst kan det gi retningslinjer i spørsmål som gjelder avveininger mellom oppsummerende mål, så som «samfunnsøkonomisk lønnsomhet», og spesifikke beskrivelser.

Et konkret og godt eksempel på dette er anbefalingen i NOU 2012: 16 om å unngå bruk av såkalte «fordelingsvekter» i samfunnsøkonomiske analyser. Vi støtter her gjeldende praksis, som er å beskrive fordelingsvirkninger eksplisitt, med hovedvekt på de sterkest berørte partene.

9.3.1 Spekteret av samfunnsøkonomiske analyser

Samfunnsøkonomiske analyser kan betraktes som bedriftsøkonomiske analyser utvidet til et samfunnsnivå. Men de skal fange opp virkninger for hele samfunnet, ikke bare for en bedrift. Mens en bedriftsøkonomisk kalkyle oftest vil gjelde en tidsavgrenset investering med helt marginale virkninger for totaløkonomien, kan en samfunnsøkonomisk analyse gjelde beslutninger med ikke-marginale, langvarige og mulig irreversible virkninger. Et viktig spørsmål blir om slike problemstillinger kan behandles innenfor det analytiske rammeverket, og i så fall hvordan. Som tidligere beskrevet, konkluderer Martin Weitzman med at ambisjonsnivået i den globale klimapolitikken bør baseres på en forsikringstilnærming, ikke på en nyttekostnadsbasert optimalitetsberegning. Han begrunner dette med problemets kompleksitet, grunnleggende usikkerhet og en ikke-neglisjerbar fare for katastrofale forløp¹³. NOU 2012: 16 konkluderer med at når sannsynligheten for et katastrofalt utfall ikke kan neglisjeres, vil ambisjonsnivået vanligvis, i det minste implisitt, være bestemt som en «sikker minimumsstandard».

Mange av utfordringene som drøftes i denne utredningen er særlig påtrengende i nytte-kostnadsanalyser, der en søker å verdsette alle virkninger i penger og beregne et tiltaks samfunnsøkonomiske lønnsomhet. Men som påpekt tidlig i dette kapitlet, omfatter de samfunnsøkonomiske

¹³ For å gå til et annet aktuelt, men helt forskjellig område, argumenterer Andrew Haldane, direktør i Bank of England, for at regulering av en kompleks sektor som finanssektoren bør være basert på analyser av robusthet overfor «worst case»-tilfeller og ikke på optimalitetsbetraktninger (Haldane 2012).

analysene et spekter av alternativer, med varierende grad av verdsetting. Hvis vi plasserer nytte-kostnadsanalysene i den ene enden av spekteret, vil vi i den andre enden ha kostnads-virkningsanalyser der mange av konsekvensene kan være beskrevet kvalitativt eller kvantitativt, men uten priser. For analyser i denne enden av spekteret vil hovedpoenget, som for andre typer av konsekvensutredninger, være å gi en beskrivelse av potensielle virkninger som er systematisk, konsistent, heldekkende og uten dobbelttelling.

Det kan skilles mellom mange ulike beslutnings- og analysesituasjoner: En samfunnsøkonomisk analyse kan gjelde tiltak der bevaring og forvaltning av økosystemer er hovedformålet, enten de potensielle tiltakene er omfattende eller mer marginale. I slike situasjoner vil økosystemenes og økosystemtjenestenes verdi stå sentralt i utgangspunktet, selv om denne verdien ikke er målt i penger. Et alternativ kan være å utføre en kostnads-virkningsanalyse, eller en kostnadseffektivitetsanalyse, av alternative tiltak for å nå et ambisjonsnivå som kan være basert på «føre var»-betraktninger og en «sikker minimumsstandard».

Men oftere vil situasjonen være at det potensielle tiltaket eller prosjektet har et annet hovedformål, f.eks. innen transport eller energi, og bare utilsiktede virkninger på økosystemer og økosystemtjenester. Utfordringene som er nevnt foran er i prinsippet de samme. I praksis kan de være større, fordi naturverdiene skal finne sin plass i en analyse der de fleste nytte- og kostnadskomponentene for øvrig er angitt i kr. Dette forsterkes av at summen av i og for seg marginale inngrep kan utgjøre et vesentlig tap av natur. Her ser utvalget et behov for utvikling av bedre metoder.

9.3.2 Kalkulasjonspriser og utvikling over tid

Kapittel 8 presenterer og drøfter ulike metoder for økonomisk verdsetting av miljøgoder og økosystemtjenester. I kapittel 10 blir det redegjort for hvilke verdsettingsstudier som er utført. I begge disse kapitlene presenterer utvalget noen vurderinger, konklusjoner og anbefalinger om fremtidig verdsettingsarbeid. Her vil vi konsentrere oss om spørsmålet om fremtidig utvikling i kalkulasjonspriser når de faktisk eksisterer. I NOU 2012: 16 drøftes dette spørsmålet med utgangspunkt i hvilken kilde kalkulasjonsprisene for miljøgoder har. Det skilles mellom priser basert på verdien av et statistisk liv, som er knyttet til miljøtilstandens helsevirkninger, priser som er avledet av politiske

vedtak, og priser som bygger på betalingsvillighetsundersøkelser.

Når det gjelder kalkulasjonspriser basert på verdien av statistiske liv, følger vi vurderingene i NOU 2012: 16, der det anbefales en prisjustering i tråd med forventet utvikling i BNP per innbygger.

Når det gjelder fremtidig utvikling i kalkulasjonspriser basert på undersøkelser av betalingsvillighet, er konklusjonen i NOU 2012: 16 at det ikke finnes et empirisk grunnlag for å lage en generell regel for hvordan slike priser vil utvikle seg over tid. Denne konklusjonen er ikke til hinder for at det gjøres antakelser om fremtidig utvikling i en konkret analyse, ut fra vurderinger av fremtidig knapphet og betydning. Bruk av sensitivitetsanalyser kan bidra til å markere usikkerheten og i tillegg illustrere usikkerhetens betydning. En sensitivitetsanalyse går ut på å gjøre flere beregninger, basert på ulike forutsetninger om utviklingen av variabler, for å vise hvor følsomt (sensitivt) analyseresultatet er for endring i forutsetninger. Et eksempel kan være å vise hva det vil bety om en kalkulasjonspris på et miljøgode «realprisjusteres» istedenfor at den følger det generelle prisnivået. NOU 2012: 16 åpner for bruk av sensitivitetsanalyser «når alternative fremtidige utviklingsbaner er viktige for analysen». (På den andre siden er det slike sensitivitetsanalyser som avslører hvor viktige alternative utviklingsbaner er.)

Når kalkulasjonspriser mangler, er det i følge NOU 2012: 16 like fullt viktig å analysere, beskrive og drøfte faktorer som påvirker miljøgodets fremtidige knapphet og betydning.

Denne siste konklusjonen vil vi støtte og utheve. Vi er også enig i at sensitivitetsanalyser kan bidra til å markere usikkerheten om fremtiden, og til å illustrere usikkerhetens betydning. Når det gjelder konklusjonen om ikke å anbefale en generell regel for realprisjustering av kalkulasjonspriser basert på betalingsvillighetsundersøkelser, har vi en annen oppfatning enn ekspertutvalget for samfunnsøkonomiske analyser. Det empiriske grunnlaget er svakt, men de analysene som er gjort indikerer inntektselastisiteter for betalingsvilligheten i området 0,3–0,7. Vennemo mfl. (2013) skriver at analyser av tverrsnittsdata gjennomgående gir lavere elastisiteter enn analyser av tidsseriedata – som ville være den relevante metoden i dette tilfellet. På en slik bakgrunn kan en hevde at det å ikke realprisjustere kalkulasjonspriser er et vel så kontroversielt valg som å gjøre det. Baumgärtner mfl. (2012) estimerer realprisjusteringer for flere land ved å gå gjennom historiske vekstrater for BNP i ulike land samt anslag

på historiske endringer i tilbudet av økosystemtjenester. De anslår også en substitusjonselastisitet mellom økosystemtjenester og produserte varer etter en gjennomgang av eksisterende litteratur. På dette grunnlaget anslår de en gjennomsnittlig realprisjustering på 0,9 pst. (+/- 0.3 pst.), men understreker at beregningene bygger på flere forutsetninger som alle trekker i retning av et dette anslaget er satt lavt. De bakenforliggende faktorene og tilgjengelige analyser leder oss til å konkludere med at også estimater fra betalingsvillighetsundersøkelser bør realprisjusteres på linje med tidsverdier og statistiske liv.

Som det fremgår av NOU 2012: 16 og kapittel 8 i denne rapporten, kan kalkulasjonspriser også i prinsippet avledes av politiske vedtak. Ambisjonsnivået i det politiske vedtaket kan da betraktes som et uttrykk for samfunnets samlede preferanser, og den marginale kostnaden ved å oppfylle målet som uttrykk for samfunnets betalingsvillighet. Hvis det lages overordnede politiske mål for ulike typer eller grupper av økosystemer, kan det etter utvalgets mening vurderes å bruke disse som utgangspunkt for beregning av kalkulasjonspriser til bruk i samfunnsøkonomiske analyser. Det er imidlertid en utfordring å lage gjennomgående kalkulasjonspriser basert på denne tilnærmingen, siden naturområder aldri er identiske.

I mange tilfeller vil svært sentrale kalkulasjonspriser mangle helt. Boks 9.2 viser to eksem-

pler på dette, fra samfunnsøkonomiske analyser av relativt kjente og store spørsmål. I begge tilfellene konkluderer analytikerne med å overlate til beslutningstakerne å avgjøre om betalingsvilligheten for bestemte naturverdier kan overstige kostnadene som ligger implisitt i et eventuelt vedtak om å unngå et naturinngrep. Utvalget ser dette som en mulig tilnærming i slike situasjoner, men også som en illustrasjon av utfordringene som kan ligge i å vurdere naturverdier opp mot økonomiske verdier. Denne utfordringen er imidlertid uavhengig av metoden for konsekvensutredning.

9.3.3 Neddiskontering av fremtiden

Avveininger mellom nå og siden er sentrale i de aller fleste beslutninger. I en bedriftsøkonomisk analyse, der tidshorisonten er begrenset og nytte og kostnader kan måles i penger, vil det være naturlig å neddiskontere med en rente som gjenspeiler alternativ avkastning av investeringsbeløpet. I samfunnsøkonomiske analyser av virkninger som kan være langvarige og potensielt irreversible er det, som vi allerede har sett, langt fra selvsagt hvordan fremtidig nytte og kostnader skal betraktes fra beslutningstidspunktet. Spørsmålet om neddiskontering har alltid vært sterkt omdiskutert fra miljøhold, ikke minst fordi slik neddiskontering kan føre til at langsiktige og

Boks 9.2 Når en mangler priser for miljøvirkninger

I Vistas analyse av mulig petroleumsvirksomhet i Lofoten-Vesterålen finnes det kroneverdier på potensielle olje- og gassforekomster, fiskerier og reiseliv – men ikke på et vell av andre økosystemtjenester fra havområdet (Ibenholt mfl. 2010). Analysen konkluderer slik: «Vi anbefaler å verdsette ikke-bruksverdiene implisitt, dvs. anslå hvor stor betalingsvilligheten må være under ulike forutsetninger for at total betalingsvillighet skal overstige forventede netto oljeinntekter, fratrukket andre kvantifiserte kostnadskomponenter (inkludert oppryddingskostnader).»

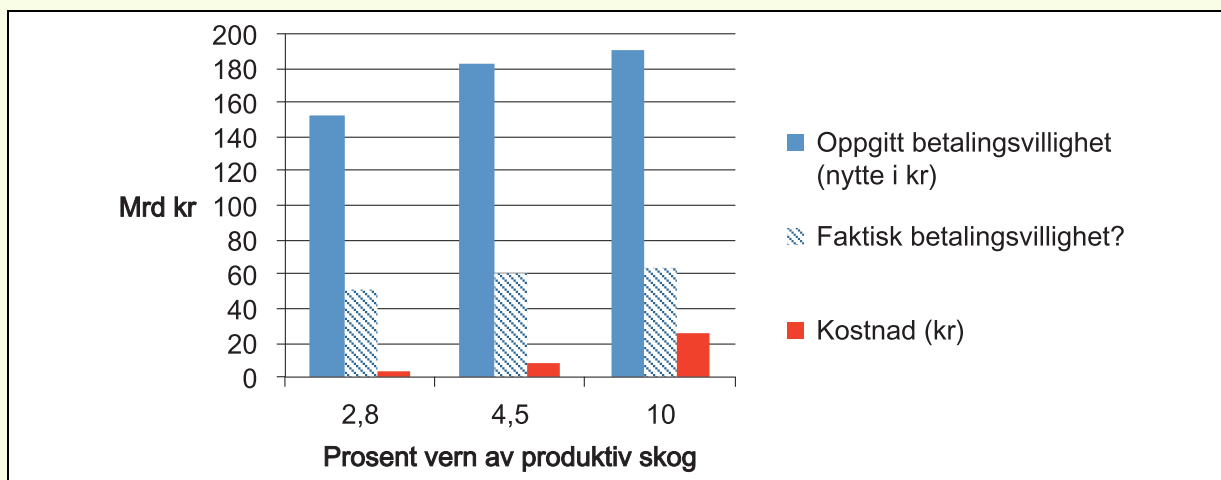
I forbindelse med bygging av kraftlinjer i Hardanger ble det skrevet en rapport om samfunnsøkonomiske konsekvenser av et sjøkabelalternativ (Utvalg IV 2011). Denne endte opp i en liknende konklusjon. Spørsmålet om verdien av en natur uten master og kraftlinjer ble stående ubesvart, fordi analytikerne ikke fant et

faglig grunnlag for å anslå denne verdien ut fra tidligere undersøkelser av betalingsvillighet i liknende tilfeller, men på andre steder: «Med utgangspunkt i den etablerte litteraturen om verdsetting av miljø- og naturgoder og ovennevnte studie, finner ikke utvalget grunnlag for å kunne angi et bestemt kronebeløp for verdien av å slippe å se kraftmaster/kraftledninger i terrenget, eller for andre miljø- og landskapsvirkninger. Det er for øvrig grunnlag for å anta at en positiv betalingsvillighet er tilstede og at det for estetiske virkninger er sterkere preferanser for kabling i tettbygde strøk enn i fjord/høyfjellsstrøk, noe som også er i samsvar med dagens praksis for valg av kabling i distribusjonsnettet. Den økonomiske belastningen med å velge det mest miljøvennlige alternativet kan anskueliggjøres ved å dele merkostnaden ved sjøkabel på den relevante brukergruppen.» (Utvalg IV 2011.)

Boks 9.3 Nytte-kostnadsanalyse av økt skogvern i Norge

Vern av skog er et sentralt virkemiddel for å forhindre tapet av biologisk mangfold og for å styrke kulturelle økosystemtjenester i Norge. Men hva er kostnaden og nytten ved å øke skogvernet? Hvor mye skog bør vernes? Lindhjem mfl. (kommer) gjør et første anslag på kostnad og nytte for Norge. De anslår kostnader ved skogvern basert på kompensasjonen som har vært utbetalt til skogeiere gjennom den frivillige verneordningen. Denne kompensasjonen skal dekke skogeierens tapte tømmerinntekter. De tar også hensyn til at det er administrative og andre kostnader knyttet til vernet og at det koster noe for samfunnet gjennom skatteinnkreving å finansiere. Nyttens anslås basert på en stor landsdekkende betalingsvillighetsundersøkelse for økt skogvern som ble gjennomført i 2008 og fremskrevet til dagens prisnivå. En stor del av nytten som beregnes er såkalt ikke-bruksverdi. Undersøkelsen ser på en økning av vernenivået fra ca. 1,4 pst. av produktiv skog, som var vernenivået da, til nivåer på 2,8 pst., 4,5 pst. og 10 pst.

Dagens nivå ligger på ca. 2,7–2,8 pst. I undersøkelsen får folk oppgitt endringene i arealer på kart, gjennom bilder og beskrivelser av artsgrupper som vil klare seg bedre som følge av de ulike vernenivåene. Informasjonen ble kvalitets-sikret av biologer og skogbrukere og grundig testet før undersøkelsen ble gjennomført (se også Lindhjem og Navrud 2009 og 2011 og Lindhjem 2008). Lindhjem mfl. (kommer) følger i sin analyse retningslinjene til utvalget for samfunnsøkonomiske analyser (NOU 2012: 16), f.eks. i valg av diskonteringsrente og ved konservativt å anta at betalingsvilligheten (BV) fremover ikke øker mer enn prisen på andre goder og tjenester folk verdsetter. Siden usikkerheten blir stor langt fram i tid, velger de 50 år som horisont. BV beregnes konservativt til 1039, 1248 og 1300 kr per husstand per år for henholdsvis 2,8 og 4,5 og 10 pst. vern. Nåverdi av vernekostnad og total, oppgitt BV for alle husholdninger i Norge er vist i figuren nedenfor.



Figur 9.3 Neddiskontert, total nytte og kostnad for vern de neste 50 år.

Kilde: Lindhjem mfl. (kommer)

Resultatene viser at total nytte ligger på omlag 150–190 mrd. kr, avhengig av vernenivå. Kostnadene er betydelig lavere på 4–25 mrd. kr. Totalt sett gir alternativet 4,5 pst. høyest netto nytte (marginalt foran 10 pst.). Det er med andre ord samfunnsøkonomisk lønnsomt å øke vernet betydelig fra dagens nivå. Dette gjelder selv om en skulle mene at folk oppgir for høy BV i denne typen undersøkelser. I litteraturen er et av de høyeste anslagene for slik overvurdering at den reelle BV ligger på en tredjedel av den oppgitte.

Selv om det ikke er grunn til å tro at BV er overvurdert så mye for den norske undersøkelsen, betyr en slik justering illustrert i midterste kolonne i figuren, fortsatt at nytten er langt større enn kostnaden. Grundigere analyser av både vernekostnader og nytte er ønskelig. Blant annet er ikke verdien av karbonlagring eller andre tjenester tatt med på nyttesiden. Kostnadene kan også tenkes å bli endret (lavere) ved en mer målrettet innretning på vernet.

svært alvorlige miljøskader vil få en minimal nåverdi.

I NOU 2012: 16 foreslås det en kalkulasjonsrente på 4 pst. for et prosjekt med normal systematisk risiko, fallende til 3 pst. etter 40 år og til 2 pst. etter 75 år. I forhold til dagens praksis i transportsektoren vil dette bidra til å gjøre langsiktige investeringsprosjekter mer lønnsomme. Tilsvarende vil langsiktige miljøvirkninger få en økt nåverdi, gitt at de er verdsatt i penger i utgangspunktet.

Vi ser behovet for en gjennomgående anbefaling for samfunnsøkonomiske analyser, og vil slik sett ikke overprøve konklusjonen i NOU 2012: 16. Men vi ser at renteberegninger basert på Ramsey-likningen spriker voldsomt, og at det er fremført argumenter for en mye lavere kalkulasjonsrente enn det ekspertutvalget foreslår. Ett eksempel er Dasgupta og Mäler, som argumenterer for at veksten i forbruk per capita (g 'en i Ramsey-likningen) er lavere enn det som fremkommer i nasjonalregnskapene. Deres poeng er at det foregår en stadig ødeleggelse av naturkapital, hvilket betyr at en tilsynelatende produktivitetsvekst kan vise seg faktisk å være negativ. I prinsippet kan dette tilsi en negativ kalkulasjonsrente (Dasgupta og Mäler 2000)¹⁴.

Vi tviler på at det kan oppnås enighet om én, «riktig» kalkulasjonsrente for alle anvendelser. En rentesats i en bedriftsøkonomisk analyse bidrar til effektivitet over tid i et begrenset univers av priser og kvanta. En kalkulasjonsrente i en samfunnsøkonomisk analyse vil også reflektere prioritering mellom mennesker, ettersom befolkningen gradvis skiftes ut. Neddiskontering er «systematisk og transparent», men kan ikke samtidig ta vare på effektivitets- og fordelingshensyn.

Et bidrag til løsning på dette problemet vil være at de viktige valgene med fordelingsvirkninger over tid og mellom generasjoner gjøres eksplisitt – på linje med de valgene som har fordelingsvirkninger her og nå – fordi de er etiske og politiske valg. På globalt nivå kan det gjelde ambisjonsnivået i klimapolitikken. Det vil også gjelde på nasjonalt nivå, for overordnede beslutninger om klimapolitikk, miljøgifter og forvaltning av biologisk mangfold og økosystemer. Da vil valg av kalkulasjonsrente ikke innvirke på slike avgjørelser, som i sin tur vil danne rammer og premisser for videre beslutninger.

Det er bare nytte og kostnader uttrykt i penger som kan neddiskonteres. I mange tilfeller vil virkningene på miljøtilstand, økosystemer og øko-

systemtjenester være anslått kvantitativt eller bare kvalitativt, og full beregning av samfunnsøkonomisk lønnsomhet vil være umulig.

9.3.4 Usikkerhet, irreversibilitet og mulige katastrofer

Som det påpekes i NOU 2012: 16, er det ikke slik at konklusjoner basert på betraktninger av globale klimaendringer kan overføres til en gjennomsnittlig nasjonal samfunnsøkonomisk analyse. Det er sjelden beslutninger har potensielt katastrofale utfall. Men vi ser at de overordnede beslutningene i samfunnet om nasjonalt forsvar og terrorberedskap er unndratt nytte-kostnadsanalyser, noe som underbygger Weitzmans poeng. Selv om «katastrofale» tap av norsk naturmangfold og økosystemer ikke vil arte seg like akutt dramatisk som krig eller terroranslag, kan resonnementet overføres til dette feltet. Igjen kommer vi tilbake til behovet for rammer på et overordnet nivå som enkelttiltak og hver for seg marginale inngrep kan vurderes ut fra. Dette gjelder så vel forvaltning som samfunnsøkonomiske analyser og alle andre typer konsekvensvurderinger før enkelttiltak skal gjennomføres.

Mange inngrep i naturen vil ha irreversible virkninger. På dette punktet bekrefter NOU 2012: 16 gjeldende retningslinjer: Når et tiltak har potensielt irreversible virkninger, er ikke positiv nåverdi et tilstrekkelig kriterium for å anbefale tiltaket. Det knytter seg en kvasi-opsjonsverdi til å utsette tiltaket i påvente av ny kunnskap. Men denne verdien er vanskelig å beregne. Det er derfor viktig å være bevisst faren for irreversibilitet og hva som kan vinnes ved å utsette et tiltak, og beskrive dette slik at beslutningstakere blir opplyst på best mulig måte. Dette vil gjelde uansett hvilken form for konsekvensutredning som blir gjennomført.

I likhet med irreversibilitet og potensielle katastrofer, er grunnleggende usikkerhet et forhold som utfordrer de samfunnsøkonomiske analysene. Når en ikke har grunnlag for å presentere en sannsynlighetsfordeling, fordi en simpelthen ikke vet, mangler en grunnlaget for å regne ut samfunnsøkonomisk lønnsomhet.

9.3.5 Vurdering av ikke-prissatte virkninger

Utvalget ser at selv om utgangspunktet er å prissette flest mulig virkninger i en samfunnsøkonomisk analyse, vil det som regel være virkninger som det ikke er praktisk, etisk eller faglig forsvarlig å prissette i kr og øre. Det er allikevel viktig å

¹⁴ En kan si at dette resonnementet gir Stern rett i konklusjonen om en lav kalkulasjonsrente, men ikke i begrunnelsen.

belyse alle sentrale effekter av et tiltak i en analyse, og gjeldende Veileder i samfunnsøkonomiske analyser (Finansdepartementet 2005) inneholder som beskrevet i kapittel 9.2.6 en metodikk for vurdering av slike ikke-prissatte virkninger ved hjelp av en konsekvensvifte.

Formen på konsekvensviften i Statens vegvesens håndbok fra 2006 ble endret i forhold til formen i tidligere utgaver av håndboken. Magnussen mfl. (2012c) peker på at det fremdeles kan vurderes om den nåværende formen er den riktige, men at det er vel så viktig å være klar over at vurderinger uansett vil være preget av skjønn både når det gjelder omfang, verdi og konsekvensgrad. Det vil derfor være vel så viktig å begrunne de vurderingene som gjøres, som å oppgi selve konsekvensgraden.

Håndbokens metodikk for håndtering av ikke-prissatte virkninger er i stor grad basert på eksperters vurdering av fysiske effekter på biologiske, landskapsmessige eller kulturelle elementer som følge av et tiltak. Bruk, brukere og allmennhetens vurdering av miljøendringer ser i mindre grad ut til å være et kriterium (Magnussen mfl. 2012c). Hvordan ulike effekter påvirker folks velferd kan implisitt inkluderes i vurderinger av effektens betydning, men trenger ikke å gjøre det. Det kan derfor være rom for å gjøre vurderinger av ikke-prissatte virkninger mer i tråd med det metodiske grunnlaget for samfunnsøkonomiske analyser ved å fremheve hvordan endringer som er beskrevet kvantitativt eller kvalitativt vil påvirke befolkningens velferd.

9.4 Utvalgets anbefalinger

På bakgrunn av drøftingen i dette kapitlet vil utvalget anbefale følgende:

- Beslutninger med langsiktige og potensielt alvorlige miljøkonsekvenser bør tas med

utgangspunkt i sikre minimumsstandarder, tålegrenser og føre var-prinsippet. Samfunnsøkonomiske analyser som nyttekostnadsanalyser, kostnadseffektivitetsanalyser eller kostnad-virkningsanalyser gir viktig informasjon ved å belyse flere relevante forhold i vurderingene, og er nyttige i utformingen av konkret politikk.

- For beslutninger med moderate effekter på økosystemer og/eller økosystemtjenester kan samfunnsøkonomiske analyser være viktige for å belyse og sammenstille positive og negative påvirkninger. Ambisjonsnivået bør være å anslå verdier av miljøeffektene økonomisk, slik at de kan vektas mot andre prissatte effekter på vanlig måte. Effekter det ikke er mulig å anslå verdien av økonomisk, må fremdeles synliggjøres og vurderes som ikke-prissatte effekter.
- Det er viktig at samfunnsøkonomiske analyser viser fram usikkerhet og mulige irreversible virkninger, og at det klargjøres for beslutningstakere hvilke fordeler som potensielt kan oppnås ved at et naturinngrep blir utsatt.
- Uansett om et miljøgode eller en økosystemtjeneste i utgangspunktet har en kalkulasjonspris eller ikke, bør en samfunnsøkonomisk analyse belyse faktorer som vil påvirke den framtidige verdien. Det finnes gode argumenter for å anta at mange miljøgoder vil bli knappere og mer verdifulle over tid.
- Der hvor det eksisterer kalkulasjonspriser basert på betalingsvillighetsundersøkelser, bør det som hovedregel foretas en prisjustering av disse basert på forventet utvikling i BNP per innbygger. Sensitivitetsberegninger kan brukes i tillegg, for å markere usikkerheten og illustrere dens betydning.
- Det bør utvikles bedre metoder både for å vurdere og å sammenstille ulike ikke-prissatte virkninger, og for å veie sammen prissatte og ikke-prissatte virkninger i samfunnsøkonomiske analyser.

Kapittel 10

Økonomiske anslag for verdier av økosystemtjenester i Norge

I dette kapitlet presenteres eksisterende utredninger som verdsetter økonomisk, eller på annen måte synliggjør, verdien av norsk natur og de økosystemtjenestene naturen frembringer. Hovedfokus er på norske studier, men der vi kjenner til spennende eksempler fra andre land som kan bidra til å synliggjøre betydningen av velfungerende økosystemer også i en norsk sammenheng, er slike inkludert (hovedsakelig i bokser). Med mindre det fremgår eksplisitt, har utvalget ikke vurdert kvaliteten på studiene, og verdianslag gjengis uten å vurdere i hvilken grad anslagene er sensitive for endringer i faktorer som f.eks. det naturfaglige grunnlaget, valg av verdsettingsmetode eller utvalgsstørrelse. I hvilken grad ulike tilnæringer og metoder er hensiktsmessig i forskjellige sammenhenger diskuteres imidlertid på et overordnet nivå under utvalgets vurderinger til slutt i kapitlet.

Tilfanget av norske studier som har verdsatt norsk natur og/eller norske økosystemtjenester *økonomisk* har de senere årene vært begrenset, og oversikten i dette kapitlet er relativt komplett. Når det gjelder rapporter eller analyser som synliggjør verdien av økosystemtjenester *på alternative måter*, er eksemplene valgt med tanke på at de skal illustrere hvordan betydningen av norsk natur presenteres i rapporter og statistikk som benyttes i ulike sammenhenger. Denne delen av litteraturen er det ikke mulig å gi en komplett oversikt over, fordi det finnes enorme mengder studier/analyser/statistikk etc. som på en eller annen måte sier noe om verdien av natur generelt og/eller økosystemtjenester mer spesielt.

Presentasjonen av studier i dette kapitlet er inndelt etter økosystemene som er beskrevet i kapittel 4 og ikke etter økosystemtjenester fordi de fleste studiene fokuserer på systemer og ikke tjenester. Noen av økosystemene som er nært knyttet til hverandre er slått sammen fordi den eksisterende litteraturen i stor grad behandler dem i sammenheng. Dette gjelder økosystemene ferskvann og våtmarker samt hav og kystsone. Polare økosystemer er ikke behandlet separat av

den enkle grunn at vi ikke har funnet studier som verdsetter økosystemtjenester i polare områder eksplisitt¹.

Friluftsliv foregår i alle økosystemer. Litteratur som vurderer hvilke verdier friluftsliv representerer skiller imidlertid i liten grad mellom hvilke økosystem aktiviteten foregår i. Denne gruppen studier og tilhørende anslag for verdien av friluftsliv presenteres derfor samlet, jf. kapittel 10.8.

Verdiestimatene i dette kapitlet er gjengitt med den kroneverdien som brukes i de respektive studiene. Fordi verdianslagene, som diskutert i kapittel 10.1 under, representerer ulike økonomiske størrelser som ikke uten videre kan legges sammen eller sammenlignes, er de uansett mest relevante for å si noe om størrelsesorden og relativ betydning av forskjellige tjenester. I en slik sammenheng gir det liten mening å justere verdiene for en prisstigning lik konsumprisindeksen eller lignende. Det er heller ikke sikkert at en slik indeksjustering gir et riktig bilde av verdiutviklingen. Som diskutert i kapittel 9 kan det argumenteres for at verdien av økosystemtjenester øker raskere enn vanlige forbrukssteder fordi ren natur og velfungerende økosystemer blir et stadig knappere gode.

10.1 Hvilke økonomiske størrelser representerer verdianslagene?

Som diskutert i kapittel 8 er det i utgangspunktet verdien av *strømmen* av økosystemtjenester, f.eks. på årsbasis, som er den mest relevante størrelsen for å vurdere betydningen av ulike tjenester fra naturen. Eller mer presist, økosystemenes bidrag til produksjon av tjenestene. I mange tilfeller inn-

¹ ECONOR II, presentert i Glomsrød og Aslaksen (2009), gir en god oversikt over økonomisk aktivitet i arktiske områder, inkludert utnyttelse av økosystemtjenester i forbindelse med jordbruk, skogbruk og fiske i regionen. Denne typen informasjon inngår imidlertid i de nasjonale tallene som presenteres under økosystemene skog, hav og kystsone og jordbruksareal, og gjentas derfor ikke her.

går både produsert kapital, sosial kapital og humankapital i produksjon og utnyttelse av økosystemtjenester². Det er derfor ønskelig å skille verdien som kan tilskrives den ikke prissatte naturkapitalen fra de andre kapitaltypenes bidrag. (Bateman mfl. 2010 og Sjaastad mfl. 2005). Det kan også være verdistrømmer hvor naturkapitalen er en nødvendig forutsetning for verdiskapning, selv om den bare representerer en liten del av sluttverdien. Mål på strømmen av en økosystemtjeneste viser i mange sammenhenger et øyeblikksbilde slik situasjonen er på et gitt tidspunkt. Det vil ofte ikke fremgå om dette uttaket av en økosystemtjeneste er på et bærekraftig nivå eller om det tærer på naturgrunnlaget slik at verdien av mulig fremtidig uttak av tjenesten blir redusert, og/eller om uttak av en tjeneste påvirker mulighetene for uttak av andre tjenester. For fornybare ressurser representerer strømmen av tjenester avkastningen på naturkapitalen, og i økonomisk forstand er den neddiskonterte verdien av alle fremtidige tjenestestrømmer et mål på verdien av denne naturkapitalen.

Diskonteringsprinsippet er nærmere omtalt i forbindelse med samfunnsøkonomiske analyser i kapittel 9, og diskuteres derfor ikke her. Det er imidlertid grunn til å minne om at et fokus på årlig produksjon (og neddiskontering av fremtidige strømmer) kan overskygge det at goder som er fornybare og høstes bærekraftig, i prinsippet kan bidra med verdier i uoverskuelig fremtid.

Som vi har diskutert tidligere, er det mange utfordringer forbundet med å anslå den totale verdien av tjenestestrømmer (både øyeblikksbilder og fremtidige strømmer), og bl.a. derfor er det i mange sammenhenger verdien av *mindre endringer i strømmen* av tjenester som verdsettes. De økonomiske verdsettingsmetodene (se kapittel 8 for en presentasjon) er også i hovedsak utarbeidet for å verdsette slike mindre endringer som f.eks. kan følge av ulik virkemiddelbruk eller konkrete prosjekter.

Hvilke type verdianslag som presenteres i forskjellige studier avhenger av formålet med studiene og hva slags informasjon som har vært tilgjengelig. I verdsettingslitteraturen finnes det eksempler på verdianslag både av årlige strømmer av tjenester, av alle fremtidige strømmer av tjenester og av mindre endringer i tjenestestrømmer. Det er viktig å være klar over at disse forskjellige økonomiske størrelsene ikke uten videre kan sammenlignes eller legges sammen. I mange tilfeller gir

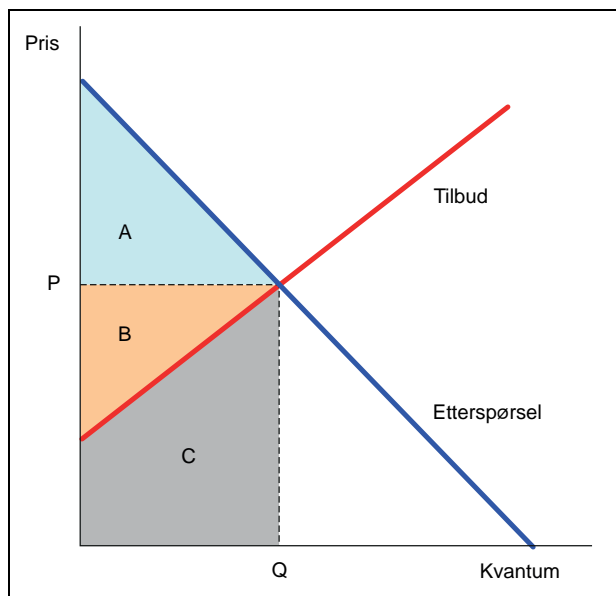
tilgjengelige økonomiske størrelser ikke nødvendigvis et godt bilde av den velferdsøkonomiske betydningen av en tjeneste. I mange av studiene oppgis f.eks. omsetnings- eller bruttoverdier fra en sektor eller aktivitet som anslag på verdiskapning som følger av at økosystemtjenester utnyttes. Siden f.eks. kostnader forbundet med bruk av arbeidskraft og realkapital ikke er trukket fra disse størrelsene gir de ikke informasjon om hva som er økosystemenes bidrag til verdiskapningen – som er den verdien vi i utgangspunktet er ute etter å anslå.

For markedsomsatte tjenester er det summen av konsument- og produsentoverskuddet som er den samfunnsøkonomiske verdien av tjenesten. Konsumentoverskuddet (areal A i figur 10.1) er differansen mellom det konsumentene maksimalt ville vært villig til å betale for en økosystemtjeneste og det de faktisk betaler. Produsentoverskuddet (areal B i figur 10.1) er differansen mellom de inntektene en produsent har fra å selge varer eller tjenester, og kostnader forbundet med å produsere varene eller tjenestene. For økosystemtjenester som ikke omsettes i markeder er det konsumentoverskuddet som utgjør den samfunnsøkonomiske mest relevante størrelsen. Det kan være verdt å merke seg at i nasjonalregnskapsammenheng brukes bytteverdi (basert på markedspriser) som verdienhet. Dette er summen av produsentoverskuddet og variable produksjonskostnader (areal C i figur 10.1). Verdsetting i nasjonalregnskapsammenheng omtales nærmere i kapittel 11.

Det presenteres også enkelte studier som har beregnet økonomiske ringvirkninger av aktivitet som baserer seg på utnyttelse av økosystemtjenester. Selv om økonomiske ringvirkninger ikke uten videre er en relevant økonomisk størrelse i samfunnsøkonomisk verdsettingssammenheng, inkluderes disse studiene fordi de illustrerer at næringer som utnytter økosystemtjenester er viktige lokalt der ringvirkningene oppstår.

I tråd med «total samfunnsøkonomisk verdi»-begrepet, jf. kapittel 8.2.2, deles de verdiene økosystemtjenestene representerer ofte opp i ulike former for bruks- og ikke-bruksverdier. De forskjellige verdsettingsmetodene klarer i varierende grad å fange opp de ulike verdikomponentene. Hvilke metoder som er egnet til å synliggjøre de ulike formene for verdi ble diskutert i kapittel 8.

² For en diskusjon av ulike kapitalbegreper viser vi til boks 11.2 i kapittel 11.



Figur 10.1 Produsent- og konsumentoverskudd.

Areal A: konsumentoverskudd

Areal B: produsentoverskudd

Areal C: variable produksjonskostnader

10.2 Skog³

Som beskrevet i kapittel 5 leverer norske skoger en rekke viktige økosystemtjenester. Lindhjem og Magnussen (2012) har på oppdrag fra utvalget gjennomgått eksisterende studier som synliggjør betydningen av økosystemtjenestene fra skog for folks velferd, enten ved bruk av økonomiske verdsettelsesmetoder eller andre kvalitative eller kvantitative metoder. Basert på denne gjennomgangen er det særlig fem hovedgrupper av tjenester fra skog som peker seg ut som sentrale i samfunnsøkonomisk forstand: (1) karbondeponering og -lagring, (2) tømmer og trevarer, (3) utmarksressurser og rekreasjonsverdi forbundet med jakt, (4) friluftsliv og rekreasjonsverdier forbundet med «hverdagsaktiviteter» som skogsturer, trening osv. og (5) ikke-bruksverdier knyttet til bevaring av naturmangfold.

Det er ikke funnet noen økonomiske verdsettelsesstudier som vurderer betydningen av grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) i skog, og med unntak av beregning av markedsverdier for tømmer og trevarer, og vurderinger av karbonbinding og lagring, er det forholdsvis få

norske studier som undersøker økonomiske eller andre verdier forbundet med økosystemtjenester i skog. I de økonomiske verdsettelsesstudiene som finnes (Lindhjem 2007 og Lindhjem og Navrud 2009 og 2011) er ikke økosystemtjenesterammenverket benyttet eksplisitt, og det som verdsettes er stort sett effektene av endret skogforvaltning. Det betyr at flere typer verdier analyseres samtidig, og det er ikke mulig å skille ut den delen av totalverdien som tilhører forskjellige tjenester. Selv om kunnskapsgrunnlaget vårt i dag er relativt spinkelt, betyr ikke det at det ikke er mange verdier i skogen. Lindhjem og Magnussen (2012) identifiserer og peker på betydningen av en rekke økosystemtjenester fra skog, og supplerer sin litteraturgjennomgang med enkelte eksempler på regnestykker som illustrer at flere av tjenestene som ikke er verdsatt tidligere, representerer store økonomiske verdier.

10.2.1 Verdianslag fra eksisterende litteratur

Som nevnt over er antall studier som vurderer betydningen av økosystemtjenester i skog relativt begrenset. Mens verdien av forsynende tjenester og regulerende tjenester, i den grad de er vurdert, hovedsakelig belyses ved hjelp av markedsdata, er opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) verdsatt økonomisk ved hjelp av spørreskjemaer og betinget verdsetting. Gjennomgangen av verdianslag og litteratur som synliggjør betydningen av økosystemtjenester i skog i Norge er derfor delt inn etter type tjeneste selv om noen av studiene og verdianslagene kan knyttes til flere forskjellige tjenester, som beskrevet under.

Verdsetting av regulerende tjenester i skog

Skogens evne til å binde og deponere karbon spiller som omtalt i kapittel 5 en viktig rolle i å regulere CO₂-balansen i atmosfæren. For Norges totale skogareal er karbonlageret ca. 400–450 mill. tonn i vegetasjonen og ca. 1100–1550 mill. tonn i jorda (Grønlund mfl. 2010 og Klima- og forurensningsdirektoratet 2011). Det årlige CO₂-opptaket er ca. 25–30 mill. tonn. Det finnes ingen gode estimater for verdien av skadepostnadene av klimagassutslipp, og det er derfor vanskelig å fastslå hva den økonomiske verdien av skogens lagring og opptak av CO₂ er. En tilnærming som er mye brukt for å gi anslag på nytteeffekten uttrykt i kroner av CO₂-tiltak, er å ta utgangspunkt i prisen på klimakvoter. Kvotepriisen er imidlertid ikke satt på grunnlag av skadene ved klimaendringer, men følger av EUs klimapolitikk og tilsvarende euro-

³ NINA har på oppdrag fra utvalget utarbeidet en rapport om verdier av økosystemtjenester i skog, og denne delen er basert på denne rapporten (Lindhjem og Magnussen 2012).

Tabell 10.1 Verdssetting av økosystemtjenester i skog

Vare/ økosystem- tjeneste	Metode	Verdianslag	Kommentar	Referanse
Karbon- binding	Beregnet verdi av karbonbin- ding	Årlig karbonbinding i norsk skog anslått til ca. 7,5–9 mrd. kr per år	Verdianslaget er basert på en årlig karbonbinding i skog i størrelsesorden 25–30 mill. tonn og en CO ₂ -kvotepris på 300 kr/tonn. Karbonlager i biomassen i skog anslås til ca. 400–450 mill. tonn. Økonomisk verdi av dette er ikke anslått.	Lindhjem og Magnus- sen, 2012
Karbon- binding og tømmer	Beregnet samfunns- økonomisk verdi	Samfunnsøkonomisk verdi av å plante til en mill. dekar langs Norskekysten med sitkagran anslått til mellom 11 og 18 mrd. kr	Samfunnsøkonomisk verdi i form av tømmerverdi og kar- bonlagring	Skjelvik og Vennemo, 2011
Skog- produkter	Omset- ningsverdi	Tømmer for salg og eget forbruk 3 127 mill. kr Virke til ved 931 mill. kr Juletrær og pyntegrønt 196 mill. kr Jakt 223 mill. kr Netto tilvekst 1 689 mill. kr	Omsetningsverdi for skogpro- dukter i 2011 totalt 6 166 mill. kr, fordelt som vist til venstre (fra totalregnskapet for skogbruket)	Tall fra SSB, 2012
Tilleggs- næringer på skogeien- dommer	Bruttoinn- tekt	Salg av jakt- og fiskerettigheter 190 mill. kr Tilrettelegging for jakt og fiske 29 mill. kr Hytteutleie 151 mill. kr Bortfeste av tomter 184 mill. kr Videre tilvirking av skogsvirke for salg 62 mill. kr Juletre- og pyntegrøntproduksjon 34 mill. kr Andre tilleggsnæringer 246 mill. kr	Bruttoinntekt fra tilleggsnærin- ger som benytter eiendommens areal og ressurser i skog og annen utmark i 2007	Tall fra SSB, gjen- gitt i Lind- hjem og Magnus- sen, 2012
Rekrea- sjonsverdi forbundet med jakt	Overført betalingsvil- lighet	Rekreasjonsverdien av norsk jakt på ca. 7000 kr per jeger per år Med 150 000 aktive jegere gir dette en total rekreasjonsverdi i overkant av 1 mrd. kr per år	Antar betalingsvillighet i samme størrelsesorden som i Sverige	Lindhjem og Magnus- sen, 2012
Negativ verdi av vilt	Beregnet verdi	Elgens skade på skog i Norge er beregnet til 70–400 mill. kr Skadekostnader forbundet med elg- kollisjoner er beregnet til omtrent 200 mill. kr	Ikke-bruksverdier er ikke inklu- dert i tallene	Olaussen og Skon- hoft, 2011
Definerte skogforvalt- ningsalter- nativer	Meta-ana- lyse av beta- lingsvillig- hetsstudier	Gjennomsnittlig betalingsvillighet på 1200 kr (2005-kroner) for ulike skog- forvaltningsalternativer som bedrer (eller unngår forverring) av skogtil- stand	Verdianslaget er basert på en gjennomgang av nordisk verds- settingslitteratur for perioden 1987–2005	Lindhjem, 2007
Skogvern	Betinget verdssetting	Betalingsvillig hos den norske befolkningen på mellom 1100 og 1500 kr (2007-kroner) for en doubling av skogvernet til 2,8 pst	Med en befolkning i 2007 på 4,7 mill. gir dette en årlig strøm av hovedsakelig ikke-bruksver- dier på mellom 5,2 og 7,05 mrd. kr	Lindhjem og Navrud, 2009
Rekreasjon	Grovt anslag	Verdien av skogbasert rekreasjon anslås til å være i størrelsesorden 10–20 mrd. kr pr år for den norske befolkningen	Basert på at 4 mill. nordmenn driver aktivitet i skog i gjen- omsnitt en gang i uka og at slik aktivitet har en nettoverdi på 50–100 kr per gang	Lindhjem og Magnus- sen, 2012

peiske politikeres implisitte prissetting av CO₂-utslipp. Dersom det benyttes en kvotepris på 300 kr/tonn⁴ (som er det estimatet som benyttes i Klimakur 2020 (Klima- og forurensningsdirektoratet 2010b)) blir verdien av den årlige karbonbindingen i norsk skog i størrelsesorden 7,5–9 mrd. kr per år (Lindhjem og Magnussen 2012).

Skjelvik og Vennemoe (2011) har beregnet samfunnsøkonomisk verdi, i form av tømmerverdi og karbonbinding, av en eventuell storstilt skogplanting på arealer som gror igjen langs kysten til mellom 11 og 18 mrd. kr. Mulighetene for å øke karbonbinding i skog var bakgrunnen for denne analysen, og beregningene er basert på at det plantes en mill. dekar med sitkagran som vil binde anslagsvis 120 mill. tonn CO₂.

Lindhjem og Magnussen (2012) peker på at andre regulerende tjenester som flomdemping, pollinering og forebygging av erosjon, snø- og jordras og stormskader også er viktige, spesielt

lokalt, men de har ikke funnet litteratur som vurderer omfang og betydningen av disse tjenestene i norske skoger.

Verdsetting av forsyvende tjenester i skog

Som nevnt over er tømmer og trevarer blant de mest sentrale økosystemtjenestene fra skog. Totalt ble det omsatt skogprodukter for nesten 6,2 mrd. kr i 2011. Tømmer for salg er den største enkeltposten, og det ble omsatt tømmer for omtrent 3,1 mrd. kr til sagbruk og treforedlingsindustri i 2011. Netto tilvekst er den nest største enkeltposten i totalregnskapet for skogbruket (se tabell 10.1 for omsetningstall for ulike tjenester tilknyttet skogbruket) (SSB⁵).

De aller fleste skogeiendommene i Norge er eid av enkeltpersoner, og det er registrert ca. 110 000 personlige skogeiere med minst 25 dekar produktivt skogareal. I 2007 var det drøyt 20 000 skogeiendommer som hadde bruttoinntekt fra til-

⁴ Dette er langt over kvoteprisen per juli 2013 som ligger i et område rundt 4-5 euro/tonn.

⁵ <http://www.ssb.no/emner/10/04/20/skogregn/>



Figur 10.2 Det ble omsatt tømmer for ca. 3,1 mrd. kr i Norge i 2011.

Foto: Svein Magne Fredriksen/Miljøverndepartementet

leggsnæring. De mest utbredte tilleggsnæringene var salg av jakt- og fiskerettigheter, bortfesting av tomter og hytteutleie (se tabell 10.1 for bruttoinntekt fra ulike tilleggsnæringene). Størrelsen på eiendommen har mest å si for om eiendommen driver med tilleggsnæring. Over 90 pst. av dem som har minst 20 000 dekar produktiv skog hadde en eller annen form for tilleggsnæring. Samlet bruttoinntekt fra tilleggsnæringene var i underkant av 900 mill. kr i 2007. Omtrent 85 pst. av eiendommene hadde en bruttoinntekt på under 50 000 kr og bare 2 pst. hadde bruttoinntekt på over 500 000 kr. I gjennomsnitt var bruttoinntekten på snaut 45 000 kr for hver eiendom som hadde tilleggsnæring (Lindhjem og Magnussen 2012).

Bioenergi utgjør allerede en viktig del av energibruken i Norden, og skogen er den viktigste kilden til bioenergi både i Norge og i de andre nordiske landene. Bruk av ved til oppvarming av bolighus er svært vanlig, og i Norge er det rundt 60 pst. av husholdninger og privatboliger som bruker ved til oppvarming (Scarlat mfl. 2011). Dagens forbruk av bioenergi på omkring 14 TWh (2006) fordeler seg omtrent likt mellom ved i privatboliger og rester fra skogindustri brukt til energiproduksjon (Framstad mfl. 2009). Verdien av bioenergi kan illustreres på forskjellige måter. Eksempelvis anslår Enøk i Norge prisen for energi fra ved til mellom 54 og 229 øre/kWh⁶, mens strøm for tiden omsettes for omkring 45 øre/kWh.

Ved siden av tømmer og trevarer er det tjenester tilknyttet jakt og fiske som genererer de største inntektene for skogeiere i Norge. Retten til å jakte er knyttet til grunneierrettigheter, og salg av jakt- og fiskerettigheter har utviklet seg til et produkt som i mange tilfeller kan ha høyere verdi for eieren enn det vanlige skogbruket. I 2007 var inntektene fra salg av jakt- og fiskerettigheter nesten 190 mill. kr. I tillegg kommer inntekter fra aktiviteter som tilrettelegger for jakt og fiske på nesten 29 mill. kr. Samme år var total mengde viltkjøtt fra jakt i Norge omkring 7 000 tonn, og størsteparten av dette var fra elg og hjort som har tilhold i skog. Hvis vi antar at prisen per kg slaktevekt er 50 kr (som i Lunnan mfl. 2005) og at kjøttvekt inkludert småvilt er i størrelsesorden 7 000 tonn, tilsvarer dette 350 mill. kr årlig bare i kjøttverdi (Lindhjem og Magnussen 2012). Dette representerer verdien av forsyningstjenesten fra jaktbart vilt. Det at jegere betaler en langt høyere pris for jaktkort enn det kjøttet fra dyrene er verdt viser at det å gå på jakt har en verdi i seg selv. Denne verdien er

knyttet til opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) og vi kommer tilbake til dette lenger ned.

Selv om store hjortedyr i skog bidrar med verdier både til grunneiere og til jegere har det de siste årene vært økt oppmerksomhet på at elg- og hjortedyrbestanden i Norge har vokst. Elg og andre hjortedyr gir skogskader, og anslag for elgens skade på skog i Norge er estimert til 70–400 mill. kr per år (gjengitt i Olaussen og Skonhoft 2011). Også kollisjoner mellom elg og biler øker med økende elgbestand, og de totale årlige kostnadene forbundet med elgkollisjoner er beregnet til omtrent 200 mill. kr. I disse tallene er ikke ikke-bruksverdier inkludert (Olaussen og Skonhoft 2011). Når elgbestanden på tross av kostnadene det medfører for samfunnet holdes på et relativt høyt nivå, er det et eksempel på at interessene til en forholdsvis liten gruppe jaktrettighetshavere og jegere blir prioritert, mens kostnadene spres jevnt utover en større del av befolkningen. Det kan derfor hende at den samfunnsøkonomiske nettoverdien av vilt vil øke dersom bestandene ble regulert ned til lavere nivåer (Lindhjem og Magnussen 2012).

Når det gjelder andre forsyningstjenester som bær, sopp og dekorative ressurser er det liten kommersiell utnyttelse av slike produkter i Norge, og det er også begrenset kunnskap om mengder og omfang av husholdningenes sanking og bruk (Lindhjem og Magnussen 2012).

Det finnes noen eksempler på at skogens ressurser er tatt i bruk innen bioindustri eller til bio-prospektering. For eksempel finnes verdens eneste leverandør av vanillin⁷ utvunnet fra treverk i Norge. Til dette benyttes norsk grantømmer. Flere nordiske planter og plantedeler benyttes også i den farmasøytiske industrien, f.eks. liljekonvall (*Convallaria majalis* L.) og revebjelle (*Digitalis purpurea* L.). Det nordiske genbankprosjektet «Spices and medicinal plants in the Nordic and Baltic countries» identifiserte 134 plantearter som har medisinsk eller aromatiske egenskaper og er av samfunnsøkonomisk interesse og som vokser vilt i den nordiske og baltiske region (Asdal mfl. 2006). Noen senere eksempler på vitenskapelig screening av nordiske planter inkluderer f.eks. salvie-arter testet for sin effekt på type-2-diabetes i Danmark, og *Corydalis*-arter for sin effekt på Alzheimers sykdom (Kettunen mfl. 2012). Samling av medisinske planter for urtemedisiner er vanlig i sørlige og sørøstlige Europa,

⁶ http://www.enok.no/vis_nyhet2224.html?id=0&nid=980

⁷ Vanillin er en rimeligere erstatning for vanilje, og benyttes bl.a. i is, sjokolade, kjeks, bakervarer og parfyme.

men mindre vanlig i de nordiske land (Asdal mfl. 2006). Selv om det er liten utnyttelse av slike arter i Norge i dag kan det være potensial for slik utnyttelse i fremtiden (Lindhjem og Magnussen 2012).

Lindhjem og Magnussen (2012) peker videre på at skog med sitt rike arts mangfold er en viktig kilde til genetiske ressurser, men at det i hovedsak er snakk om opsjonsverdi som det er vanskelig å anslå i dag siden det er mulig fremtidig bruk som vil vise verdien av disse ressursene.

Verdsetting av opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) i skog

Tall fra SSBs levekårsundersøkelse fra 2011⁸ viser at 81 pst. av befolkningen har vært på fottur og 43 pst. har vært på skitur i skogen i løpet av det siste året. Dette viser at skogen har stor betydning som rekreasjons- og treningsarena for befolkningen i Norge, og er et godt eksempel på at det som har en pris (tilnærmet) lik null, kan ha stor verdi og betydning for folks velferd. Mye av litteraturen som vurderer verdien av naturbasert rekreasjon og friluftsliv skiller ikke på hvilket økosystem aktiviteter utøves i. Som nevnt innledningsvis behandles derfor friluftsliv separat i kapittel 10.8. Nedenfor presenteres imidlertid litteratur som fokuserer spesielt på betydningen av skog.

Mange studier har vist at skogbehandlingen kan ha stor betydning for hvordan folk opplever skogen og den nytten/gleden de har ved rekreasjon i skog. Det er en stor, ikke-økonomisk litteratur som bl.a. kartlegger folks preferanser for estetiske sider av skogen gjennom spørreundersøkelser som bruker bilder, visualisering gjennom dataanimasjoner osv. Denne forskningen er relevant for å gi mer kunnskap om *kvaliteten* i friluftslivet, ikke bare *kvantiteten*. Den gir også viktig kunnskap som kan anvendes til å innrette skogbehandlingen slik at den øker kvaliteten av friluftslivet, i områder der dette er en viktig prioritet. Forskningen viser at folks preferanser for ulike typer skogbehandling både kan være i konflikt med og i overensstemmelse med forvaltning som prioriterer skogbruk eller bevaring av biologisk mangfold (Lindhjem og Magnussen 2012). Frivold og Gundersen (2009) har gjennomgått 55 publiserte, kvantitative spørreundersøkelser fra Norge, Sverige og Finland om folks preferanser for skogstrukturer, i tillegg til en del master-/hovedoppgaver fra Universitetet for miljø- og biovitenskap. De gjør følgende hovedfunn:

1. Naturlige åpninger i skogen, som vann, myr og andre treløse områder, oppleves som mer positivt enn åpninger forårsaket av flatehogst.
2. Åpninger i skogen knyttet til tradisjonelt jordbruk oppleves som positive elementer. Tradisjonelle kulturlandskaper, og spor av tidligere tiders bruk av utmark, gir i det hele en rikere landskapsopplevelse for mange.
3. Skog med mulighet for utsikt er godt likt.
4. Mange turfolk ønsker sikt innover i skogbestandene.
5. Turfolk vil heller ferdes i spredt enn i tett oppkommet ungskog.
6. Folk flest liker skogen bedre jo større trær de finner der.
7. Folk har en tendens til å like flersjiktet skog med trær av ulik størrelse, men sjikting kan komme i konflikt med ønsket om sikt.
8. Innslag av løvtrær i barskogen oppleves som positivt. For øvrig er det delte meninger om hvilke treslag som er å foretrekke. Folks preferanser for treslag og treslagsblanding blir påvirket av faktorer som åpenhet, sjikting og lysforhold, og av hvilke treslag man er vant med.
9. Døde trær i skogen blir sett på som negativt av folk flest, i hvert fall så lenge de ikke har informasjon om nytten av slike elementer for arts mangfoldet.
10. Store, ferske hogstflater oppleves som negativt av de fleste skogbesøkende. Hogstflater med frøtrær eller andre gjensatte enkelttrær pleier å gi publikum et bedre inntrykk enn helt snauhogde flater. Inntrykket blir også bedre når hogstflaten åpner for utsikt.
11. Lukkede hogster av typer som gir mer uregelmessig bestandsstruktur enn den strukturen åpne hogster og regulære skjermstillingshogster leder til, pleier ikke å gi negative reaksjoner av betydning hos publikum.
12. Flertallet av publikum er imot både bruk av kjemiske plantevernmidler og kraftig markberedning i skogen.
13. Ungskogpleie og tynning øker sikten og tilgjengeligheten, og blir akseptert av publikum såfremt det ikke er mye synlig hogstavfall etter inngrepet.
14. Folk flest hevder at de helst vil gå på lite tilrettelagte stier når de går tur i skogen, men i praksis går de mye på skogbilveier.
15. Sterkt synlige spor etter terrengtransport av tømmer virker negativt.
16. Personer med skogbruksutdanning blir i snitt mer begeistret enn andre befolkningsgrupper når de får se bilder av skogbestand som er

⁸ <http://www.ssb.no/emner/07/02/50/fritid/>

behandlet i samsvar med pensum i skogbruksfag.

Punktene over viser at mange av de egenskapene ved skogen folk foretrekker til en viss grad er i tråd med den skogbehandlingen som følger av et relativt skånsomt skogbruk (folk liker ikke store hogstflater, dype hjulspor osv.). Videre er det sider ved eldre skog (mørk, «uryddig», ufremkommelig osv.) som tyder på at «naturskog» som er viktig bl.a. for bevaring av biologisk mangfold, ikke nødvendigvis gir høyere rekreasjonsverdi for folk flest (Lindhjem og Magnussen 2012).

Lindhjem (2007) gjennomgår nordiske studier fra 1987–2005 som verdsetter bedring (eller det å unngå forverring) av skogtilstanden økonomisk. Noen av studiene har hovedvekt på ikke-bruksverdier (vern av biologisk mangfold), andre på rekreasjon («flerbruk»). For mange av studiene skilles det ikke mellom rekreasjons- og ikke-bruksverdier, men disse verdsettes under ett. Det skyldes bl.a. at de ulike skogforvaltningsopsjonene folk stilles ovenfor i undersøkelsene, ofte både gir økt rekreasjonsverdi og bedre forhold for biologisk mangfold. Siden mange av studiene ble gjennomført før rammeverket om økosystemtjenester ble introdusert, er det ikke trivielt å koble de verdiene som fremkommer fra disse studiene til bestemte typer tjenester. Det er imidlertid trygt å anta at mesteparten av verdiene som er anslått, kan knyttes til opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester), og særlig rekreasjons- og ikke-bruksverdier (Lindhjem og Magnussen 2012). Flesteparten av verdianslagene som ble gjennomgått i Lindhjem (2007) ligger mellom 0 og ca. 2850 kr (2005-kr) for de ulike skogforvaltningsalternativene, og gjennomsnittlig betalingsvillighet i studiene var ca. 1200 kr (2005-kr). Betalingsvilligheten er imidlertid oppgitt på ulike formater og er ikke direkte sammenlignbare, men de indikerer uansett at befolkningen i de nordiske landene er villig til å betale for mer skånsomt skogbruk. Lindhjem (2007) viser videre at folks uttrykte preferanser stemmer overens med det en kunne forvente i følge økonomisk teori, og at betalingsvillighet ikke har noen nær sammenheng med størrelsen på skogarealet som blir berørt. Dette tyder på at det er mange egenskaper ved en skog som spiller inn for hvordan folk verdsetter den.

Så vidt vi kjenner til er det bare publisert to økonomiske verdsettingsstudier i Norge etter Lindhjems (2007) meta-analyse. Begge er basert på en undersøkelse fra 2007 som kartla folks betalingsvillighet for å øke vernet av biologisk mang-

fold i skog på nasjonalt nivå, fra det vernenivået som var gjeldende da (ca. 1,4 pst. av produktivt skogareal) til henholdsvis 2,8 og 4,5 og 10 pst.⁹. Mens Lindhjem og Navrud (2011) analyserte Oslos befolkning spesielt, så Lindhjem og Navrud (2009) på hele befolkningen og fant at betalingsvilligheten per husholding per år for en dobling av skogvernet til 2,8 pst. var mellom 1100 og 1500 kr. Med en befolkning i 2007 på 4,7 mill., gir dette en årlig strøm av hovedsakelig ikke-bruksverdier knyttet til doblet vern på mellom 5,2 og 7,05 mrd. kr per år (Lindhjem og Magnussen 2012).

Som beskrevet over er det begrenset kunnskap om folks rekreasjonsverdier forbundet med friluftsliv og «hverdagsbruk» av skog (ikke jakt og fiske). De norske studiene i Lindhjem (2007) var relativt gamle, men de viste at skog var viktig da studiene ble gjennomført, og det er liten grunn til å tro at verdien har blitt mindre de siste 20 årene. Noen internasjonale studier av verdiene fra skog er presentert i boks 10.1, og for å illustrere at det kan være snakk om store verdier også i Norge setter Lindhjem og Magnussen (2012) opp et grovt regneeksempel. De tar utgangspunkt i SSBs levekårsundersøkelse¹⁰ fra 2007 som oppgir at den voksne befolkningen i Norge i gjennomsnitt gjennomførte 86 spaserturer, fotturer, skiturer og/eller skøyteturer per år. Det antas at ca. 50 av disse skjer i eller i tilknytning til skog, som betyr at hver person bedriver en aktivitet relatert til skog omtrent en gang i uka i gjennomsnitt. I regneeksemplet settes nettoverdien av slik skogaktivitet til mellom 50 og 100 kr per gang per person¹¹, det vil si forskjellen på nytteverdien av aktiviteten og det eventuelt har av kostnader ved å bedrive aktiviteten (bensin, togbillett osv.). Videre antas basert på aktivitetsstatistikken at ca. 80 pst. av befolkningen, som er omtrent 4 mill. mennesker, bedriver denne typen aktivitet. Dette regnestykket gir et anslag på rekreasjonsverdien av skogrelatert aktivitet på i størrelsesorden 10–20 mrd. kr per år. Dette anslaget inkluderer kun personlig nytte ved å bedrive skogaktiviteten, og trolig ikke hele helsegevinsten og annen nytte for samfunnet. Dette er selvfølgelig en grov illustrasjon, men trolig ikke et overdrevet estimat, med de relativt konservative verdiene per aktivitet som er lagt til grunn (Lindhjem og Magnussen 2012).

⁹ 4,5–4,6 pst. er et anbefalt minimumsnivå for vern fra Framstad mfl. (2002).

¹⁰ <http://www.ssb.no/emner/07/02/50/fritid/>

¹¹ Dette antas å være et konservativt anslag, og brukes for å vise at selv om en setter en relativt lav verdi per skogstur blir samfunnsverdien fort høy fordi en stor del av befolkningen bruker skogen til rekreasjon og friluftsliv.

Som nevnt i forbindelse med forsyvende tjenester i skog utgjør rekreasjonsverdier forbundet med jakt en stor del av den samfunnsøkonomiske nytten. I Sverige er rekreasjonsverdien av elgjakt i 1997 sammenlignet med verdien i 2006 ved hjelp av betalingsvillighetsundersøkelser i de respektive årene. Mens betalingsvilligheten i 1997 ble anslått til 5840 svenske kr (omregnet til 2006-verdi) var den 7035 svenske kr i 2006, noe som indikerer at betalingsvilligheten har økt betydelig på 20 år (Boman mfl. 2011). Det finnes ingen nyere studier av rekreasjonsverdien av jakt i Norge, men hvis en antar at rekreasjonsverdien av jakt i Norge er i samme størrelsesorden som i Sverige, kan rekreasjonsverdien av norsk jakt anslås til ca. 7 000 kr per jeger per år. Med et antall aktive jegere per år på ca. 150 000, tilsvarer dette en rekreasjonsverdi på i overkant av 1 mrd. kr per år (Lindhjem og Magnussen 2012).

Boks 10.1 Internasjonale eksempler på verdsetting av opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) fra skog

Zandersen og Tol (2009) gjør en meta-analyse av 26 studier fra ni land som har brukt reisekostnadsmetoden til å anslå rekreasjonsverdi per skogstur. De finner at konsumentoverskuddet per tur varierer fra 0,66 euro til 112 euro, med medianverdi på 4,52 euro, eller rundt 33–34 kr per tur.

I Storbritannia gjorde man en stor og grundig jobb i forbindelse med UK National Ecosystem Assessment, som bl.a. inkluderte anvendelse av flere verdsettingsmetoder for å kartlegge betalingsvillighet for bevaring av biologisk mangfold (se f.eks. Christie mfl. 2011) og rekreasjonsverdier basert på reisekostnadsmetoden, eller verdier av miljøattributter fra hedoniske prisstudier (se UK NEA 2011b). Disse verdiene ble så brukt som del av grunnlaget for å vurdere, på en geografisk spesifikk måte, betydningen av ulike miljøeffekter av fremtidige utviklingsscenarier og som retningsgiver for prioritering av politikk. Poenget var å se hvordan en kunne differensiere politikk geografisk på en slik måte at en kunne få mest mulig rekreasjons- og ikke-bruksverdier, for minst mulig tap av andre, markedsbaserte økonomiske aktiviteter.

Kilde: Lindhjem og Magnussen (2012)

I gjennomgangen av forsyvende tjenester ble det påpekt at salg av fiskerettigheter bidrar til skogeieres inntekter, og i SSBs regnskap over inntekt fra tilleggsnæringer på skogeiendommer er inntektene fra jakt og fiske slått sammen. Rekreasjonsverdien av fiske har vi imidlertid valgt å omtale i forbindelse med gjennomgangen av ferskvann og våtmarker siden det er disse økosystemene som er grunnlaget for denne økosystemtjenesten.

Kommersiell skogbasert turisme som ikke involverer jakt eller fiske er lite utbredt i Norge. Det finnes noen eksempler på elgsafari, guidede turer eller lignende, men økonomisk er dette av et relativt beskjedent omfang. Det er ofte en kombinasjon av flere miljøer og opplevelser som gir turistopplevelsen, og det er ikke funnet studier som skiller betydningen av skog fra fjell eller andre miljøer.

Det er mye forskning som viser at natur og friluftsliv har en positiv innvirkning både på mental og fysisk helse. Siden mye av «hverdagsfriluftslivet» foregår i skog er det klart at skog har stor betydning i denne sammenhengen, men siden litteraturen ikke skiller mellom forskjellig naturmiljø eller økosystem ser vi nærmere på verdien av natur for mental og fysisk helse i kapittel 10.8 om friluftsliv.

Lindhjem og Magnussen (2012) peker også på at skog kan ha betydning for andre opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester). Det er åpenbart at skog er viktig for kunst, kultur og design, for utdanning og forskning, for kulturelle og åndelige verdier, og som grunnlag for vår norske identitet. Det er imidlertid ikke funnet norske studier som forsøker å si noe systematisk om disse opplevelses- og kunnskapstjenestenes (kulturelle tjenester) betydning, økonomisk eller på annen måte.

10.2.2 Oppsummering skog

Hvilke verdier vurderes og hvordan?

Skogforvaltningen og SSB fører og publiserer jevnlig statistikk over næringsaktivitet i og i tilknytning til skog. Denne typen verdier kan brukes til å vise omfang og økonomisk verdi av flere forsyvende tjenester som utnyttes i skogbruket og i tilleggsnæringer. Som omtalt tidligere er det imidlertid vanskelig å avgjøre hva som er økosystemenes bidrag til disse verdiene. Litteraturgjennomgangen viser ellers at det er relativt få studier som belyser verdier av andre økosystemtjenester i skog i Norge. Av regulerende tjenester er det kar-

bonopptak og -lagring som får klart mest oppmerksomhet, men det er dels stor uenighet i fagmiljøene om hvordan omfanget og betydningen av denne tjenesten bør beregnes.

SSBs levekårsundersøkelse fra 2011 viser at en betydelig andel av befolkningen jevnlig benytter seg av skog til turer og/eller trening. Dette er et godt eksempel på at noe som er gratis kan ha stor betydning og verdi for mange mennesker. Studiene som verdsetter opplevelsese- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) i skog økonomisk benytter seg av betinget verdsetting. I disse studiene er det vern eller ulike skogforvaltningsregimer som verdsettes. Det skilles vanligvis ikke mellom rekreasjons- og ikke-bruksverdier, og de endringene som verdsettes påvirker ofte rekreasjonsverdier samtidig som forholdene for biologisk mangfold bedres. Det er ingen studier fra Norge som benytter andre metoder enn den betingede verdsettingsmetoden til å si noe f.eks. om verdi per rekreasjonsdag for skog (f.eks. ved bruk av reisekostnadsmetoden) eller verdien av skog for hus- og hyttepriser (hedonisk prising) som er gjort i en del andre land (Lindhjem og Magnussen 2012).

Hva forteller studiene om verdien av økosystemtjenester fra skog i Norge?

Gjennomgangen viser at flere forsynde tjenester fra skog, som tømmer, ved og juletrær, omsettes i eksisterende markeder og at verdier som kan knyttes til disse tjenestene er store. Det er også for denne typen omsettbare økosystemtjenester det eksisterer mest data og statistikk om økonomiske verdier.

Som påpekt tidligere eksisterer det ikke gode omforente anslag for skadekostnadene forbundet med klimagassutslipp, og det er derfor utfordrende å anslå verdien av skogens lagring og opp-tak av CO₂. Verdsetting av disse tjenestene tar ofte utgangspunkt i prisen på klimavoter. Disse prisene er ikke basert på faktiske skadekostnader, men reflekterer europeiske politikeres implisitte verdsetting av klimagassutslipp. Siden både gjeldende priser og antakelser om fremtidige priser varierer mye kan verdien bli veldig forskjellig avhengig av hvilken pris som legges til grunn. Beregninger av hvor mye CO₂ som årlig fanges og til en hver tid er lagret i skog viser imidlertid at verdien av disse tjenestene uansett er store.

Det knytter seg stor interesse til jakt av vilt i Norge. Fordi retten til å jakte er knyttet til grunneierrettigheter er salg av jaktrettigheter og tilrettelegging for jakt en kilde til inntekt for mange

skogeiere. For de fleste som jakter har det å jakte en betydelig verdi utover den verdien som er i kjøttet, og den samfunnsøkonomiske verdien består som vi har vært inne på både av produsentoverskuddet til de som selger jaktkort og andre jaktrelaterte tjenester, og av konsumentoverskuddet til de som jakter (differansen mellom det folk maksimalt ville vært villige til å betale for å jakte og de kostnadene de faktisk pådrar seg ved å bedrive jakten). I tillegg er det mye som tyder på at dagens elg- og hjortedyrbestand er høyere enn det som er samfunnsøkonomisk lønnsomt fordi disse høye bestander medfører skader på skog og økte kostnader forbundet med elgkollisjoner (Olaussen og Skonhoft 2011).

Det finnes langt flere økosystemtjenester i skog enn de det så langt har vært gjort forsøk på å verdsette økonomisk. For eksempel kan regulerende tjenester som flomdemping og forebygging av erosjon, snø- og jordras og stormskader ha stor verdi, kanskje spesielt lokalt. Anvendelse av forsynde tjenester som ikke omsettes i etablerte markeder har i dag relativt begrenset verdi i økonomiske termer, men muligheter for å utnytte ukjente eller lite brukte ressurser mer i fremtiden gjør at det kan være opsjonsverdier forbundet med dem.

Av opplevelsese- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) i skog er det rekreasjonsverdier og ikke-bruksverdier knyttet til vern og bevaring av biologisk mangfold som er mest vurdert. Skog er imidlertid viktig også for kunst, kultur og design, for utdanning og forskning, for kulturelle og åndelige verdier og som grunnlag for vår norske identitet.

10.3 Ferskvann og våtmarker

Selv om ferskvann og våtmarker tidligere i rapporten behandles som to forskjellige økosystemer, er disse økosystemene nært knyttet til hverandre fordi de ofte utgjør sammenhengende vannsystemer. Eksisterende verdsettingslitteratur behandler derfor ofte de to økosystemene samlet. Eksempelvis kan flomvegger i elver være et alternativ til naturlig flomregulering i tilknyttede våtmarksområder, og våtmarkenes evne til å bryte ned avfalls- og giftstoffer har betydning for vannkvaliteten i ferskvannsføremønstre. I denne delen av rapporten velger vi derfor å se de to økosystemene ferskvann og våtmarker i sammenheng.

Barton mfl. (2012) har på oppdrag fra Nordisk Ministerråd gjennomgått og oppsummert verdsettingslitteratur knyttet til økosystemtjenester fra

nedbørfelt. Økosystemtjenestene fra nedbørfelt er i denne sammenhengen i stor grad sammenfallende med økosystemtjenestene som i kapittel 5 ble knyttet til ferskvann og våtmarker. Gjennomgangen til Barton mfl. viser at hovedtyngden av norske verdsettingsstudier fra ferskvann og våtmarker fokuserer på eutrofiering og verdien av opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) som rekreasjon og estetiske verdier. De fleste studiene er utført i sørøst-Norge der eutrofiering er en av de største miljøutfordringene for vannforekomster (Magnussen 1992, Magnussen mfl. 1995, Magnussen mfl. 1997 og Barton mfl. 2009). Flere studier verdsetter også de effektene miljøendringer har på fritidsfiske, spesielt i forbindelse med forsyningsproblematikk og vannkraftutbygging (Mørkved og Krokan 2000, Toivonen mfl. 2000, Navrud 2001a og b og Finstad mfl. 2007).

Det finnes også enkelte studier som ser på verdien av vannregulering. Eksempler er nytte-kostnadsanalyse av flomvern (Barton og Dervo 2009), analyse av økonomisk risiko ved flom (Sælthun mfl. 2000) og multikriterieanalyse (MKA) som vurderer avveininger mellom inntekter fra vannkraft, kvaliteten av våtmarkshabitater og andre brukerinteresser (Barton mfl. 2010a).

De norske studiene benytter seg av flere forskjellige verdsettingsmetoder. Det finnes eksempler både på verdsetting ved bruk av markedspriser, ved å beregne hva det koster samfunnet å erstatte en økosystemtjeneste med teknologiske løsninger, og ved hjelp av metoder som benytter oppgitte preferanser (betinget verdsetting og valg-eksperimenter). Det eksisterer også noen spennende eksempler på bruk av produksjonsbaserte metoder. For eksempel integrerer Barton mfl. (2008) modeller for kostnader og effekter av fosforrensing med modeller for fosfor- og eutrofieringsdynamikk for å vurdere sannsynlige resultater og usikkerhet knyttet til eutrofieringsproblematikk, og analysere kostnadseffektiviteten i aktuelle tiltak (Barton mfl. 2012).

I tillegg til de økonomiske verdsettingsstudiene som er nevnt over, presenteres også et par rapporter som representerer alternative måter å synliggjøre hvilke verdier ferskvann og våtmarker har for samfunnet. Én studie beregner hvordan laksefiske bidrar til lokal verdiskaping (Kjelden mfl. 2012), og en annen rapport viser hvor mye ressurser samfunnet bruker på kalking av vann og vassdrag for å rette opp negative effekter av sur nedbør (Direktoratet for naturforvaltning 2011a).

10.3.1 Verdianslag fra eksisterende litteratur

En meta-analyse utført av Brander mfl. (2010) på vegne av Det europeiske miljøbyrået (European Environment Agency – EEA) viser at «flomkontroll og beskyttelse mot storm» samt «vannkvalitetsforbedringer» er egenskaper knyttet til økosystemtjenester fra våtmarker som oppnår signifikant høyere betalingsvillighet enn gjennomsnittet for andre økosystemtjenester fra våtmarker. Dermed vi antar at høy betalingsvillighet er et resultat av befolkningens vurdering av hva som er viktig for deres velferd, er det kanskje ikke så overraskende at norske verdsettingsstudier som kan knyttes til ferskvann og våtmarker er sentrert om økosystemtjenester som nettopp vannkvalitet og flomkontroll.

Det eksisterer en rekke studier som fokuserer på verdien av fritidsfiske (som også er knyttet til vannkvalitet). I Norge har det vært brukt mye ressurser på kalkingsprogrammer for å bøte på skader forårsaket av sur nedbør. Dette har vært en forutsetning for å opprettholde gode forhold for innenlandsfiske flere steder, og kan være en forklaring på den store mengden studier som søker å synliggjøre verdien av å opprettholde eller forbedre forholdene for fritidsfiske. I noen tilfeller har det også vært konflikter mellom fiskeinteresser og vannkraftutbygging som har ligget til grunn for verdsettingsstudier.

I gjennomgangen av verdsettingsstudier har vi ikke funnet noen studier som benytter økosystemtjenesterammeverket eksplisitt. Verdsettingsobjektet i studiene er ofte et uspesifisert knippe av tjenester fra et spesifikt vassdrag eller vannforekomst, og det er gjerne verdien av en konkret (nærmere spesifisert) endring som verdsettes. I de fleste tilfellene er det derfor vanskelig å splitte verdianslagene på spesifikke økosystemtjenester. Fordi det vi har funnet av relevante verdianslag kan relateres til kategoriene flomkontroll, avrennings- og forurensningskontroll eller fritidsfiske, er gjennomgangen av utredninger som belyser betydningen av eller verdier knyttet til ferskvann og våtmarker organisert etter disse tre kategoriene.

Verdsetting av flomkontroll

En rekke fysiske endringer i arealforvaltning og/eller infrastruktur kan direkte påvirke sannsynligheten for flom og eventuelle flomskader. Derfor er det relativt enkelt å få tak i en rekke indirekte data som sier noe om fordelene og verdien av å redusere eller forhindre flom. Forsikringskrav som

Tabell 10.2 Verdsetting av flomkontroll og avrennings- og forurensningskontroll

Studieområde	Metode	Verdianslag	Kommentar	Referanse
Lågen i Ringebu, Oppland	NKA* og MKA**	Implisitt betalingsvillighet på 1,75 mill. kr for å fjerne myggplager (negativ reguleringstjeneste). Beregnet som differansen mellom de prissatte effektene og bygging av flomvegger.	NKA og MKA av å erstatte våtmarksområder med flomvegger for flomkontroll. MKA avdekket at interessekonflikten primært sto mellom lokale interesser i å fjerne et myggproblem (samt beskytte dyrket mark) og bevaring av våtmarkshabitat med tilhørende biodiversitet.	Barton og Dervo, 2009
Øyeren, Akershus og Østfold	MKA**	Alternativkostnad fra tapte kraftinntekter (30 GWh) på ca. 7,5 mill. kr/år dersom det reguleres for å legge til rette for fiskehabitat og fritidsbåter om våren. Ca 5 GWh tap i kraftproduksjon per år dersom det reguleres til fordel for landbruk og våtmarks-fuglehabitat.	Studien analyserer hvilke effekter forskjellige vannivåer har på ulike brukerinteresser i Øyeren, inkludert avveininger med alternativkostnader ved vannkraftproduksjon både opp- og nedstrøms Øyeren.	Barton mfl., 2010a
Åsnes og Grue i Hedmark	Skadekostnader	Økonomisk verdi av flomvegger designet for å beskytte mot en 100-årsflom ble anslått å være 45 mill. kr, basert på anslag for flomskade uten vegger på 50 mill. kr og skade med vegger på omtrent 5 mill. kr.	Arealbrukstiltak oppstrøms med tilsvarende flomdempende effekt som veggene har tilsvarende potensielle verdi, men det er utfordrende å knytte skadefunksjoner til arealbruk og avrenning. I tillegg er det vanskelig å ta høyde for effekten av krisetiltak i flomsituasjoner.	Sælthun mfl., 2000
Vansjø-Hobølvassdraget i Østfold og Orrevassdraget i Rogaland	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for en-to klasser forbedring i vannkvalitet på 2100–2400 kr/år per husholdning for Vansjø-Hobølvassdraget og 3000–3200 kr/år per husholdning for Orrevassdraget (1995-kr).	Hovedformålet med denne studien var å forbedre grunnlaget for overføring av verdianslag ved å teste gyldigheten av overførte verdier. Betalingsvilligheten ble bare samlet inn fra de som bor i områdene.	Magnussen mfl., 1995
Haldenvassdraget og Vansjø-Hobølvassdraget i Østfold	Betinget verdsetting og valgek-sperimenter	Betalingsvillighet for å bedre vannkvaliteten i Vansjø og Storefjorden fra dagens tilstand (2008) til «god økologisk status» på 1070–2000 kr per husstand per år. Aggregerte betalingsvillighet anslås til ca. 30 mill. kr og ca. 113 mill. kr avhengig av om det er resultatene fra betinget verdsetting eller valgek-sperimenter som legges til grunn.	Verdianslaget avhenger av verdsettelsesmetode benyttet, og faller med 25–72 kr/kilometer (respondentenes avstand til sjøene).	Barton mfl., 2009
Vassdrag og kystområder fra svenskegrensen til Lindesnes.	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for bedre vannkvalitet (bedre rekreasjonstjenester og økte ikke-bruksverdier) i Nordsjøplanområdet på 1000–2000 kr/år per husholdning på landsbasis. Total betalingsvillighet for den Norske befolkning på ca. 1,8–3,5 mrd. kr/år (1992-kr).	Undersøkelsen gjaldt forbedret vannkvalitet i vassdrag og kystområder i Nordsjøplanområdet, dvs. svenskegrensen til Lindesnes. Respondentene var fra hele Norge.	Magnussen, 1992
Melhus i Sør-Trøndelag og Ski i Akershus	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for bedre vannmiljøkvalitet (bedre vannkvalitet, biologisk mangfold og tilrettelegging for friluftsliv) på 560–830 kr/år per husholdning i Melhus og 870–1030 kr/år per husholdning i Ski (1997-kr).	Verdianslagene inkluderer både bruksverdier (knyttet til bading og friluftsliv) og opsjons- og ikke-bruksverdier.	Magnussen mfl., 1997

* NKA – Nytte-kostnadsanalyse

** MKA – Multikriterieanalyse

følge av flomskade, anslåtte kostnadsbesparelser ved å eliminere behovet for flomberedskap og tiltak i forbindelse med flom, kostnader ved å etablere fysiske flomvegger eller å oppgradere eksisterende avløpssystemer er eksempler på partielle og indirekte anslag for verdien av å unngå flomødeleggelser. Regulering av vassdrag for å redusere flom eller beskytte andre miljøverdier har også en alternativkostnad fordi det kan redusere inntektene fra vannkraftproduksjon.

I en studie som kombinerer nytte-kostnadsanalyse (NKA) og multikriterieanalyse (MKA) bruker Barton og Dervo (2009) flomkostnadsfunksjoner for å analysere flomverntiltak. De finner at MKA er spesielt nyttig for å evaluere avveininger mellom prissatte og ikke-prissatte effekter av flomvernprosjekter. Analysen sammenligner kostnadene ved å bygge flomvegger med forventet tap som følge av ødelagte avlinger ved flom, og viser at prosjektet har negativ nåverdi når kun prissatte effekter vurderes. En kvalitativ vurdering av ikke-prissatte effekter avdekket at den viktigste interessekonflikten hovedsakelig sto mellom lokale interesser i å fjerne et myggproblem og i noe mindre grad beskytte landbruksarealer på den ene siden, og bevaring av elvens våtmarkshabitat og dens biodiversitet på den andre siden. Da flomveggen ble bygget avdekket dette lokalpolitikernes implisitte betalingsvillighet for å fjerne myggproblemet for sine innbyggere på minst 1,75 mill. kr, som er differansen mellom de prissatte effektene (tapt avling) og kostnadene til bygging av flomveggene. Dersom lokalbefolkningen verdsette tapet av våtmarkshabitat i det hele tatt, betyr det at betalingsvilligheten for å bli kvitt myggproblemet var enda høyere. Sensitivitetsanalyse av vektningen i MKA viser videre at myggproblemet ble verdsatt (vektet) minst 4–5 ganger høyere enn tap av våtmarkshabitat for annen biodiversitet, og dermed tippet avgjørelsen til fordel for bygging av flomvegger (Barton mfl. 2012).

Barton mfl. (2010a) bruker MKA til å analysere hvilke effekter ulike vannstand har for forskjellige brukerinteresser i Øyeren, inkludert avveininger med alternativkostnader ved vannkraftproduksjon både opp- og nedstrøms Øyeren. Fordi vannstanden i stor grad blir regulert av vannkraftkonsesjoner, kan tapte inntekter fra vannkraftproduksjon si noe om hvordan andre tjenester verdsettes dersom vannstanden reguleres for å legge til rette for andre interesser. Analysen viser f.eks. at dersom det reguleres for å optimalisere forholdene for fiske og båtliv (høy vannstand 4,8 m) på våren, vil dette redusere kraftproduksjonen med omtrent 30 GWh per år, noe som har en

alternativkostnad på opp mot 7,5 mill. kr. Konsesjonens krav om å holde vannstanden på et nivå som er gunstigere for landbruk og habitat for våtmarksfugler (lavere vannstand 3,0 m) reduserer kraftproduksjonen med anslagsvis 5 GWh sammenlignet med en situasjon uten regulering (lavest vannstand < 2,5 m). Å benytte alternativkostnaden fra tapt vannkraftproduksjon som verdianslag for de tjenestene økt vannstand gir i form av fiskehabitat og muligheter for båtliv, vil imidlertid gi et for høyt verdianslag av flere grunner. Myndighetenes krav i konsesjonen om å holde vannstanden på et lavere nivå som favoriserer landbruk og våtmarkshabitat indikerer at de tillegger det å bedre forholdene for båtliv lav eller ingen verdi. Videre kan det argumenteres med at den potensielle tjenesten av økt vannstand for fiske og båtliv utgjøres av differansen i vannstand som fastlagt i konsesjonen (3,0 m) og optimal vannstand for fiske og båtliv (4,8 m), ikke vannstand uten regulering (< 2,5 m). I dette tilfellet blir vannkraftproduksjonen redusert med 25 GWh. I tillegg til økosystemtjenestene som er omtalt over, er det å holde vannstanden nede om våren med på å redusere risikoen for flom og dermed flomskader. Den totale samfunnsøkonomiske verdien av høy vannstand kan derfor muligens være negativ selv om den er positiv for tjenestene knyttet til fiske og båtliv isolert (Barton mfl. 2012).

Det er også gjort forsøk på å verdsette flomreducerende tjenester direkte. Sælthun mfl. (2000) benytter krav om erstatning for skade på bygninger og infrastruktur i Åsnes og Grue, fremsatt til Norsk Naturskadepool etter flommen «Vesleofsen» i 1995 og en mindre flom i 1966 som datagrunnlag. De benytter skadefunksjoner til å modellere effekten av flomvegger ved ulike vannstand. Forventet flomskade uten flomvegger ble anslått til omkring 50 mill. kr. Forventet flomskade med flomvegger utformet for å beskytte mot en 100-årsflom ble anslått til 5 mill. kr. Økonomiske fordeler av slike flomvegger er derfor i størrelsesorden 45 mill. kr, og dersom kostnader ved å bygge og vedlikeholde slike vegger er lavere enn dette, vil det være økonomisk fordelaktig å bygge veggene. Oppstrøms arealbrukstiltak med tilsvarende flomdempende effekt kan potensielt også ha denne verdien, men det er utfordrende å knytte skadefunksjoner til arealbruk og avrenning. Videre er det utfordrende å ta høyde for hvordan befolkningen i flomutsatte områder reagerer når det oppstår en flom. I nærheten av Kirkenær i Grue gikk Vesleofsen over flomveggenes kapasitet. Forventet skadekostnad ved dette var på rundt 900 mill. kr, mens faktisk skadekostna-

der ble på rundt 140 mill. kr. Årsaken til denne differansen var midlertidige krisetiltak på toppen av flomveggene (Sæltun mfl. 2000). Ved verdsetting av flomskader må det også tas hensyn til tilpasninger og tiltak som gjennomføres for å redusere skadeomfanget av flom når den først inntreffer. Anslag for verdien av å bygge flomvegger eller sette i stand økosystemer som kan yte naturlig flomreguleringstjenester må derfor justeres ved å trekke fra kostnader forbundet med tilpasninger, avbøtende tiltak etc. som settes inn i situasjoner med flom, i tillegg til at faktiske etablerings-/byggekostnader selvfølgelig må trekkes fra (Barton mfl. 2012).

Verdsetting av avrennings- og forurensningskontroll

Av de økosystemtjenestene som tidligere i rapporten er identifisert for ferskvann og våtmarker er det flere som helt eller delvis kan knyttes til avrennings- og forurensningskontroll. Dette gjelder f.eks. en del forsynende tjenester enten fordi forurenset vann kan bety at vannforekomsten ikke er egnet som habitat for fisk eller andre arter, eller fordi maten derfra kan være uegnet for menneskelig konsum. Hvis enkelte arter forsvinner kan dette også bety at genetiske ressurser går tapt. Vannkvalitet har videre betydning for vannforsyning både til drikkevann og vann brukt innenfor landbruket eller i industrien. Vannkvalitet kan muligens også ha betydning for produksjon av andre tjenester som råmateriale, medisinske ressurser og dekorative ressurser, men her er sammenhengene vanskeligere å spesifisere. Av regulerende tjenester er økosystemenes evne til å rense vann og bryte ned giftige stoffer kanskje den tjenesten som er aller mest relevant for avrennings- og forurensningskontroll. Når det gjelder gunnleggende livsprosesser er økosystemenes evne til å tilby oppvekstvilkår for ulike organismer samt til bevaring av genetisk mangfold knyttet til vannkvaliteten. Vannkvaliteten er selvfølgelig også viktig for opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester), spesielt for mulighetene for rekreasjon og turisme, men også for inspirasjon til kunst, kultur og design (Barton mfl. 2012).

Så vidt vi vet er det ingen verdsettingsstudier i Norge som har verdsatt økosystemtjenester knyttet til avrennings- og forurensningskontroll enkeltvis. Flere studier (f.eks. Magnussen 1992, Magnussen mfl. 1995, Magnussen mfl. 1997 og Barton mfl. 2009) verdsetter imidlertid et knippe tjenester som påvirkes av forbedringer i vannkvalitet.

I en undersøkelse i 1995 ble det gjennomført to betinget verdsettingsstudier i henholdsvis Vansjø-Hobøl-vassdraget i Østfold og Orrevassdraget i Rogaland. Hovedformålet med denne undersøkelsen var å forbedre grunnlaget for overføring av verdianslag (*benefit transfer*) ved å teste gyldigheten av overførte betalingsvillighetsanslag og -funksjoner. Med overføring av nytteanslag menes anvendelse av verdsettingsdata som var utviklet for en spesiell bruk til en alternativ anvendelse (Magnussen mfl. 1995). Betalingsvilligheten for en-to klasser forbedring i vannkvalitet varierte mellom ca. 2100–2400 kr per husholdning per år for Vansjø-Hobølvassdraget og 3000–3200 kr for tilsvarende forbedring i Orrevassdraget.

Barton mfl. (2009) benytter spørreskjemaer (både betinget verdsetting og valgekspesimenter) for å anslå verdien av å forbedre vannkvaliteten fra dagens tilstand (i 2008) til «god økologisk status» som definert i EUs vannrammedirektiv. Studien ble utformet for å anslå både rekreasjonsverdier og ikke-bruksverdier knyttet til de største innsjøene i Østfold. Haldenvassdraget og Vansjø/Hobølvassdraget ble valgt som fokusområder. I tillegg ble betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedringer i nærliggende områder anslått for å vurdere den relative viktigheten av vannforekomstene i fokus, i forhold til vannforekomster som kan fungere som alternativer for rekreasjon. Betalingsvilligheten for å forbedre vannkvaliteten fra dagens tilstand (i 2008) til «god økologisk status» blir anslått å være i størrelsesorden 1070–2000 kr per husstand per år for sjøene Vansjø og Storefjorden, avhengig av verdsettingsmetode som benyttes. Rapporten prøver videre å vurdere hvordan betalingsvilligheten forandrer seg etter hvor langt unna innsjøene respondentene bor, og anslår at betalingsvilligheten faller med 25–72 kr/kilometer, avhengig av verdsettingsmetode benyttet. Studien finner også at betalingsvilligheten bare i spesielle tilfeller avhenger av antall sjøer som oppnår forbedret vannkvalitet (en eller to innsjøer), og at rekreasjonsverdier ser ut til å dominere over ikke-bruksverdier. Aggregert betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedringen som beskrevet over anslås til omkring 30 mill. kr per år og til omkring 113 mill. kr per år, når resultatene fra henholdsvis betinget verdsetting og valgekspesimenter legges til grunn. For å gi et konservativt anslag til bruk i nytte-kostnadsanalyser holder studien protest-svar utenfor, noe som gir et aggregert verdianslag på omkring 21 mill. kr per år for forbedringen.

En landsomfattende brukerundersøkelse (Magnussen 1992) viste at hele 78 pst. av befolkningen over 15 år på landsbasis brukte vannfore-

komster i forbindelse med friluftsliv. Gjennomsnittlig antall dager bruk per person/år var 23 mens 22 pst. av de spurte oppga at de ville bruke vannforekomstene mer hvis vannet ble renere. Samme undersøkelse forsøkte også å verdsette befolkningens nytte av bedre vannkvalitet i vassdrag og kystområder i det som ble kalt Nordsjøplanområdet, dvs. området fra svenskegrensen til Lindesnes. Godet som ble verdsatt var bedre vannkvalitet, som ville medføre både bedre rekreasjonstjenester og økte ikke-bruksverdier. Det ble gjennomført undersøkelser i flere lokale og nasjonale utvalg, og det ble lagt vekt på empirisk og metodisk uttesting. Det ble konkludert med at et realistisk anslag for gjennomsnittlig betalingsvillighet for Nordsjøplanen var ca. kr 1000–2000 kr per husholdning og år på landsbasis. Med 1,77

mill. husstander i landet (i 1992) betyr det at den norske befolkningens totale betalingsvillighet for å få de vannkvalitetsforbedringene som Nordsjøplanen ville medføre, var ca. 1,8–3,5 mrd. kr per år (1992-kr). Dette er rekreasjonsområde for en stor del av Norges befolkning, og studien viste at både de som brukte området til egen rekreasjonsaktivitet og de som bodde langt vekk og sjelden eller aldri besøkte det aktuelle området, syntes det hadde en verdi å få bedre vannkvalitet. Men de som bodde nærmest og brukte området mest, hadde – naturlig nok – høyere betalingsvillighet enn de andre. (Magnussen 1992). Både verdsetningsundersøkelsen for Nordsjøplanen og senere undersøkelser har vist at ikke-bruksverdier utgjør en betydelig del av folks betalingsvillighet for ulike miljøgoder, som bedre vannmiljøkvalitet.

Boks 10.2 Standardverdier for fritidsfiske og vannkvalitet i Sverige

Svenske myndigheter mener at det er behov for å verdsette endringer i økosystemtjenester økonomisk, samtidig som de ser at dette ofte er vanskelig å gjennomføre i praksis i konkrete beslutningssituasjoner. Som et svar på dette ble det derfor satt i gang et prosjekt for å beregne standardverdier for miljøendringer og økosystemtjenester, med tilhørende retningslinjer for hvordan disse verdiene kunne anvendes. Eksisterende svenske verdsettingsstudier ble gjennomgått for å se på hvilke områder det var tilstrekkelig detaljert informasjon om økonomiske verdier til å beregne standardverdier. For kategoriene fritidsfiske og vannkvalitet ble tilgjengelig informasjon vurdert til å være av tilstrekkelig god kvalitet til at det var forsvarlig å beregne økonomiske verdiintervaller til bruk i økonomiske analyser.

For fritidsfiske ble følgende verdiintervaller beregnet som gjennomsnittlig betalingsvillighet per fisker (SEK) og som standardverdier for *sportsfiske*:

En ekstra kilo: 13–207 SEK. Standardverdi: 78 SEK

En ekstra fisk: 7–358 SEK. Standardverdi: 105 SEK

En ekstra fiskedag: 17–229 SEK. Standardverdi: 94 SEK

Tilsvarende verdier for *annet fiske* ble beregnet til:

En ekstra kilo: 5–79 SEK. Standardverdi: 23 SEK

En ekstra fisk: 2–16 SEK. Standardverdi: 9 SEK
En ekstra fiskedag: 7–158 SEK. Standardverdi: 55 SEK

Retningslinjene foreslår at svenske myndigheter benytter disse verdiene i økonomiske analyser relatert til fritidsfiske, gitt at analysen ikke omhandler en spesiell type fisk eller fiskemotode og det eksisterer mer spesifiserte verdier som kan benyttes.

For vannkvalitetsforbedringer ble gjennomsnittlig betalingsvillighet og standardverdier for reduserte utslipp av nitrogen og fosfor til kystsonen beregnet til:

Nitrogen: 4–70 SEK per reduserte kilo. Standardverdi: 31 SEK

Fosfor: 127–2140 SEK per reduserte kilo. Standardverdi: 1023 SEK

For vannkvalitetsforbedringer som gir klarere vann ble gjennomsnittlig betalingsvillighet for en ekstra meter sikt beregnet til:

Per person per år: 268–369 SEK. Standardverdi: 315 SEK

Per besøk: 45–360 SEK. Standardverdi: 130 SEK

Retningslinjene foreslår at svenske myndigheter benytter disse verdiene i økonomiske analyser relatert til vannkvalitetsendringer, gitt at analysene ikke omhandler spesielle vannkvalitetsendringer som det finnes mer spesifisert kunnskap om.

I to undersøkelser i henholdsvis Melhus og Ski kommuner (gjennomført juni 1997) ble betalingsvilligheten for bedre vannmiljøkvalitet beregnet. De spurte ble bedt om å verdsette både bedre vannkvalitet, biologisk mangfold (nærmere beskrevet og konkretisert i undersøkelsen) og tilretteleggingstiltak for friluftsliv. Gjennomsnittlig betalingsvillighet for totalpakken per husholdning per år var ca. 560–830 kr (1997-kr) i Melhus og ca. 870–1030 kr (1997-kr) i Ski. Denne verdien omfatter både bruksverdien, knyttet til bading og friluftsliv, og opsjons- og ikke-bruksverdiene. Da de spurte ble bedt om å fordele egen betalingsvillighet, fordelte de ca. 20 pst. til «egen bruk», 20–30 pst. til «muligheter for senere bruk» og ca. 50–60 pst. til «bevaring/ eksistens» (Magnussen mfl. 1997).

Verdsetting av fritidsfiske

Vi har om lag 400 bestander av atlantisk laks i Norge, og det er ført fangsstatistikk for fiske etter laksefisk i elv og sjø fra 1876 og fram til i dag. Det finnes ingen landsdekkende statistikk for annen ferskvannsfisk. I 2012 ble det fisket 495 tonn laks og sjørret i elvene, i tillegg ble 91 tonn fanget og sluppet levende ut igjen. I fjordene ble det fisket 260 tonn laks og sjørret (SSB¹²). Finstad mfl. (2007) har oppsummert mye av litteraturen som verdsetter fritidsfiske i Norge, med fokus på bruksverdier for fiske i laks- og ørretførende elver. De understreker at det går et viktig skille mellom studier som anslår betalingsvilligheten for å unngå konsekvensene av vannkraft (Navrud 2001a) og studier som anslår betalingsvillighet for å rehabilitere vannforekomster for å bedre fiske (Mørkved og Krokan 2000, Toivonen mfl. 2000 og Navrud 2001b).

Navrud (2001a) gjennomførte en betinget verdsettingsstudie for å finne betalingsvilligheten blant innbyggere i Sauda og i Rogaland og Hordaland for å unngå de konsekvensene den da planlagte Saudautbyggingen ville ha for naturen, kulturminner og rekreasjon (friluftsliv, jakt og fiske). Studien avdekket en betalingsvillighet på 2,51 øre/KWh (2006-kr) for å unngå utbyggingen. Til sammenligning lå gjennomsnittlig kraftpris på denne tiden på omkring 40–50 øre/kWh (inkl. mva, ekskl. nettleie)¹³. Studien viste også at det

var stor variasjon i betalingsvillighet mellom ulike delfelt, delvis på grunn av stor variasjon i produsert kraft per delfelt, og delvis på grunn av varierende estetiske verdier. Betydningen av vannføring i fosser og stryk som estetisk verdi pekes bl.a. på som en grunn til at det i et spesifikt delfelt var vesentlig høyere betalingsvillighet for å unngå utbygging enn i de resterende delfeltene. Siden betalingsvillighetsanslagene gjelder for å unngå utbygging, er det ikke mulig å skille verdien av fiske fra andre verdier av vannforekomstene.

På oppdrag for Direktoratet for naturforvaltning samlet Mørkved og Krokan (2000) betalingsvillighetsresultater fra lakseelver i Norge. Studien beregner gjennomsnittlig betalingsvillighet for ekstra fiskedager i forbindelse med verne- og rehabiliteringstiltak for å forbedre elvene, f.eks. ved kalking og fiskeutsetting. Betalingsvilligheten varierer mellom ulike lakseelver, fra 151 til 634 kr/døgn (2006-kr). Studien viste også at betalingsvilligheten for en fiskedag i en god lakse- og sjørretelv var omtrent dobbelt så høy som betalingsvilligheten for en fiskedag i forurenset elv med lite laks og hovedsakelig sjørret. Tilsvarende har Navrud (2001b) oppsummert verdi-anslag for rekreasjonsfiske i innlandet i Norge. Han fant at betalingsvilligheten for fiskedøgn i restaurerte innenlandsørret-elver varierte fra 109 til 193 kroner/døgn (2006-kr) når reisekostnadsmetoden ble benyttet som verdsettingsmetode, og fra 56 til 132 kr/døgn (2006-kr) når det ble benyttet betinget verdsetting for å utlede betalingsvillighet. En annen nasjonal studie gjengitt i Navrud (2001b) viser en betalingsvillighet per husstand på 453–871 kr/år (2006-kr) for fiskeforbedringer som følge av kalkingstiltak i Sør-Norge, tilsvarende Osloprotokollen fra 1994 om ytterligere reduksjon av svovelutslippene.

Toivonen mfl. (2000) gjennomførte en nordisk betalingsvillighetsstudie der husstander ble spurt om årlig betalingsvillighet for eksklusiv tilgang til en nyåpnet lakse- og ørretbekk/elv i sitt nærområde. Betalingsvilligheten for norske husstander ble beregnet til 547 kr/år (2006-kr) i gjennomsnitt. Studien viser også at det er stor variasjon i betalingsvillighet mellom ulike typer fiskere og ikke-fiskere. Gjennomsnittlig betalingsvillighet hos ikke-fiskere er beregnet til 37 kr/år, mens betalingsvilligheten til sportsfiskere og mer tilfeldige fritidsfiskere er beregnet til henholdsvis 1513 kr/år og 710 kr/år (2006-kr).

Laksefiske har stor næringsmessig betydning i områdene rundt Trondheimsfjorden, og prosjektet Laks og verdiskapning rundt Trondheimsfjorden (LOVIT) har sett nærmere på lokaløkono-

¹² <http://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/elvfiske/aar> og <http://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/sjofiske/aar/2012-11-29>

¹³ <http://www.ssb.no/elkraftpris/arkiv/tab-2007-01-05-02.html>



Figur 10.3 Fritidsfiske i Glomma.

Foto: Svein Magne Fredriksen/Miljøverndepartementet

miske effekter av dette laksefisket, samt en «oppleieordning» der elveeiere betaler sjølaksefiskere for ikke å fiske laks i sjøen. Bakgrunnen for dette forvaltningsgrepet var økonomiske beregninger som viser at både økonomisk omsetning og lokaløkonomisk verdiskapning knyttet til laksefiske er langt høyere for sports- og turistfiske enn for næringsfiske både i Norge og i mange andre land. Ca. 30 000 sportsfiskere fisker i elvene rundt Trondheimsjorden årlig. Verdiskapningen fra laksefiske i området er beregnet til omkring 93 mill. kr. Dette inkluderer både direkte og indirekte effekter. Oppleieordningen utgjør anslagsvis ca. 22 mill. kr av dette. Resultatene tyder også på at alle aktørene vinner på oppleieordningen økonomisk sett (Kjelden mfl. 2012).

Forsuring er en av de største truslene mot biologisk mangfold i vann og vassdrag i Norge, og det brukes store ressurser på kalking for å redusere skadevirkningene av sur nedbør. Per i dag blir 21 laksevassdrag og omkring 2500 lokaliteter for innlakse fisk kalket for å sikre biologisk mangfold, bedre tilgangen til fritidsfiske og økt lokal

verdiskapning basert på fiske. Direktoratet for naturforvaltning har utarbeidet en plan for kalking av vann og vassdrag i Norge fra 2011–2015. Her legges det opp til en gradvis økning i kalkingsbudsjettet i planperioden, fra 104,2 mill. kr i 2011 til 128,0 mill. kr i 2015 (en årlig prisstigning på 3 pst. er lagt til grunn) (Direktoratet for naturforvaltning 2011a).

10.3.2 Oppsummering ferskvann og våtmarker

Hvilke verdier vurderes og hvordan?

Gjennomgangen av studier har vist at med unntak av eksemplene på verdsetting av flomkontroll gjengitt over, er regulerende tjenester sjelden verdsatt enkeltvis for ferskvann og våtmarker i Norge. Dette kan være fordi det ofte er vanskelig å fastslå sammenhengene mellom påvirkning og økosystemenes evne til å levere disse tjenestene, og hvilken betydning tjenestene har for menneskers velferd. Men det kan også henge sammen

Tabell 10.3 Verdsetting av fritidsfiske

Studie-område	Metode	Verdianslag	Kommentar	Referanse
Sauda, Rogaland og Hordaland	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for å unngå konsekvensene av vannkraft 2,51 øre/KWh (2006-kr).	Studien avdekket stor variasjon i betalingsvillighet per kWh for ulike delfelt, bl.a. pga stor variasjon i produksjon per delfelt. Verdien av fiske er ikke mulig å skille fra andre bruksverdier.	Navrud, 2001a
Lakseelver i Norge	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for fiskedøgn i lakseelver fra 151 kr/døgn til 634 kr/døgn (2006-kr).	Studien samler betalingsvillighetsanslag fra ulike studier i forskjellige lakseelver. Betalingsvillighetsanslag for ekstra fiskedager i forbindelse med verne- og rehabiliteringstiltak for å forbedre elvene (f. eks. kalking og fiskeutsetting).	Mørkved og Krokan, 2000
Innlandsørret-vassdrag i Norge	Reisekostnadsmetoden og betinget verdsetting	Betalingsvillighet for fiskedøgn i innlandsørret-vassdrag fra 109 til 193 kr/døgn (reisekostnadsmetoden), og 56–132 kr/døgn (betinget verdsetting) (2006-kr).	Studien oppsummerer verdianslag for rekreasjonsfiske i innlandet. Her er et utdrag kun for ørret.	Navrud, 2001b
Sør-Norge	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for fiskeforbedringer som følge av kalkingstiltak på 453–871 kr/år per husstand (2006-kr).	Fiskeforbedring som følge av kalking tilsvarende Oslo-protokollen.	Navrud, 2001b
Norge	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for tilgang til nyåpnet bekk/elv for fiske av laks og ørret på 547 kr/år (2006-kr).	Studien viser at det er stor forskjell i betalingsvilligheten hos ulike typer fiskere og ikke-fiskere. F. eks. er betalingsvilligheten til en sportsfisker i gjennomsnitt 1513 kr/år, mens betalingsvilligheten til en ikke-fisker i gjennomsnitt er på 37 kr/år (2006-kr).	Toivonen mfl., 2000
Elvene rundt Trondheimsfjorden	Beregnet verdiskapning fra laksefiske	Laksefiskets årlige effekt på verdiskapning i områdene rundt Trondheimsfjorden er beregnet til ca. 93 mill. kr.	Ca 22 mill. kr av den beregnede verdiskapningen anslås å stamme fra en «oppleieordning» elveiere betaler sjølaksfiskere for ikke å fiske laks i sjøen.	Kjelden mfl., 2012
Norge	Kostnader forbundet med oppretting av skade	Myndighetenes budsjetterte i 2011 med 104,2 mill. kr for å motvirke effektene av sur nedbør. Kalkingsbudsjettet øker gradvis til 128,0 mill. kr i 2015.	Økningen i kalkingsbudsjettet er basert på en årlig prisstigning på tre pst.	Direktoratet for naturforvaltning, 2011a

med at studiene har fokusert på tjenester i vannforekomster og ikke på hvilke konsekvenser endret arealbruk utenfor vannforekomstene har på økosystemene. Som påpekt i kapittel 10.2 om skog, er bl.a. skogdekke av stor betydning for flomregulering.

Gjennomgangen viser videre at tidligere studier av rekreasjonsverdier og ikke-bruksverdier i all hovedsak benyttet seg av betinget verdsetting og/eller reisekostnadsmetoden, mens valgekspesimenter også har blitt tatt i bruk for å verdsette denne typen verdier de senere årene. Selv om det er relativt få eksempler i Norge på studier som

verdsetter tjenester knyttet til flomkontroll, skiller denne litteraturen seg ut ved at det her er benyttet et relativt bredt spekter av verdsettingsmetoder. Vi finner eksempler på bruk av skadekostnader, kostnader forbundet med å erstatte en økosystemtjeneste med teknologiske løsninger og multikriterieanalyse. Fordi forskjellige verdsettingsmetoder i varierende grad har mulighet til å fange opp ikke-bruksverdier, er det interessant å merke seg at i en studie der respondentene ble bedt om å fordele egen betalingsvillighet for forbedret vannkvalitet på ulike verdikomponenter, fordelte de omkring 20 pst. til «egen bruk», 20–30 pst. til

«muligheter for senere bruk» og 50–60 pst. til «bevaring/eksistens» (Magnussen mfl. 1997).

Hva forteller studiene om verdien av økosystemtjenester fra ferskvann og våtmarker i Norge?

Fordi det er knyttet næringsinteresser til fritidsfiske (salg av fiskekort, turistvirksomhet etc.) og fordi det eksisterer fangststatistikk og informasjon om kostnader forbundet med skadeopprettingstiltak som kalking, kan verdien av fritidsfiske vurderes på en rekke forskjellige måter. Mens betalingsvillighetsestimater kan inkludere både bruks- og ikke-bruksverdier, sier beregnet verdiskapning noe om både direkte og indirekte effekter i lokalmiljøet. Kostnader brukt til kalking av vann og vassdrag for å redusere skadene som følger av sur nedbør gir en indikasjon og et minimumsanslag på hvordan samfunnet verdsetter det å ha vannforekomster med en god økologisk tilstand både for fiske og andre økosystemtjenester.

I de tilfellene verdien av vannkraft på en eller annen måte kan sammenlignes med verdien av de inngrepene regulering av et vassdrag innebærer, blir det tydelig at det er store økonomiske verdier involvert, men det er vanskelig å trekke noen klare slutninger om hvordan samfunnet veier de ulike verdiene opp mot hverandre. For eksempel setter vannkraftkonsesjoner krav om vannføring som også tar hensyn til andre interesser og økosystemtjenester, selv om det har store økonomiske konsekvenser for kraftprodusentene (Barton mfl. 2010a).

Både studier som verdsetter flomkontroll (Barton og Dervo 2009, Barton mfl. 2010a og Sælthun mfl. 2000) og Norsk naturskadepools statistikk over forsikringskrav, indikerer at naturlige flomreguleringstjenester har en potensiell høy verdi. Eksempelvis førte flommen Vesleofsen i Sørøst-Norge i 1995 til 6900 erstatningskrav på til sammen 940 mill. kr (Barton mfl. 2012). Det er imidlertid vanskelig både å knytte tiltak som påvirker naturens naturlige flomreguleringstjenester direkte til en skadefunksjon, og å forutsi hvordan krisetiltak i en flomsituasjon vil bidra til å redusere skadeomfanget. Siden ingen vassdrag er like og verdien av flomkontroll i stor grad avhenger av lokale avveininger og sammenhenger mellom forskjellige økosystemer og økosystemtjenester, er det generelt vanskelig å aggregere verdianslag for en del av et vassdrag til hele vassdraget eller å overføre verdianslag fra ett vassdrag til et annet (Barton mfl. 2012). Barton mfl. peker også på at studier som fokuserer på endringer i «økolo-

gisk status» i forbindelse med EUs vannrammedirektiv er utformet for å være direkte tiltaksrelevante, men at de ikke er anvendbare til beregninger av verdien per hektar for økosystemer i nedbørfeltet. Det siste krever eventuelt avrennings- og forureningsmodellering. Videre fremheves et behov for flere studier der det benyttes produktions- og kostnadsbaserte metoder, integrerte modeller og flere primære verdsettingsstudier som kan danne utgangspunkt for overføring av nytteverdier innenfor økosystemtjenesterammeverket. En større base av verdsettingsstudier vil muliggjøre bruk av mer avanserte metoder til å beregne verdiintervaller og standardverdier. Eksemplet i boks 10.2 viser hvordan man i Sverige, basert på et større antall studier, har beregnet standardverdier for enkelte miljøendringer og økosystemtjenester til bruk i økonomiske analyser.

10.4 Hav og kystsoner

Med unntak av opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester) som i hovedsak er knyttet til kystsonen, er det i stor grad de samme økosystemtjenestene som produseres i havet og i kystsonen, selv om mengde og kvalitet varierer både over året og mellom ulike geografiske områder. Tilgangen til en del forsynde tjenester som fisk og skalldyr, genetiske ressurser og biokjemikalier vil naturlig nok være ulik fra sted til sted i havet og i kystsonen, mens det for en tjeneste som klimaregulering er irrelevant om karbonlagring foregår i vann langt til havs eller i kystsonen. Verdsettingslitteratur skiller da vanligvis heller ikke mellom hav og kystsoner, men benytter marine økosystemtjenester eller andre samlebetegnelser for tjenester fra disse to økosystemene. I denne gjennomgangen ser vi det derfor som hensiktsmessig å behandle tjenester fra de to økosystemene i sammenheng.

Gjennomgangen av litteratur som verdsetter økosystemtjenester fra hav og kystsoner viser at det er færre primære verdsettingsstudier tilgjengelige for disse økosystemene enn det er for terrestriske økosystemer i Norge. De senere årene har det imidlertid vært gjort en del arbeid innenfor økosystemtjenesterammeverket med å kartlegge, vurdere og verdsette de verdiene havet og kystsonen bidrar med til samfunnet. Det finnes derfor et knippe studier som er direkte rettet mot å vise betydningen av, og verdsette, økosystemtjenester i havet og i kystsonen (Armstrong mfl. 2008, Magnussen mfl. 2010a og b, Magnussen

mfl. 2012a og Armstrong mfl. 2012b). Det finnes også eksempler på at miljøendringer er verdsatt direkte, og verdianslagene inkluderer et knippe med verdier tilhørende en nærmere spesifisert miljøendring, som reduksjon av miljøgifter i vann (Magnussen og Bergland 1996 og Barton mfl. 2010b). Verdsetting av konkrete tiltak for å hindre oljeutslipp (Bergland 1994) eller et oljevernberedskapsprogram for å unngå effekter av oljeuhell (Klethagen 2005) sier noe om verdien av å bevare eksisterende havmiljø og de økosystemtjenestene det leverer. En pilotstudie om velferdstap ved miljøskader fra oljeutslipp fra skip ble utgitt i juli 2013 (Lindhjem mfl. 2013). Anslag fra studien vil kunne inngå i Kystverkets samfunnsøkonomiske analyser av fritak for å redusere risiko for utslippshendelser og bedre beredskap langs kysten.

Studier som verdsetter spesifiserte miljøendringer har stort sett benyttet betinget verdsetting som metode. Studiene innefor økosystemtjenesterrammeverket legger vekt på å beskrive økosystemtjenestene og aktuelle tilnærminger og metoder for å verdsette disse økonomisk. I disse studiene er imidlertid konkrete verdianslag hovedsakelig beregnet ved hjelp av markedspriser og andre økonomiske data som er lett tilgjengelig, eller ved å overføre verdianslag beregnet for tilsvarende økosystemtjenester i andre sammenhenger.

Det eksisterer også noen studier med hovedfokus på kommersiell utnyttelse av ressursene i havet og de verdiene dette bidrar med, som f.eks. ringvirkninger av sjøfisketurisme (Borch mfl. 2011), verdiskaping og sysselsetting i norsk sjømatnæring (Henriksen mfl. 2012) og muligheter for fremtidig marin verdiskaping (Olafsen mfl. 2012).

10.4.1 Verdianslag fra eksisterende litteratur

Utredninger av verdier som kan knyttes til hav og kystsoner kan grovt sett sies å ha tre ulike innretninger. En gruppe fokuserer spesielt på konkrete endringer i vannkvalitet eller bevaring av eksisterende havmiljø. Verdianslagene fra disse studiene er stort sett en samle verdi for alle økosystemtjenestene som påvirkes av en endring eller et tiltak. En annen gruppe studier vurderer de viktigste økosystemtjenestene i et avgrenset havområde. Disse studiene foreslår aktuelle tilnærminger til økonomisk verdsetting og illustrerer verdien av tjenester (eller deler av tjenester) i økonomiske termer der det finnes tilgjengelige data. Tilgjengelige økonomiske data finnes i hovedsak for direkte bruksverdier som kan knyttes til eksiste-

rende markeder som turisme og omsetning av matprodukter fra fiske eller oppdrett. For noen tjenester overføres verdianslag for tilsvarende tjenester beregnet i andre sammenhenger. Men det er så langt vi kjenner til ikke foretatt primære verdsettingsstudier med fokus på spesifiserte økosystemtjenester i Norge. En siste gruppe studier er konsentrert om den økonomiske verdien av ressurser fra havet og kystsonen som utnyttes kommersielt. Gjennomgangen av konkrete studier følger tredelingen beskrevet over.

Verdsetting av endringer i vannkvalitet eller bevaring av eksisterende havmiljø

Vi kjenner til to verdsettingsstudier som har forsøkt å finne verdien av å unngå negative effekter av miljøgifter i vann. Begge disse studiene er gjennomført i Grenlandsfjordene i Telemark, og begge undersøkte hvor mye det var verdt for den berørte befolkningen å bli kvitt kostholdsråd og omsetningsforbud for fisk og skalldyr som var innført i fjorden på grunn av forhøyede verdier av miljøgifter i sjømat. Magnussen og Bergland (1996) fant at gjennomsnittlig betalingsvillighet per husstand i kommunene rundt Grenlandsfjordene for total opphevelse av kostholdsråd og omsetningsforbud var på 430–1000 kr per husstand per år. Barton mfl. (2010b) gjennomførte en ny betinget verdsettingsundersøkelse i kommunene i området rundt Grenlandsfjordene i 2005, og fant at gjennomsnittlig betalingsvillighet på 750–1700 kr per husstand per år for å gjennomføre sedimenttiltak som ville oppheve omsetningsforbud og kostholdsråd for fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene. Studien viste også at betalingsvilligheten avtok med respondentenes boavstand fra fjorden. Samlet samfunnsøkonomisk nytte for alle berørte husstander i kommunene rundt Grenlandsfjordene ble beregnet til omtrent 100 mill. kr (2005-kr) per år. Dette er i samme størrelsesorden som de årlige kostnadene forbundet med å skulle rydde opp i hele fjordsystemet. Betalingsvilligheten fra begge disse studiene uttrykker den totale verdien respondentene knyttet til opphevelse av kostholdsråd og omsetningsforbud. Verdien inkluderer derfor både bruksverdier som f.eks. fritidsfiske, og ikke-bruksverdier som bevarings- og eksistensverdi.

En betinget verdsettingsstudie fant at betalingsvilligheten for et oljevernberedskapsprogram for å unngå negative effekter av et oljeuhell var i størrelsesorden 760 kr per husstand som et engangsbeløp (2005-kr) (Klethagen 2005). Mange mennesker i Norge har et forhold til havet

og kystsonen uavhengig av om de benytter seg av områdene selv, og kan være villige til å betale for å bevare eksisterende havmiljø. Dette verdianslaget inkluderer derfor også både bruksverdier og ikke-bruksverdier.

En annen betinget verdsettingsstudie gjennomført i kommuner med grense til indre Oslofjord fant at gjennomsnittlig betalingsvillighet for tiltak som skal hindre lekkasje fra det sunkne slagskipet *Blücher* i ti år var omkring 5 300 kr (1994-kr) (Bergland 1994). Resultatene fra denne studien støtter opp under en antakelse om at folk som er aktive brukere av kystsonen kan være villige til å betale mer for å unngå negative effekter enn resten av befolkningen. Betalingsvilligheten i denne studien er betydelig høyere enn anslag både fra Kletthagen (2005) og fra sammenlignbare internasjonale studier der respondentene er fra hele befolkningen og ikke kun fra områder som vil bli direkte berørt av et utslipp (Bull-Berg mfl. 2008).

Armstrong mfl. (2012b) er så langt vi kjenner til det første norske forsøket på å verdsette effektene av endret vannkvalitet innenfor økosystemtjenesterrammeverket, og det er effektene av havforsuring som blir analysert. Rapporten gir en oversikt over hvilke økosystemtjenester som kan forventes å bli påvirket av havforsuring, og for å illustrere omfanget av kostnadene dette kan ventes å medføre, anslås forventet økonomiske effekt på utvalgte økosystemtjenester i norske farvann. Resultatene fra denne rapporten viser at havforsuring, i tillegg til forventede negative effekter på skalldyr, også kan ha positive effekter for fiske og oppdrett. Avhengig av om et beste- eller dårligste scenario legges til grunn, anslås økonomiske effekter på forsynende tjenester fra fiskeri og oppdrett å være i størrelsesorden pluss 12 213 mill. kr til minus 475 mill. kr (2010-kr) over en 100-årsperiode. I beste scenario er det en positiv effekt for fisk som bidrar til det positive tallet, mens effektene på skjell og skalldyr fremdeles er negativ. For den regulerende tjenesten karbonlagring antas de negative effektene å være betydelig høyere enn for de forsynende tjenestene, og økonomiske kostnader i de to scenarioene anslås til henholdsvis 127 og 224 mrd. kr (2010-kr) for 100-årsperioden når det legges til grunn en diskonteringsrate på fire pst. og marginale skadekostnader på 42 USD per tonn karbon (basert på anslag i Tol (2008)).

Foley mfl. (2010) har benyttet produktfunksjonsmetoden til å analysere hvilken betydning grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) fra kaldtvannskoraller har for den kommersielle

fiskebestanden uer. Resultatene viser at kaldtvannskoraller har en vesentlig betydning som habitat for uer, og at ødeleggelse av koraller i betydelig grad bidrar til nedgangen i uerbestander. Analysen indikerer at en marginal reduksjon (1 km²) av arealene, for reduksjoner på mellom 30 og 50 pst. av arealene (som er et vitenskapelig anslag for reduksjonen i norske havområder), medfører et tap på mellom 68 og 110 tonn uerfangst per år. I økonomiske termer tilsvarer dette et tap på mellom 445 770 kr og 718 282 kr per år. Gjennomsnittlig prosentvis tap i fangst og inntekt for anslått reduksjon i kaldtvannskoraller er da mellom 11 og 29 pst.

Verdsetting av økosystemtjenester: Havområdene i Lofoten – Vesterålen

Armstrong mfl. (2008) har anslått verdien av en rekke økosystemtjenester fra havet og kystsonen utenfor Lofoten og Vesterålen. Dette havområdet beskrives som et rent, produktivt havområde. Studien identifiserer ingen spesifikke endringer, men søker å anslå verdien av eksisterende økosystemtjenester i et slikt miljø. Gjennomgangen omhandler både direkte bruksverdier knyttet til f.eks. fiske, rekreasjon og turisme, indirekte bruksverdier som habitatområder, sirkulering av næringsstoffer, regulering av gasser og avfallsbehandling, og opsjons- og ikke-bruksverdier.

De mest åpenbare verdiene fra kystsonen og havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen er knyttet til fiske, oppdrett og reiseliv. Det finnes mye tilgjengelig data om økonomisk aktivitet innefor disse sektorene. Denne informasjonen er tilgjengelig på forskjellig nivå, og for å kunne sammenligne informasjon for de ulike sektorene benyttes data på fylkesnivå, i dette tilfellet Nordland. Det betyr at studien i tillegg til Lofoten-Vesterålen også inkluderer Helgeland, mens deler av Sør-Troms som det kunne vært aktuelt å inkludere, ikke tas med. Bruttoprodukt er et mål på verdiskapning i en sektor, og det er disse tallene som benyttes som anslag på verdien av økosystemtjenestene som det finnes markeder for.

For å anslå verdien av *fiske, fangst og oppdrett* benyttes nasjonalregnskapets tall for verdiskapning i disse sektorene i Nordland fylke, som er i overkant av 1,6 mrd. kr (2004-tall omregnet til januar 2008-kr). Det understrekes at disse tallene gjelder havprodukter som er levert i fylket, og at fisk fanget i området kan leveres andre steder, og at fisk fanget i andre farvann kan leveres her. Videre pekes det på at siden Lofoten-Vesterålen er et viktig gyte- og oppvekstområde for flere viktige

Tabell 10.4 Verdsetting av endringer i vannkvalitet eller bevaring av eksisterende havmiljø

Studie-område	Metode	Verdianslag	Kommentar	Referanse
Grenlandsfjordene, Telemark	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for å redusere miljøgiftkonsentrasjoner slik at kostholdsråd og omsetningsforbud for sjømat fra fjordene kunne oppheves på 430–1000 kr/år per husstand (1996-kr)	Betalingsvilligheten uttrykker den totale verdien respondentene knyttet til opphevelse av kostholdsrådene, og inkluderer både bruksverdier og ikke-bruksverdier	Magnus-sen og Bergland, 1996
Grenlandsfjordene, Telemark	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for å gjennomføre sedimenttiltak som ville oppheve kostholdsråd og omsetningsforbud for sjømat fra fjorden på 750–1700 kr/år per husstand. Aggregert samfunnsøkonomisk nytte for berørte husstander beregnet til omkring 100 mill. kr per år (2005-kr)	Betalingsvilligheten avtok med respondentenes boavstand fra fjorden	Barton mfl., 2010b
Norge	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for å unngå effektene av oljeuhell på ca. 760 kr per husstand som et engangsbeløp (2005-kr)	Befolkningen ble bedt om å oppgi betalingsvillighet for et oljevernberedskapsprogram som skulle hindre oljeuhell	Klethagen, 2005
Kommuner med grense til indre Oslofjord	Betinget verdsetting	Betalingsvillighet for tiltak som skal hindre lekkasje fra det sunkne skipet Blücher i ti år er beregnet til omkring 5 300 kr (1994-kr)	Pioltstudie gjennomført i kommuner som vil bli direkte berørt av et eventuelt utslipp.	Bergland, 1994
Norske havområder (Norsk økonomisk sone)	Endringer i fortjeneste som følge av endringer i fangst-volum Kostnader som følge av redusert karbonopptak i surt hav	Økonomisk effekt på fortjeneste fra fiskeri og havbruk anslås å være mellom pluss 12 213 mill. kr og minus 475 mill. kr for en 100-årsperiode (2011–2110) Økonomisk tap pga. redusert karbonopptak anslås å være i størrelsesorden 127–224 mrd. kr for en 100-årsperiode (2011–2110)	En diskonteringsrate på 4 pst. og marginale skadekostnader på 42 USD per tonn karbon er lagt til grunn for beregningene	Armstrong mfl., 2012b
Norske havområder	Produkt-funksjons-metoden	Inntekter fra kommersiell uerfangst reduseres med 445 770–718 282 kr per år for en marginal reduksjon i arealer med kaldtvannskoraller på 1 km ² (2010-kr)	Tapsanslaget er basert på reduksjoner i kaldtvannskorallarealer på mellom 30 og 50 pst., som er et vitenskapelig anslag på reduksjonen i norske havområder	Foley mfl., 2010

fiskebestander, bidrar farvannene også positivt til fangst som tas andre steder. Bruk av bruttoprodukt som et anslag på verdien av fiske fra området antas derfor å gi et underestimert på faktisk verdi til tross for at andre farvann også bidrar til fisket i Lofoten-Vesterålen. Fisk som bringes i land i området bidrar også til verdiskapning. Det anslås at tradisjonell *fiskeforedling* bidrar med omkring 965 mill. kr (2004-tall omregnet til januar 2008-kr), mens *foredling av marine biprodukter*, til f.eks. fôr til dyr og fisk eller ingredienser til helsekost og farmasøytisk industri, bidrar med i underkant av 26 mill. kr (2004-tall omregnet til januar 2008-kr).

Ved verdsetting av havområdenes bidrag til reiselivet tas det som forutsetning at havområdene (i kombinasjon med fjellene) er selve grunnlaget for reiselivsvirksomhet i området, og at transport samt hotell og restaurant er de viktigste reiselivsnæringene. Basert på denne forutsetningen benyttes bruttoproduktet i de to næringene som anslag for den verdien havområdene bidrar med til samfunnet gjennom reiselivsnæringen. Dette gir et verdianslag på 3,7 mrd. kr (2004-tall omregnet til januar 2008-kr), men anslaget vurderes som usikkert for verdien av de økosystemtjenestene reiselivsnæringen er avhengige av.

Boks 10.3 Verdien av forbedret vannkvalitet i Østersjøen

Baltic Stern er et internasjonalt forskernettverk med medlemmer i samtlige Østersjøland. Gjennom å utvikle og kombinere økologiske og økonomiske modeller, analyserer nettverket hvilken nytte mennesker har av havets økosystemtjenester og hvilke kostnader det medfører å håndtere den miljørisiko som truer Østersjøen. (Se www.stockholmresilience.org/balticstern for mer informasjon.)

I Østersjøen har det vært gjennomført verdsettingsundersøkelser i flere omganger, nå sist som del av Baltic Stern. I undersøkelsen ble folk i alle de ni landene som omgir Østersjøen, spurt om sin betalingsvillighet for å få redusert eutrofieringen i Østersjøen. Majoriteten av de spurte var villige til å betale for å få forbedringer f.eks. i form av bedre siktedyp, mindre algeblomstring og mindre oksygenvikt i dyplagene.

Samlet betalingsvillighet – som er et uttrykk for verdien av å få forbedret vannkvalitet i Øster-

sjøen – var totalt 4 mrd. euro per år (i underkant av 30 mrd. kr etter dagens kurs). Den gjennomsnittlige betalingsvilligheten per person varerte imidlertid mye mellom de ulike landene, fra 4 til 110 euro (ca. 30–800 kr) per person per år. Mye av denne forskjellen utviskes hvis man tar hensyn til inntektsforskjeller mellom landene. Svenskene er de som er villig til å betale mest, fulgt av finner og dansker.

Interessant er det også at undersøkelsen viser at annenhver respondent svarte at han eller hun hadde erfart effektene av eutrofiering, særlig i form av uklart vann (turbiditet) og algeoppblomstring, og mange var bekymret for miljøtilstanden i Østersjøen. Undersøkelsen viste også at mange brydde seg om hele Østersjøen, og ikke bare sine lokale sjøområder.

Kilde: Athianinen mfl. (2012) og Magnussen mfl. (2012b)

For økosystemtjenester som ikke omsettes, eller ikke er nær knyttet til tjenester som omsettes, i eksisterende markeder finnes ikke samme type informasjon om økonomiske verdier som de nevnt over. Derfor anvendes alternative metoder

for å anslå verdien til en del identifiserte tjenester av denne typen. Et eksempel på slike tjenester er rekreasjonstjenester som turer i naturen og på havet, fritidsfiske og strandliv som utøves av lokalbefolkningen og dermed ikke inngår i verdiansla-

Tabell 10.5 Verdsetting av økosystemtjenester fra hav og kystzone utenfor Nordland

Vare/økosystemtjeneste	Metode	Verdianslag (verdi per år, 2008-mill. kr)	Verdianslag (nåverdi for all frem- tid, mill. 2008-kr) ²	Kommentar/ vurdering av anslag
Fiskeri/oppdrett	Bruttoprodukt	1 665	41 620	Underestimat
Videreforedling marine produkter	Bruttoprodukt	965	24 125	Underestimat
Reiseliv	Bruttoprodukt	3 714	92 850	Usikkert
Rekreasjon	Implisitt verdi (KO)	3 200	80 000	Usikker
Sirkulasjon av næringsstoffer	Alternativ rensing	253–15 823	6 329–395 579	Spekulativ
Håndtering av avløp	Alternativ rensing	195	4 875	Akseptabel
Gass- og klimaregulering	Beregnet CO ₂ -lagringsverdi (KO og PO)	884	22 100	Underestimat
Habitat ¹	Overført rehabiliteringsverdi (KO)	112 300	2 807 500	Spekulativt
Eksistensverdier	Overført betalingsvillighet (KO)	352	8 800	Underestimat

¹ Diskonteringsrate på 4 pst. er benyttet
KO = konsumentoverskudd, PO = produsentoverskudd
Kilde: Basert på Armstrong mfl. (2008)

get basert på reiselivsnæringens verdiskapning. Som anslag på hvilken verdi slike naturbaserte rekreasjonstjenester har for lokalbefolkningen benyttes differansen mellom lønnsinntekten til den arbeidsføre delen av befolkningen i Nordland, og gjennomsnittsinntekten i resten av landet, korrigert for differanse i levekostnader. Dette gir et verdianslag på 3,2 mrd. kr (2008-kr). Beregningene baserer seg på at det «inntektstapet» befolkningen i Nordland er villige til å ta for å bo nettopp her, kan tilskrives tilgangen på naturbaserte rekreasjonstjenester, men anslaget betegnes som usikkert av forfatterne.

Sirkulasjon av næringsstoffer er en annen tjeneste det er vanskelig å finne gode verdianslag for. Oppdrett beskrives som den dominerende kilden til utsipp av nitrogen og fosfor i Nordland, og eksisterende studier av kostnader forbundet med rensing av fosfor dersom oppdrettsanleggene flyttes på land, brukes for å anslå sparte renseskostnader grunnet havets sirkulasjon av næringsstoffer. Selv om anslaget på mellom 253 mill. og 15 mrd. kr årlig (2008-kr) betegnes som spekulativt, gir

det en indikasjon på at verdien av tjenesten er betydelig.

Havet har også evne til å håndtere avløpsvann. For avløpsvann som slippes ut i havet der samlet belastning (mengde avløpsvann) er begrenset, stilles det vanligvis kun krav om mekanisk rensing. Dette er tilfellet for hele kysten nordover fra sørvestlandet. Utslipp av avløpsvann til vassdrag, ferskvann og i Skagerrak utløser imidlertid pålegg om kjemisk rensing. Kostnadene forbundet med kjemisk rensing er om lag 3 ganger høyere enn ved mekanisk rensing. Sparte renseskostnader for anslått avløpsmengde i Nordland beregnes til 195 mill. kr årlig (2008-kr), og brukes som anslag på verdien av rensjetjenestene i havområdene utenfor fylket.

For å anslå verdien av gass- og klimareguleringstjenesten i Nordlands territorialfarvann multipliseres tall for Norskehavets gjennomsnittlige primærproduksjon med markedspris (i 2008) på utslippskvoter i EUs kvotehandelsystem. Dette gir et verdianslag for karbonlagringstjenesten på 884 mill. 2008-kr, men antas å være et underestimat



Figur 10.4 Fra Vesterålen.

Foto: Miljøverndepartementet

siden kun primærproduksjonens evne til karbonlagring er tatt med.

Armstrong mfl. (2008) påpeker at selv om Lofoten-Vesterålen betegnes som et spesielt verdifullt og sårbart område, er det kun habitatverdier forbundet med dypvannskorallrevet, Røstrevet, de har klart å kvantifisere. Dette er ansett å være verdens største dypvannskorallrev med en størrelse på ca. 100 km². For å illustrere verdien av dette revet, justeres og overføres «per hektar»-restaureringskostnader fra verdsettingsstudier av korallrev andre steder i verden. Dette gir verdianslag på henholdsvis 112 og 212 mrd. 2008-kr for Røstrevet. Restaureringskostnader gir, som diskutert i kapittel 8, kun et minimumsanslag for hvilken verdi samfunnet tillegger det å ha velfungerende økosystemer. Overføring av verdianslag fra én kontekst til en annen bidrar også til at verdianslagene betegnes som spekulative.

Lofotområdet er spesielt viktig for en rekke sjøfuglpopulasjoner. Eksistensverdier knyttet til sjøfugl i Lofoten beregnes ved å overføre et anslag fra en amerikansk studie for betalingsvillighet per fugl for å beskytte fugl mot død forårsaket av oljesøl, og multiplisere dette med et anslag for sjøfuglpopulasjonen i Lofoten. Dette gir en eksistensverdi for sjøfugl på 49,6 mill. 2008-kr.

Eksistensverdier for den sesongmessige tilgjengeligheten av spekkhoggere langs norskekysten anslås ved å overføre et per husholdning-betalingsvillighetsanslag for bevaring av gråhval fra en amerikansk studie til norske forhold. Dette gir en eksistensverdi for spekkhoggere på 302 mill. 2008-kr. Totalt gir dette eksistensverdier på 353 mill. 2008-kr, som beskrives som et underestimat siden det helt sikkert hefter eksistensverdier også ved andre arter.

Som beskrevet over og oppsummert i tabell 10.5 kan verdier fra økosystemtjenester i havmiljø anslås på en rekke forskjellige måter, og verdiene som fremkommer er ikke nødvendigvis sammenlignbare. I hvilken grad de ulike verdimålene er egnet til å illustrere de faktiske verdiene varierer også, og i tabell 10.5 angis også hvordan Armstrong mfl. (2008) har vurdert nøyaktigheten i anslagene. I tabellen oppgis også beregnet nåverdi av de verdsatte økosystemtjenestene for all fremtid, beregnet med en diskonteringsrente på 4 pst. Armstrong mfl. (2008) påpeker videre at de ikke fant relevante verdimål for alle økosystemtjenestene som ble identifisert i studien. Dette gjelder f.eks. kulturelle verdier, resiliens og regulering av forstyrrelse og skade. Det gis noen eksempler som kan bidra til å synliggjøre omfanget av opsjonsverdier og forsknings- og undervis-

ningsverdier, men her vurderes usikkerheten som så stor at det ikke gjøres noe forsøk på å beregne den økonomiske verdien.

Verdsetting av økosystemtjenester: Gyteplassene utenfor Lofoten

Magnussen mfl. (2010a) identifiserer og beskriver en rekke marine økosystemtjenester, og presenterer forslag til metoder for å verdsette de ulike tjenestene. Formålet med denne studien var å legge et grunnlag for videre arbeid med verdsetting av marine økosystemtjenester, ved å systematisere og kategorisere tjenestene og sette dem inn i en samfunnsøkonomisk sammenheng. For å illustrere hvordan verdiene kan beskrives eller verdsettes i praksis, samt hvilke utfordringer som kan dukke opp, er gyteplassene utenfor Lofoten benyttet som eksempel. Disse områdene er spesielt produktive med mye plante- og dyreplankton, som er viktige for små krepsdyr som igjen er viktig mat for fisken. Gyteplassene er derfor naturlig nok viktige for verdien av kommersielle fiskearter, men de er også en viktig forutsetning og grunnlag for en rekke andre tjenester. Med unntak av økonomiske tall som er tilgjengelige for fiske og turisme gjøres det ikke forsøk på å verdsette andre økosystemtjenester fra gyteplassene økonomisk, men det illustreres og beskrives kvalitativt og kvantitativt hvordan gyteplassene og det tilhørende fisket også bidrar med verdi til sportsfiskere, kulturell arv og identitet samt utdannings- og forskningstjenester. Videre påpekes det at det knytter seg store ikke-bruksverdier til havets grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) og regulerende tjenester, og at store opsjonsverdier kan være skjult i de marine økosystemene.

Som eksempel på verdien av gyteplassene utenfor Lofoten for *kommersielt fiske* brukes den nordøstarktiske torsken (skrei). Gytefeltene utenfor Lofoten er hovedgytefelt for skrei. Bestanden er en av flere bestander av atlantisk torsk og deles med russerne. Verdien av gytefeltene for skreifiske illustreres ved hjelp av tall for årets kvote i 2009 og en antatt kilopris for fisk på 20 kr/kg. Dette gir en markedsverdi på omkring 4 mrd. 2009-kr for den norske delen av kvota.

Tall for tilreisendes konsum samt ringvirkninger av dette for Lofoten og Vesterålen illustrerer at reiselivet har stor betydning for mange sektorer. I 2005 ble konsum fra tilreisende i Lofoten beregnet til 631,5 mill. kr og tilsvarende for Vesterålen ca. 425 mill. kr. Ringvirkninger av dette konsumet er beregnet til omkring 158 mill. kr.

Tabell 10.6 Verdsetting av økosystemtjenester fra gyteplassene utenfor Lofoten

Vare/økosystemtjeneste	Metode	Verdianslag	Kommentar
Fiske av skrei	Førstehandsverdi av norsk kvote i 2009	4 000 mill. kr/år	Beregnet for kvoten i 2009 med en anslått fiskepris på 20 kr/kg
Reiseliv	Tilreisendes konsum Lofoten Tilreisendes konsum Vesterålen Ringvirkninger av konsum i regionen	631,5 mill. kr/år 425 mill. kr/år 158 mill. kr/år	Tall for 2005

Kilde: Basert på Magnussen mfl. (2010a)

Verdsetting av økosystemtjenester: Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplanområdet Barentshavet – Lofoten)

Magnussen mfl. (2010b) forsøker på å komme et skritt lenger enn Magnussen mfl. (2010a), ved at de starter arbeidet med å beskrive verdien av de økosystemtjenestene som er identifisert i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (Barentshavet – Lofoten). De fleste økosystemtjenestene verdsettes vanligvis ikke i kroner, og rapporten gjør ingen primære verdsettingsstudier for å forsøke å finne fram til slike verdier for havområdet. Imidlertid diskuterer rapporten ulike verdimål som kan brukes til å illustrere verdien av de forskjellige økosystemtjenestene, både økonomisk og på andre måter. For tjenester hvor det eksisterer lett tilgjengelige data om økonomisk verdi, gjøres det røffe anslag for denne verdien. Disse anslagene på økonomisk verdi er oppsummert i tabell 10.7 under. Tilgjengelige økonomiske data er typisk knyttet til markedspriser eller andre mål på økonomisk aktivitet, men det er også noen eksempler på at betalingsvillighetsanslag beregnet for tilsvarende tjenester andre steder forsøkes overført til Barentshavet – Lofoten-regionen.

Studien understreker at mange av de identifiserte økosystemtjenestene i stor grad representerer mulige fremtidige bruksverdier knyttet til f.eks. genetiske ressurser og ressurser for farmasøytisk, kjemisk og bioteknologisk industri. Dette er områder der det satses betydelige midler i dag, men der verdiene i liten grad har materialisert seg. Studien inkluderer også noen eksempler som illustrerer at det kan være betydelige ikke-bruksverdier knyttet til flere økosystemtjenester og vissheten om at disse bevares, uten at det er gjort noe forsøk på å verdsette dette økonomisk.

Fordi økonomiske verdier for de ulike økosystemtjenestene har forskjellig opphav og kan være delvis overlappende, og fordi en rekke tjenester ikke er gitt noen økonomisk verdi, er det ikke mulig å summere verdiene for å beregne en «total

verdi av Barentshavet – Lofoten». Imidlertid viser eksemplene at dersom vi forvalter økosystemene på en måte som gjør at de grunnleggende strukturene forblir intakte, kan de forsyne oss med en strøm av tjenester i en uendelig tidshorisont.

Verdsetting av økosystemtjenester: Nordsjøen og Skagerrak

På samme måte som Magnussen mfl. (2010b) gjorde for Barentshavet – Lofoten, forsøker Magnussen mfl. (2012a) å konkretisere hvilke økosystemtjenester og -verdier som finnes i Nordsjøen og Skagerrak. Samtidig forsøker studien å få fram hvordan noen av de mest synlige og kjente tjenestene som fisk og rekreasjon avhenger av mer ukjente og usynlige grunnleggende strukturer og prosesser. Konkrete økonomiske verdianslag er også i denne studien basert på tilgjengelige data knyttet til markedspriser og omsetning av kommersielle produkter, samt et eksempel på overføring av verdianslag fra en tidligere studie. Verdianslagene er presentert i tabell 10.8 under.

Verdsetting av sentrale omsettbare varer og tjenester

For varer og tjenester som omsettes i eksisterende markeder finnes det som vanlig gode data. Total førstehandsverdi av fangsten i norske fiskerier i 2011 var i overkant 16 mrd. kr (SSB¹⁴ og Fiskeridirektoratet 2012b). Av dette utgjorde pelagisk fisk i overkant av 7,2 mrd. kr, torskefisk 7,1 mrd. kr, flat- og bunnfisk til sammen 700 mill. kr, annen fisk 150 mill. kr og skjell og skalldyr 900 mill. kr. I tillegg oppgis «fangstverdien» av tang og tare til 28 mill. kr. Førstehandsverdien av fisk og skalldyr fra norsk havbruksnæring var i 2011 i underkant av 30 mrd. kr (SSB). Mesteparten av dette kan knyttes til laks som utgjorde 27 mrd. kr av totalsummen. Videre utgjorde regnbueørret

¹⁴ http://www.ssb.no/emner/10/05/fiskeri_havbruk/

Tabell 10.7 Verdsetting av økosystemtjenester fra Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten

Vare/økosystemtjeneste	Metode/beregningsmåte	Verdianslag	Kommentar
Binding av CO ₂ (som følge av sedimentering av organisk materiale)	Sparte kostnader, gitt CO ₂ -kvotepris eller tiltakskostnader for alternative tiltak på 300–800 kr/tonn	10 000–27 000 mill. kr/år	Binding av CO ₂ som følge av sedimentering av organisk materiale beregnet til 34 megatonn CO ₂ per år (megatonn = 10 ⁶ tonn) i havområdet
Reduksjon av eutrofiering (overgjødning)	Overført betalingsvillighet	3 200 mill. kr/år	Antar samme betalingsvillighet i befolkningen for å bevare dagens kvalitet i Barentshavet som for en viss forbedring i nordsjøplanområdet beregnet i en tidligere studie
Regulering av skadelige stoffer	Penger brukt for å rydde opp i sedimenter og forurenset sjøbunn	Harstad: 250 mill. kr Hammerfest: 450 mill. kr Tromsø: 150 mill. kr	Estimerte kostnader forbundet med planlagte oppryddinger innenfor Barentshavet – Lofotenregionen
Mat – fiske	Førstehåndsverdi	6 750 mill. kr/år	Fangstverdi for fangsten i Barentshavet – Lofoten i 2009
Mat – fiskeforedling	Bruttoproduksjonsverdi	7 500 mill. kr/år	Bruttoproduksjonsverdi for bedrifter innen fiskeforedling i de tre nordligste fylkene i 2007
Mat – oppdrett	Førstehåndsverdi	6 200 mill. kr/år	Førstehåndsverdi for oppdrettsfisk i de tre nordligste fylkene i 2008
Reiseliv	Bruttoprodukt	5 800 mill. kr/år	Bruttoproduktet i reiselivsnæringene i de tre nordligste fylkene i 2006
Fritidsfiske	Overført betalingsvillighet	270–800 mill. kr/år	Antar rekreasjonsverdi per fiske-dag fra 270–800 kr for lokalbefolkningen i de tre nordligste fylkene (samme som resten av befolkningen)
Fuglejakt	Overført betalingsvillighet	0,1–2 mill. kr/år	Antar omtrent samme rekreasjonsverdi for en jakt-dag som for en fiskedag

Kilde: Basert på Magnussen mfl. (2010b)

1,7 mrd. kr, andre fiskearter 470 mill. kr og skalldyr 25 mill. kr.

SINTEF har sett på den økonomiske og sysselsettingsmessige betydningen av norsk sjømatnæring i 2010 (Henriksen mfl. 2012). Rapporten viser at sjømatnæringen i 2010 bidro med en total verdiskapning på ca. 46,5 mrd. kr. Rundt 28 mrd. kr stammer fra kjernevirksomheten, som inkluderer fangst-, akvakultur-, fiskeforedlings- og eksport/handelsleddet, og 18,5 mrd. kr stammer fra ringvirkninger i det øvrige norske næringslivet. I den havbruksbaserte delen av næringen var verdiskapningen 27,2 mrd. kr. 15,3 mrd. kr av dette stammer fra kjernevirksomheten som inkluderer avl, settefisk, matfisk, fiskefordeling (basert på oppdrettet fisk), oppdrett av skjell og skalldyr og eksport/handelsleddet, mens 11,9 mrd. kr kommer fra ringvirkninger i økonomien. I den fiskeri-

baserte delen av næringen var verdiskapningen 20,4 mrd. kr. Her kan 12,7 mrd. kr knyttes til kjernevirksomheten, som inkluderer fangstleddet, fiskeforedling (basert på villfisk/skalldyr/skjell) og eksport/handelsleddet, og 7,6 mrd. kr til ringvirkninger i økonomien. Ringvirkninger omfatter både direkte virkninger hos underleverandører og indirekte virkninger i næringslivet for øvrig.

En arbeidsgruppe oppnevnt av Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab og Norges Tekniske Vitenskapsakademi har sett på hvilke muligheter Norge har innen høsting og dyrking av havets biologiske ressurser fram mot 2050. Potensialet for verdiskapning er i Olafsen mfl. (2012) beregnet både for videre utvikling av sjømatnæringens kjerneområder slik vi kjenner dem i dag og for utvikling av gryende og nye industrier. Anslått potensial for verdiskapning inkluderer

Tabell 10.8 Verdssetting av økosystemtjenester fra Nordsjøen og Skagerrak

Vare/ økosystemtjeneste	Metode/ beregningsmåte	Verdianslag	Kommentar
Tare (til produksjon av alginatprodukter)	Bruttoverdi	125–250 mill. kr/år	Verdianslaget er 25 pst. av nasjonal produksjon av alginatprodukter. Dette er omtrent den andelen som stammer fra tare høstet i Nordsjøen – Skagerrak
Mat – fiske	Førstehåndsverdi	3 200 mill. kr/år	Fangstverdi for fangsten i Nordsjøen – Skagerrak 2010
Mat – oppdrett	Førstehåndsverdi	10 000 mill. kr/år	Førstehåndsverdi for oppdrettsfisk i vestlandsfylkene (Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane) i 2010
Fisketurisme	Ringvirkningsanalyse – verdiskapning	244 mill. kr/år	Økonomiske ringvirkninger av fisketurisme i Nordsjøen – Skagerrak i 2009
Fritidsfiske	Overført betalingsvillighet	1 000–3 000 mill. kr/år	Antar rekreasjonsverdi per fiskedag fra 270–800 kr for lokalbefolkningen i vestlandsfylkene (samme som resten av befolkningen).

Kilde: Basert på Magnussen mfl. (2012a)

bl.a. foredling av fiskeprodukter og effekten av teknologiutvikling og markedsforhold, og omfatter dermed mye mer enn økosystemenes bidrag til verdiskapningen. I rapporten antas omsetningspotensialet for marine ressurser å øke fra i overkant av 90 mrd. kr i 2010 til omkring 550 mrd. kr i 2050. Omkring halvparten av denne veksten antas å komme fra videreutvikling av dagens havbruksnæring. Potensialet for vekst i omsetningen av marine ingredienser (oljer, proteiner eller biokjemikalier fra ressurser i havet) og leverandørindustrien (inkludert fôrproduksjon) antas også å være relativt god, mens veksten i den tradisjonelle fiskerinæringen antas å bli mer beskjeden. I potensialet for vekst ligger også utvikling av nye marine



Figur 10.5 Store verdier i norsk sjømat.

Foto: Magnum Photos

industrier som oppdrett og utnyttelse av nye arter i havbruket, produksjon av marine alger og smartere anvendelse av høyproduktive havområder. Rapporten omtaler også trender og premisser som er avgjørende for om anslått potensial skal bli utløst. En viktig trend er økt behov for matproduksjon og økt etterspørsel etter sjømat spesielt. Av premisser det er mulig å påvirke nasjonalt er utvikling av gunstige rammebetingelser, internasjonalt engasjement og satsing på forskning og utdanning.

Finansiert av programmet Havet og Kysten i Norges Forskningsråd har Norut Tromsø beregnet verdiskapningsbidraget fra sjøfisketurisme i Norge ved hjelp av en ringvirkningsanalyse (Borch mfl. 2011). Beregningene er foretatt basert på informasjon om antall fisketurismebedrifter, kapasitet i disse bedriftene med hensyn på senger og båter, priser på båter og båtutleie, fiskegjestedøgn og informasjon om fisketuristenes forbruk på andre tjenester i fiskedestinasjonen. Landet ble delt inn i fire regioner, og regionale økonomiske ringvirkninger ble beregnet for hver av regionene. Siden regionene er forskjellige i sin næringsstruktur varierer de indirekte effekter av turistenes forbruk. Total økonomisk virkning (dvs inkl. ringvirkninger) av sjøfisketurismen i Norge i 2009 ble beregnet til 913 mill. kr. Av dette er 507,3 mill. kr bidrag til regional verdiskapning i Nord-Norge, 163,3 mill. kr i Midt-Norge, 204,1 mill. kr i Vest-Norge og 38,6 mill. kr i Sør-Norge.

10.4.2 Oppsummering hav og kystsoner

Hvilke verdier vurderes og hvordan?

På samme måte som for næringsvirksomhet i skog, presenterer også fiskeriforvaltningen jevnlig informasjon om verdien av fiskeri og andre marine næringer. Dette er systematisk og lett tilgjengelig informasjon som dekker hele landet, og kan derfor brukes til å illustrere betydningen av disse næringene i Norge.

Det har de siste årene vært igangsatt arbeid med å kartlegge, vurdere og verdsette økosystemtjenester fra hav og kystsoner i ulike deler av norske farvann. Disse studiene beskriver sentrale økosystemtjenester fra havet og kystsonen og presenterer metoder som kan benyttes til å verdsette forskjellige tjenester. For de tjenestene som omsettes i markeder benyttes verdimål basert på markedspriser, og det er stort sett bruttoverdier som presenteres. Fra fiskeri- og havbruksnærin-

Tabell 10.9 Verdsetting av omsettbare varer og tjenester fra hav og kystsoner

Studieområde	Metode	Verdianslag	Kommentar	Referanse
Norge	Førstehåndsverdi	Fangstverdien i norske fiskerier i 2011 var 16 mrd. kr, fordelt på: Pelagisk fisk: 7,2 mrd. kr Torskfisk, bunnfisk: 8,0 mrd. kr Skjell og skalldyr: 0,9 mrd. kr «Fangstverdi» tang og tare var 28,2 mill. kr	Førstehåndsverdi er den summen fiskere får utbetalt for fangsten (fangstverdi)	SSB og Fiskeridirektoratet, 2012b
Norge	Førstehåndsverdi	Førstehåndsverdien i norsk oppdrett i 2011 var 30 mrd. kr, fordelt på: Laks: 27 mrd. kr Regnbueørret: 1,7 mrd. kr Andre: 470 mill. kr Skjell og skalldyr: 25 mill. kr	Førstehåndsverdi er verdien produsenten får for oppdrettet fisk og skalldyr (første ledd i salgskjeden)	SSB
Norge	Verdiskaping i form av bidrag til BNP	Total verdiskaping i norsk sjømatnæring i 2010 beregnet til 46,5 mrd. kr. I den havbruksbaserte delen av næringen var verdiskapingen 27,2 mrd. kr, fordelt mellom kjernevirksomhet (15,3 mrd. kr) og ringvirkninger 11,9 mrd. kr) I den fiskeribaserte delen av næringen var verdiskapingen 20,4 mrd. kr, fordelt mellom kjernevirksomhet (12,7 mrd. kr) og ringvirkninger (7,6 mrd. kr)	Kjernevirksomheten i den havbruksbaserte verdikjeden inkluderer avl, settefisk, matfisk, fiskeforedling (basert på oppdrettet fisk), oppdrett av skjell og skalldyr og eksport-/handelsleddet. Kjernevirksomheten i den fiskeribaserte verdikjeden inkluderer fangstleddet, fiskeforedling (basert på villfisk/skalldyr/skjell) og eksport-/handelsleddet. Ringvirkninger omfatter både direkte virkninger hos underleverandører og indirekte virkninger i næringslivet for øvrig.	Henriksen mfl., 2012
Norge	Estimert fremtidig omsetning	Omsetningspotensialet for marine ressurser antas å være i størrelsesorden 550 mrd. kr i 2050	Verdianslaget er en økning fra en omsetning på i overkant av 90 mrd. kr i 2010, og inkluderer både videreutvikling av dagens næringer og utvikling av nye marine industrier.	Olafsen mfl., 2012
Norge	Ringvirkningsanalyse	Økonomiske ringvirkninger av sjøfisketurisme i Norge i 2009 er beregnet til 913,3 mill. kr	Verdianslaget er beregnet på bakgrunn av informasjon om antall fisketurismebedrifter, kapasitet i disse bedriftene (senger og båter), priser på overnatting og båtutleie, fiskegjestedøgn og informasjon om fisketuristenes forbruk på andre tjenester på fiskedestinasjonen. Data fra 2009.	Borch mfl., 2011

gen er det god tilgang på statistikk, og verdien av matproduksjon i disse næringene er derfor anslått i samtlige studier. Også verdien av fisketurisme og reiseliv som kan knyttes til havet og kystsonen anslås i de fleste studiene basert på offentlig tilgjengelig næringsstatistikk. Markedspriser er også benyttet for å anslå verdien av tare til alginatproduksjon¹⁵ (Magnussen mfl. 2012a), og det er gjort forsøk på å fastslå verdien av havområders bidrag til klimaregulering ved hjelp av markedsprisene på CO₂-kvoter og informasjon om primærproduksjon (Armstrong mfl. 2008) eller kunnskap om sedimentering av organisk materiale i havet (Magnussen mfl. 2010b). Det er også eksempler på bruk av kostnadsbaserte tilnæringer som kostnader forbundet med å rydde opp i sedimenter og forurenset sjøbunn (Magnussen mfl. 2010b) og sparte kostnader til rensing av avløpsvann (Armstrong mfl. 2008).

For mange økosystemtjenester finnes det imidlertid ikke priser eller kostnader som kan benyttes til å anslå en verdi. Dette kan f.eks. være rekreasjonstjenester som fritidsfiske eller fuglejakt (ikke-kommersiell), reduksjon av eutrofiering, habitattjenester eller eksistensverdier knyttet til spesielle arter. For denne typen tjenester er betydningen i flere av rapportene illustrert ved å overføre verdianslag fra sammenlignbare tjenester andre steder. Det understrekes imidlertid at disse overføringene er ment som illustrasjoner og eksempler, og at verdiene ikke nødvendigvis er direkte overførbare. Verdsettingsstudien som er gjennomført i alle landene som grenser til Østersjøen (se boks 10.3) viser at det fort kan bli feil å overføre verdianslag fra et sted til et annet, i hvert fall uten å justere for relevante forskjeller mellom landene. I denne verdsettingsstudien var det stor variasjon i betalingsvilligheten mellom ulike land, men mye av denne forskjellen ble visket ut dersom det ble justert for inntektsforskjeller (Magnussen mfl. 2012b).

Litteraturgjennomgangen viser at i likhet med ferskvann og våtmarker er det også for hav og kystsoner gjort flere forsøk på å anslå verdien av å forbedre vannkvalitet eller bevare eksisterende kvalitet. I de tilfellene det har vært gjennomført primære verdsettingsstudier ved bruk av betinget verdsetting er det en definert forbedring eller et konkret tiltak som er verdsatt, og verdianslaget inneholder dermed verdier knyttet til en rekke forskjellige tjenester som kan påvirkes av en vannkvalitetsendring.

Hva forteller studiene om verdien av økosystemtjenester fra hav og kystsoner i Norge?

Gjennomgåtte studier viser at det norske samfunnet, ved å utnytte forsynende tjenester fra fiskeri og havbruk, tar ut store verdier fra havet og kystsonen til menneskelig konsum. Totalt utgjorde fiske, fangst og havbruk 0,7 pst. av BNP i 2011¹⁶, og som enkeltstudiene viser varierer verdien fra havområde til havområde. Det finnes mye lett tilgjengelig statistikk om uttak av sjømat, men selv om kunnskapen om markedspriser og fiskeri- og havbruksproduksjon er god er det viktig å være oppmerksom på at norsk politikk når det gjelder fiskeriregulering og regulering av oppdrettskonsesjoner er med å bestemme hvor store verdier som tas ut av havet. En rekke forskjellige forhold og avveininger er med å bestemme denne politikken. Studier som viser de verdiene det potensielt er mulig å hente opp fra havet på bærekraftig vis vil være av interesse for å identifisere alternativkostnadene forbundet med politiske mål. Denne typen studier vil også kunne si noe om avveininger som gjøres mellom ulike aktiviteter og målsettinger (Armstrong mfl. 2008).

Havet og kystsonen trekker også til seg turister som betaler for å oppleve naturmiljøet og delta i aktiviteter som fritidsfiske, båtliv, dykking, bading og fugletitting. Informasjon om omsetning og verdiskapning i reiselivsnæringen er også relativt lett tilgjengelig. Selv om det ikke uten videre er enkelt å skille ut den delen av turistnæringen som kan tilskrives naturen, er det nettopp naturopplevelser som trekke turister mange steder i Norge. Verdiskapning innenfor reiselivsnæringen i kystsonen der reiselivet i stor grad er basert på naturopplevelser kan derfor benyttes til å illustrere økosystemtjenestenes betydning for denne næringen og for samfunnet.

I tillegg til verdiskapningen i reiselivsnæringen som er omtalt over, kommer rekreasjonsverdien (konsumentoverskuddet) av de naturbaserte aktivitetene som turister og fastboende eller andre med tilknytning til kystsonen bedriver. Ingen av studiene vi har sett på har gjennomført primære verdsettingsstudier for å anslå denne typen verdier knyttet til hav og kystsoner i Norge, men skjeler man til studier som har verdsatt rekreasjonsverdier i andre sammenhenger, kan man gå ut fra at befolkningen tillegger denne typen tjenester stor verdi.

Litteraturen peker videre på at havet og kystsonen bidrar med viktige regulerende tjenester,

¹⁵ Alginat er tarens støttesubstans på samme måte som cellulose er hos landplanter.

¹⁶ SSB – http://www.ssb.no/fiskeri_havbruk/

f.eks. knyttet til klimaregulering og vannrensing. Disse er vanskelige å tallfeste nøyaktig, men enkle regneeksempler viser at velfungerende økosystemer utfører tjenester som det koster samfunnet mye å løse på alternative måter. Regulerende tjenester bidrar også til å opprettholde rene og produktive hav og kystsoner som igjen øker verdien av både forsynende tjenester og opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester).

Oppsummeringen av verdsettingsstudier viser at det kun er gjort enkelte forsøk på å anslå verdien av økosystemtjenester som ikke omsettes i eksisterende markeder, og rapportene som har prøvd understreker at resultatene må sees som grove anslag og et første forsøk på å verdsette økosystemtjenester fra hav og kystsoner i Norge. Som nevnt tidligere er den naturvitenskapelige kunnskapen om hav og kystsoner mer begrenset enn kunnskapen om terrestriske økosystemer. Manglende kunnskap om sentrale sammenhenger og avhengighetsforhold vanskeliggjør verdsetting og øker usikkerheten i verdianslagene

Selv om kunnskapsgrunnlaget er mangelfullt er det i dag stor interesse for bioprospektering og forskning på utnyttelse av utnyttede ressurser i havet. Dette er en indikasjon på at opsjonsverdiene fra hav og kystsoner også kan være store. Til tross for denne store og økende interessen for bioprospektering i dyphavet og på dypvannskorallrev slik som Røst-revet utenfor Lofoten, eksisterer det ingen norske studier som anslår slike opsjonsverdier eksplisitt (Armstrong mfl. 2008). Det kan også stilles spørsmål ved hvor store opsjonsverdiene egentlig er, og i følge Olafsen mfl. (2012) kommer størsteparten av den anslåtte veksten i fremtidig marin verdiskapning fram mot 2050 i eksisterende næringer, mens utviklingen i nye marine industrier antas å bli mer beskjeden.

For å øke kunnskapen om verdien av økosystemtjenester fra hav og kystsoner er det behov både for økt naturvitenskapelig kunnskap og for flere verdsettingsstudier, og da spesielt studier som fokuserer på ikke-bruksverdier, eksistensverdier og økosystemtjenester som ikke omsettes i eksisterende markeder.

10.5 Fjell

Som beskrevet i kapittel 5 bidrar fjellområder i Norge med en rekke økosystemtjenester. Fjellet er f.eks. en populær arena for rekreasjon. Dette medfører et press på økosystemene både gjennom hyttebygging og ulike former for tilrettelegging for turistnæringen. På tross av dette er det

gjort lite for å illustrere betydningen eller beregne verdien av økosystemtjenester i fjellområder. Utover regnskapsmessige verdier av tamreindrift (Økonomisk utvalg for reindrift 2011), er det så vidt utvalget kan se kun økonomiske verdier knyttet til jakt og vilt som er undersøkt spesielt, og da rypejakt som kilde til rekreasjon (Andersen mfl. 2009) og inntektsgrunnlag for grunneiere (Andersen mfl. 2010), og villrein som kilde til verdiskapning (Bråtå mfl. 2010).

10.5.1 Verdianslag fra eksisterende litteratur

SSBs levekårsundersøkelse fra 2011¹⁷ viser at 56 pst. av befolkningen har vært på fottur og 32 pst. på skitur i fjellet de siste 12 månedene. Dette illustrerer at fjellet er en viktig arena for friluftslivsutøvelse for en stor del av befolkningen. Som nevnt tidligere skiller litteraturen som ser på verdien av naturbasert rekreasjon og friluftsliv i liten grad mellom hvilket økosystem aktiviteten utøves i, og vi vender derfor tilbake til verdien av friluftsliv i kapittel 10.8.

Fordi jaktrettigheter som nevnt tidligere er knyttet til eiendomsretten er salg av jaktrettigheter en potensiell kilde til inntekt for eiere av jaktterreng. På fjellet er det særlig jakt av rype og villrein som er relevant. Fra 2006–2011 gjennomførte Statskog og NORSKOG¹⁸ i samarbeid med flere forskningsinstitusjoner et stort rypeforvaltningsprosjekt med formål om å utvikle *en forvaltning av rype og skogsfugl som er vitenskapelig basert, bærekraftig og økonomisk lønnsom*¹⁹. Undersøkelser gjennomført blant rypejegere og jaktrettighetshavere avdekker informasjon både om inntekter og kostnader forbundet med jakt. Begge disse økonomiske størrelsene sier noe verdien av aktiviteten. Vi har imidlertid ikke funnet noen studier som verdsetter økosystemtjenester eksplisitt.

Både tamrein og villrein er avhengige av fjellets ressurser og andre økosystemtjenester for å produsere tjenester som mennesker verdsetter, i form av kjøtt og/eller opplevelsestjenester. Tall fra Reindrifftsforvaltningen gir informasjon om kommersielle verdier av tamreindrift (Økonomisk utvalg for reindrift 2011). Bråtå mfl. (2010) analyserer hvordan villrein og villrein fjellet kan bidra til verdiskapning, og Aas mfl. (2004) har undersøkt

¹⁷ <http://www.ssb.no/emner/07/02/50/fritid/>

¹⁸ NORSKOG organiserer ca. 240 private grunneiere i Norge, med et samlet areal på 12 000 km². NORSKOGs medlemmer forvalter således det største privateide arealet i Norge.

¹⁹ <http://www.skoginfo.no/tema.cfm?id=92>

hvilke aspekter ved villreinjakta jegerne verdsetter.

Verdsetting av rypejakt

Rypeforvaltningsprosjektets undersøkelse blant jaktrettighetshavere viste bl.a. at det vanligste formålet med å tilby rypejakt var å sikre allmennhetens tilgang til jakt, deretter å sikre inntjening for grunneiere og sikre arbeidsplasser, samt bidra til distriktsutvikling. Den samme undersøkelsen viste videre at størsteparten av jaktrettighetshavernes inntekter forbundet med rypejakt stammer fra salg av jaktrett, men at også utleie av overnattingssted, guide eller hund genererte noe inntekter, samtidig som jaktrettighetshaverne også hadde utgifter bl.a. til kontroller og oppsyn. Gjennomsnittlig overskudd per eiendom i sesongen 2006/2007 var på 151 500 kr. Fordeles dette overskuddet på eiendommenes areal gir det et gjennomsnittlig overskudd på 0,53 kr/daa. Det er imidlertid verdt å merke seg at inntekter og utgifter varierer avhengig av eiendommenes beliggenhet, eiendomsforhold og hvilke viltarter som finnes der, og det ble rapportert overskudd opp til 2,05 kr/daa (Andersen mfl. 2010).

I følge Rypeforvaltningsprosjektet jaktet ca. 54 000 personer etter rype i jaktseasonen 2006–07. Om lag 4 pst. av jegerne jaktet bare på fjellrype, 27 pst. bare på lirype og 69 pst. jaktet begge artene. Jaktutbyttet var i gjennomsnitt 8,4 liryper og 3,8 fjellryper for de jegerne som jaktet på de respektive artene. I en spørreundersøkelse etter jaktseasonen ble rypejegere spurt om hvilke kostnader de hadde i forbindelse med jakta. Den største enkeltutgiften var knyttet til kjøp av jaktkort og leie av jaktterreng og utgjorde i gjennomsnitt 1 670 kr per jeger. Årlige utgifter til våpen og ammunisjon var i overkant av 1 000 kr per jeger, og transport hjemmefra til jaktsted pluss overnatting var nesten 1 500 kr i gjennomsnitt. Andre utgifter i forbindelse med jakta er knyttet bl.a. til kjøp av jaktbekledning (som også kan brukes i andre sammenhenger), mat, og leie av hund eller guide. Antallet respondenter som svarte på om de hadde forbruk innen de ulike kostnadsgruppene varierte, så gjennomsnittsverdiene kan ikke uten videre summeres direkte, men resultatene tyder på at gjennomsnittlig forbruk innen de oppgitte kostnadsgruppene er i størrelsesorden 8 500 kr per rypejeger per år (for 12 ryper blir dette 708 kr/rype). Resultatene viste også at enkelte

Tabell 10.10 Verdsetting av jakt og reindrift i Norge

Metode	Verdianslag	Kommentar	Referanse
Oppgitte inntekter og kostnader	Inntekt salg av jaktrett: 150 851 kr Inntekt utleie overnatting: 21 918 kr Andre inntekter ifm rypejakt: 3 759 kr Utgifter ifm salg av rypejakt: 12 288 kr Utgifter til oppsyn: 12 750 kr	Gjennomsnittsverdier for inntekter og utgifter knyttet til rypejakt 2006/07 oppgitt av rettighetshavere. Gjennomsnittlig overskudd per eiendom: 151 500 kr. Gjennomsnittlig overskudd per daa: 0,53 kr.	Andersen mfl., 2010
Oppgitt forbruk	Jaktkort og leie jaktterreng: 1 670 kr Utgifter til våpen og ammunisjon: 1 025 kr Transport og overnatting: 1 488 kr Andre utgifter: 4 360 kr	Gjennomsnittsverdier for forbruk forbundet med jakt 2006/07. Oppgitt av jegerne.	Andersen mfl., 2009
Anslått forbruk	Forbruk jakt 12 600 kr/år per rypejeger	Anslaget inkluderer kostnader til hund og våpen. Gir en gjennomsnittspris per felte rype på 2 520 kr.	Steen, 2004, gjengitt i Skonhoft og Gudding, 2010
Beregnet verdi	Verdi produsert villreinkjøtt 12 mill. kr/år Salg av villreinkort Rondane Nord: 1 mill. kr/år (brutto)	Verdien er basert på gjennomsnittlig jaktutbytte for perioden 2005–2009, og en kilopris på 70 kr for slaktet villrein.	Bråtå mfl., 2010
Bruttoverdi	Bruttopris tamreinkjøtt fra slakteri i 2010 var 141,2 mill. kr. Pris per kg kjøtt: 67,44 kr	Verdiene er knyttet til 2 094 tonn reinslakt.	Økonomisk utvalg for reindrift, 2011

respondenter brukte relativt mye penger på jaktrelaterte utgifter, mens hovedtyngden av jegere brukte mindre enn gjennomsnittet. Rypejegerne oppgir selv at det er mange ulike aspekter de verdsetter ved jakta. Forhold som naturopplevelse, samvær med andre jegere og samarbeidet med hund oppgis å ha stor betydning i tillegg til selve jakta og felling av vilt (Andersen mfl. 2009).

I følge et annet kostnadsoverslag i Steen (2004) bruker hver rypejeger 12 600 kr på jakta hvert år. Dette inkluderer kostnader til hund og våpen, og betyr at jegerne i gjennomsnitt betaler 2 520 kr per felte rype. Når ryper til sammenligning kan kjøpes for mellom 150–200 kr i butikken, er det tydelig at jakta har stor verdi for jegerne utover den rene kjøttverdien (Skonhoft og Gudning 2010).

Verdsetting av reindrift og villreinjakt

Totalregnskap for reindriftnæringen (Økonomisk utvalg for reindrift, 2011) viser at det ble slaktet i overkant av 80 000 tamrein i 2010. Disse gav drøyt 2 000 tonn reinkjøtt med en bruttopris fra slakteri på rundt 140 mill. kr. Gjennomsnittsprisen per kg kjøtt var 67,44 kr. Dette var en reduksjon i totale kjøttinntekter fra året før. Årsaken til nedgangen oppgis å være reduserte priser i markedet samt en reduksjon i gjennomsnittskostene, noe som i seg selv gir lavere priser per kg kjøtt. Reindriftnæringen utgjør et viktig grunnlag for samisk kultur og næringsvirksomhet, men det er ikke funnet studier knyttet til slike verdier.

I 2010 var det 8 400 jegere som jaktet villrein i Norge, og av en kvote på i overkant av 10 500 dyr ble omtrent halvparten felt²⁰. Bråtå mfl. (2010) har analysert villrein og villreinfjellet som kilde til verdiskaping og samfunnsutvikling. Rapporten understreker at produksjon av villrein er en fornybar ressurs som vil kunne skape årlige verdistrømmer i «all fremtid «dersom den forvaltes godt. Det oppgis også at den årlige produksjonen av villreinslakt i Norge er beregnet til ca. 174 000 kilo, eller ca. 113 000 kilo kjøtt til en verdi av ca. 12 mill. kr. Det aller meste av villreinkjøtt går til konsum hos jeger eller kjente, og de største inntektene knyttet til villrein stammer fra salg av jaktkort. I statsallmenning er prisen på jaktkort strengt regulert, og det er vanlig med lavere pris for lokalbefolkningen enn for tilreisende jegere. Videre er prisene i privateide områder ofte høyere enn i statsallmenningene, og vi har ikke funnet tall for total omsetning av villreinjaktkort i Norge. I

Rondane Nord som har mye statsallmenning er det imidlertid beregnet at det årlig selges villreinjaktkort for litt over en mill. kr brutto. For å finne produsentoverskuddet fra salg av jaktkort, må kostnader til bl.a. oppsyn under jakta og fellingsavgift til staten trekkes fra salgsinntekten. Kvoten i Rondane Nord lå i perioden 2008–2010 på rundt 600 dyr, hvorav omkring halvparten ble felt hvert år²¹. Bråtå mfl. (2010) sammenlignet driftsmarginene ved salg av villreinjaktkort med driftsmarginene ved tamreindrift i Sjak allmenning. Beregningene viser at inntekter og driftsresultat per jaktkvote er vesentlig høyere enn per slaktet tamrein.

Det selges også jaktpakker i form av jaktkort sammen med tilleggstjenester. Disse jaktpakkene kan deles i grupper der den vanligste er jaktkort og overnatting, og den andre er eksklusiv jakt på storbukk med alt inkludert. Vi har imidlertid ikke funnet totaltall for omsetning av villreinjaktkort eller jaktpakker i Norge. Verdiskaping basert på salg av opplevelse av villrein er lite utviklet. Dette vurderes også å være utfordrende fordi villreinen er «ustabil», sky og sårbar for forstyrrelser. Bråtå mfl. (2010) foreslår derfor heller å satse på utvikling av «naturbasert turisme med villreinkomponent» der historie, kulturminner og kunnskap om villreinen utnyttes.

På samme måte som rypejegerne oppgir også villreinjegerne at det er en rekke ulike aspekter de verdsetter ved jakta. Rekreasjon og avkobling, naturopplevelse og sosialt samvær med venner oppgis som de viktigste verdiene, men også spenning, høsting av kjøtt og mosjon nevnes som viktige elementer (Aas mfl. 2004). Vi har imidlertid ikke funnet studier som har søkt å verdsette disse dimensjonene økonomisk.

10.5.2 Oppsummering fjell

Hvilke verdier vurderes og hvordan?

Regnskapstall fra reindriftnæringen gir informasjon om økonomisk aktivitet og verdien av tamreinkjøtt i Norge (Økonomisk utvalg for reindrift, 2011). I andre studier vi har funnet er det verdier knyttet til vilt, og da jakt av ryper og villrein, som er vurdert. Tall fra SSB forteller hvor mange personer som er involvert i denne type jakt og hvor mange dyr som felles. Spørreundersøkelser i regi av Rypeforvaltningsprosjektet har samlet inn data om rettighetshaveres inntekter forbundet med

²⁰ <http://www.ssb.no/emner/10/04/10/reinjakt/>

²¹ <http://www.villrein.no/Villreinomr%C3%A5dene/Rondane/tabid/6147/Default.aspx>

rypejakt og gjennomsnittlig forbruk rypejegere har i forbindelse med jakta. Det finnes også anslag på årlig økonomisk verdi av villreinkjøtt (Bråtå mfl. 2010), og undersøkelser som ser på hvilke aspekter jegerne verdsetter ved villreinjakta (Aas mfl. 2004) uten at disse verdiene er verdsatt økonomisk.

Hva forteller studiene om verdien av økosystemtjenester fra fjell i Norge?

I tillegg til at det er mange personer som er interessert i jakt i Norge er det også sterke interesseorganisasjoner som er opptatt av å sikre de verdiene som gjør at deres medlemmer kan fortsette å dyrke sin jaktinteresse. Derfor er det kanskje ikke så overraskende at det er nettopp verdier knyttet til jakt av vilt som er mest studert.

Studiene viser at de kostnadene jegere har i forbindelse med jakt i mange tilfeller langt overstiger den rene kjøttverdien. Dette indikerer at det er andre aspekter ved jakt som har en verdi for jegerne. Dette understrekes også ved at både rypejegere og villreinjegere oppgir aspekter som rekreasjon, naturopplevelse og samvær med jaktkamerater som viktigere enn selve jaktutbyttet. Beregninger som viser at inntekter fra salg av jaktkort er større per kvote villrein enn per slaktet tamrein viser det samme – jegere tillegger jaktopplevelsen en verdi som går utover den rene kjøttverdien.

10.6 Grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer)²²

Som diskutert i kapittel 5 gir grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer) opphav til en rekke forskjellige økosystemtjenester som bare blir viktigere etter hvert som flere og flere mennesker bor i urbane områder. Betydningen av grøntstruktur og naturlige elementer i urbane områder er et fagområde som får stadig mer oppmerksomhet internasjonalt, uten at det foreløpig er viet samme interesse i Norge. Lindhjem og Sørheim (2012) beskriver og definerer hva man kan forstå med begrepene urbane økosystemer og urbane økosystemtjenester i en norsk kontekst, og presenterer eksempler på hvordan verdien av økosystemtjenester fra grøntområder i byer og

tettsteder er dokumentert i eksisterende litteratur. De finner ingen norske studier som har benyttet økosystemtjenestetilnærmingen for å synliggjøre betydningen av urbane økosystemtjenester. Det finnes imidlertid noen få studier som sier noe om verdien av renere luft og mindre støy i norske byer. Disse studiene forsøker riktignok ikke å isolere økosystemenes bidrag til bedret luftkvalitet og støyreduksjon, som strengt tatt er den delen som kan kalles økosystemtjenester. Verdianslagene viser uansett at disse økosystemtjenestene er verdifulle ved at de bidrar til å motvirke problemer som medfører store kostnader for samfunnet.

10.6.1 Verdianslag fra eksisterende litteratur

Antall studier som bidrar til å synliggjøre verdien økosystemtjenester fra grøntområder i norske byer og tettsteder er som nevnt over veldig begrenset. De fleste studiene som presenteres under, verdsetter effektene av forbedret luftkvalitet og/eller støyreduksjon. Dette er tjenester som komponenter i grøntområder er med å bidra til, men de påvirkes også av en rekke andre faktorer. Det presenteres også et eksempel på en studie som verdsatter grøntarealer i Oslo (Strand og Wahl 1997).

Verdsetting av forbedret luftkvalitet og støyreduksjon

Samstad mfl. (2010) har, på oppdrag fra transportetatene i Norge, beregnet økonomisk verdi av forbedret luftkvalitet og støyreduksjon til bruk i nytte-kostnadsanalyser. Verdien av reduserte utslipp av partikler (PM₁₀) og nitrogenoksider (NO_x) beregnes bl.a. ved hjelp av modellering av effektene av forurensning på folks helse og deres oppgitte betalingsvillighet for å redusere disse effektene. Økonomisk verdi av å redusere utslippene av partikler med en kilo er i gjennomsnitt 3600 kr i storbyer (Oslo, Trondheim, Bergen), 1640 kr i andre større byer og 440 kr i tettsteder med mer enn 15 000 innbyggere. Økonomisk verdi av å redusere NO_x-utslipp med en kilo er beregnet til 200 kr i storby, 100 kr i andre større byer og 50 kr i andre områder. Verdien av å redusere støy fra ulike transportmidler er også beregnet hovedsakelig ved hjelp av betinget verdsetting, og anslått til 460 kr per dBA for flytrafikk og 335 kr per dBA for veitrafikk, tog/bane og sjøtransport.

Verdien av støyreduksjon er også forsøkt anslått ved å se på hvordan støy påvirker huspriser. Navrud og Strand (2011) har analysert prisdata for eneboliger og rekkehus i Oslo, og fant en klar negativ sammenheng mellom støynivå (innenfor intervallet 55–70 dBA) og huspriser.

²² Vista Analyse har på oppdrag fra utvalget utarbeidet en rapport om urbane økosystemtjenester i Norge, og denne delen er basert på denne rapporten (Lindhjem og Sørheim 2012).

Tabell 10.11 Verdsetting av forbedret luftkvalitet, støyreduksjon og grøntarealer

Studieområde	Metode	Verdianslag	Kommentar	Referanse
Norske byer	Skadestkostnader, beregnet bl.a. ved hjelp av betinget verdsetting	Verdien av å redusere utslippet av partikler (PM ₁₀) med en kg er i 3600 kr i storbyer (Oslo, Trondheim, Bergen), 1640 kr i andre større byer og 440 kr i tettsteder med mer enn 15 000 innbyggere Verdien av å redusere utslippet av nitrogenoksider (NO _x) med en kg er 200 kr i storbyer, 100 kr i andre større byer og 50 kr i andre områder.	Skadestkostnadene er beregnet bl.a. basert på modellering av effekten forurensning har på folks helse og deres betalingsvillighet for å redusere disse effektene.	Samstad mfl., 2010
Norge	Betinget verdsetting	Verdien av redusert støy fra transportmidler er 335 kr/dBA for vei-trafikk, tog/bane og sjøtransport, og 460 kr/dBA for flytrafikk.		Samstad mfl., 2010
Oslo	Eiendomsprismetoden	Prisen på rekkehus og eneboliger i Oslo reduseres gjennomsnittlig med 7 pst. ved en økning i trafikkstøy fra 55 dbA til 70 dbA. Dette er 0,46 pst. per dBA.	Studien finner ingen effekt på husverdien for lavere enn 55 dBA (for liten plage til å være merkbar) eller over 70 dBA (ytterligere økning fra allerede høyt støynivå gir liten ekstra plage). Prisreduksjonen per dBA er i samme størrelsesorden som i Grue mfl., 1997.	Navrud og Strand, 2011
Oslo	Eiendomsprismetoden	Prisen på leiligheter og hus i Oslo reduseres med 0,5 pst. for en økning i trafikkstøy med 1 dBA.	Forfatterne advarer om at andre miljøeksternaliteter kan være reflektert i støyvariabelen.	Grue mfl., 1997
Oslo	Betinget verdsetting	Verdien av et mål grøntområde anslått til mellom 1,6 mill. kr (ved 7 pst. rente og lavt estimat for betalingsvillighet per mål) og 6 mill. kr (ved 3,5 pst. rente og høyt estimat for betalingsvillighet per mål) (1997-kr).	Gjennomsnittlig tomteprisene (som verdi på alternativ anvendelse) per mål ble til sammenligning beregnet til kr 1,35 mill. kr.	Strand og Wahl, 1997

Prisene synker i gjennomsnitt med 7 pst. dersom trafikkstøyen øker fra 55 dbA til 70dbA. Dette tilsvarer en reduksjon på 0,46 pst. per dBA. De finner ingen effekt av endringer i støynivå under 55 dbA (for liten plage til å være merkbar) eller over 70 dbA (ytterligere økning fra allerede høyt støynivå gir liten ekstra plage).

Grue mfl. (1997) har tidligere benyttet prisdata for leiligheter og hus i Oslo for å anslå verdien av støyreduksjon, og fant at prisene på leiligheter og hus sank med 0,5 pst. ved en økning i trafikkstøy på 1dBA. Denne effekten er i samme størrelsesorden som hos Navrud og Strand (2011). Det understrekes imidlertid at andre miljøeksternaliteter som luftforurensning og visuelle effekter kan ha blitt reflektert i støyvariabelen.

Verdsetting av grøntarealer

Strand og Wahl (1997) har, for park- og idrettsvesenet i Oslo kommune, beregnet den økonomiske verdien av grøntområder i Oslo. Betinget verdsetting ble anvendt som metode, og husholdninger ble spurt direkte om sin betalingsvillighet for å unngå utbygging og bevare grøntarealer. Et konservativt anslag for verdien av et mål grøntområde i Oslo ble i studieåret beregnet til mellom 1,6 mill. kr (ved 7 pst. rente og lavt estimat for betalingsvillighet per mål) og 6 mill. kr (ved 3,5 pst. rente og høyt estimat for betalingsvillighet per mål). Til sammenligning ble tomteprisene (som verdi på alternativ anvendelse) per mål beregnet til kr 1,35 mill. kr som et gjennomsnitt. Studien viste også at betalingsvilligheten for å bevare grøntområdene var høyest i de mest sentrumsnære områdene.

Verdsetting av bynære områder

Fordi selv de største urbane områdene i Norge er relativt begrenset i utstrekning har befolkningen i byer og tettsteder stort sett god tilgang til naturområder som omkranser de urbane områdene, i Norge er dette stort sett kystsoner, skog, fjell eller åpent lavland. Disse økosystemene og økosystemtjenestene som produseres der er derfor av stor betydning for befolkningen i urbane områder, og omtales i mange sammenhenger også som urbane økosystemtjenester. Økosystemtjenestene som sådan er de samme uavhengig av om de produseres i et økosystem som ligger i nærheten av urbane områder, men verdien av en del tjenestene blir høyere fordi de har verdi for flere mennesker. Vi kjenner ikke til studier som har verdsatt økosystemtjenester i bynære områder i Norge eksplisitt, og i denne gjennomgangen er bynære områder derfor behandlet som en del av de økosystemene de er en del av. I boks 10.4 under presenteres et eksempel på en studie som har anslått den samfunnsøkonomiske verdien av strømmen av økosystemtjenester fra det grønne beltet som omgir byen Ontario i Canada. Denne studien kartlegger og beregner hvilke verdier de omkringlig-

gende naturområdene bidrar med til den urbane befolkningen.

10.6.2 Oppsummering grøntområder i byer og tettsteder (urbane økosystemer)

Hvilke verdier vurderes og hvordan?

I studiene over er det verdier av forbedret luftkvalitet, støyreduksjon og bevaring av grøntarealer som er analysert. Verdien av forbedret luftkvalitet er hovedsakelig anslått ved hjelp av befolkningens oppgitte betalingsvillighet for å redusere negative helseeffekter som følge av luftforurensning. Der som vi hadde hatt informasjon om økosystemenes bidrag til luftrensing kunne vi ved hjelp av betalingsvilligheten for å redusere negative helseeffekter beregne verdien av økosystemenes evne til luftrensing. Det vil ventelig også være mulig å anslå verdier av urbane økosystemers bidrag til vann- og avløpshåndtering, f.eks. i tilfeller der kommuner kan bruke naturbaserte løsninger som supplement og/eller alternativ til produsert infrastruktur. Det finnes eksempler på at verdien av støyreduksjon er beregnet både ved bruk av betinget verdsetting på samme måte som for for-



Figur 10.6 Fotballtrening i Muselunden, Oslo. Jo flere som bor i byer, desto viktigere blir grøntområdene.

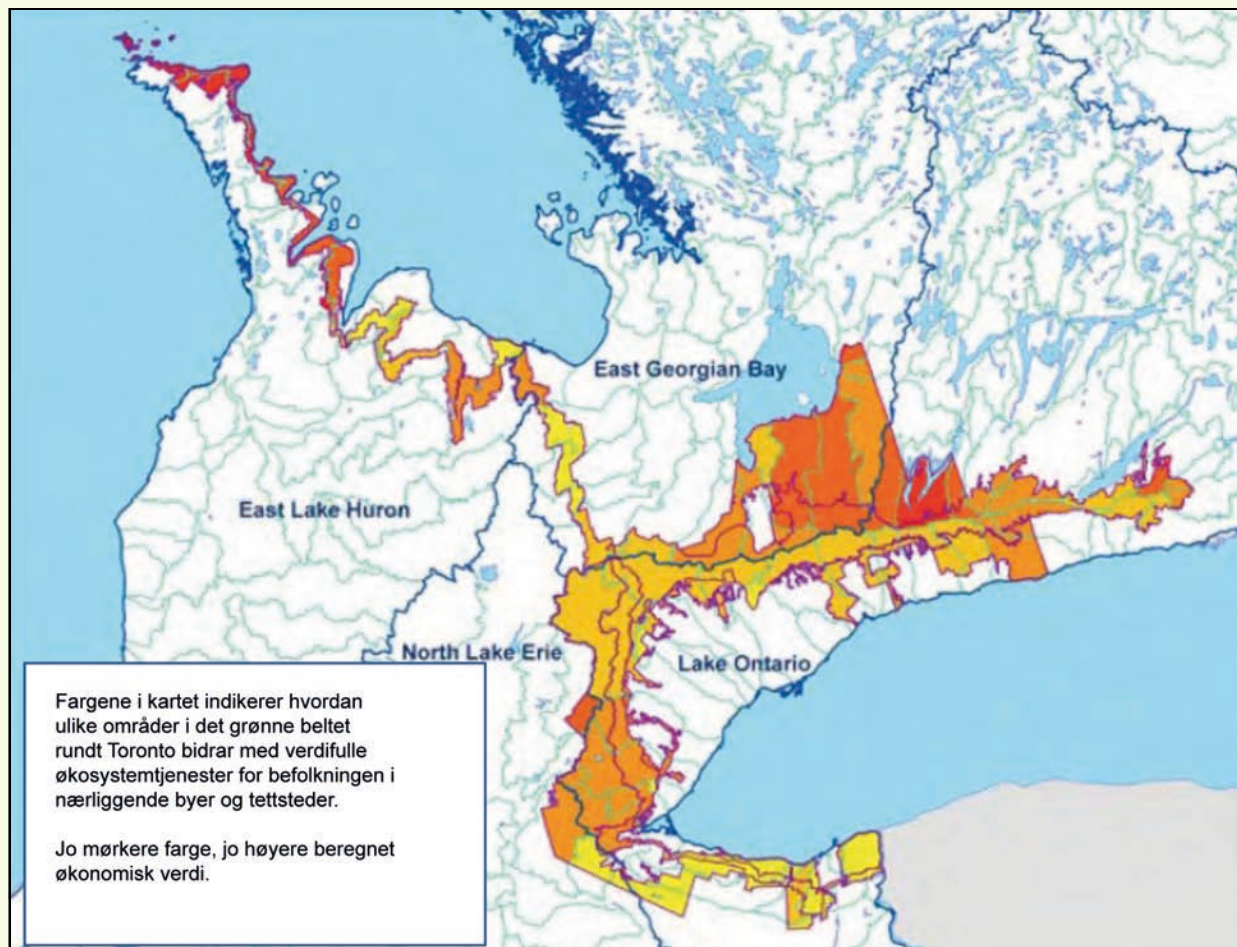
Foto: Marianne Gjerv

Boks 10.4 Eksempel på verdsetting av bynære naturområder i Toronto, Canada

Toronto ligger langs den nordvestlige bredden av Lake Ontario, og er med sine 2,5 mill. innbyggere (5,5 mill. om en regner med mer av de urbane områdene enn kun bykjernen) Canadas største by. Som et belte rundt byen ligger Greater Golden Horseshoe Greenbelt – et sammenhengende område med ulike naturtyper som bl.a. skog, våtmark og jordbrukslandskap. Torontos grønne belte ble opprettet med ett eneste formål: å sikre naturområder som genererer verdifulle økosystemtjenester for de tettbebygde områdene rundt; Golden Horseshoe-området huser til sammen omtrent en fjerdedel av Canadas befolkning. Ontario fylke er i så måte et ledende eksempel på hvordan bevisst arealplanlegging er essensielt for å sikre byer viktige tjenester som ren luft, flomsikring, lokal matproduksjon og økt livskvalitet for innbyggerne.

En studie fra 2008 kartla de økonomiske verdiene av naturtypene i det grønne beltet og de

økosystemtjenestene de tilbyr for omkringliggende byer og tettsteder. Det ble kartlagt hvor store verdier de ulike naturtypene og deres økosystemtjenester genererte (se geografisk fordeling av verdier på kart nedenfor). Studien konkluderte med at våtmarker og skogsområder var de mest verdifulle naturtypene, som produserte verdier på henholdsvis 1,3 mrd. og 989 mill. dollar per år. Den samlede verdien av de økonomisk verdsatte økosystemtjenestene i Torontos grønne belte ble anslått å være 2,7 mrd. dollar årlig. Habitat-tjenester, flomkontroll (myr), klimaregulering (opptak og lagring) og vannhåndtering (avrenningskontroll i skog) ble anslått å være de økonomisk mest verdifulle økosystemtjenestene, med årlige samfunnsøkonomiske bidrag på henholdsvis 548 mill., 380 mill., 377 mill. og 278 mill. årlig (alle tall i kanadiske 2008-dollar).



Figur 10.7 Naturområder rundt Toronto, Canada.

Boks 10.4 forts.

Forskjellige økosystemtjenester er verdsatt på forskjellige måter, og verdsettingsmetodene som er brukt for noen av de mest sentrale tjenestene er beskrevet under.

Karbonfangst: Beregnet ved mengden karbonoptak multiplisert med gjennomsnittlige skadekostnad fra ett tonn karbon i atmosfæren.

Luftkvalitet: Effekten trær/skog har på luftkvaliteten ble beregnet ved å bruke årlig opptak av CO, NO₂, SO₂ og partikler multiplisert med faktorer for hver av forurensingstypene beregnet på grunnlag av indirekte kostnader, som f.eks. helseutgifter og redusert turisme.

Vannhåndtering: Verdien av skogens evne til å absorbere vann ved store nedbørmengder ble beregnet ved volumet av ekstra overvann som hadde måtte håndteres på annet vis dersom

Kilde: Wilson (2008) gjengitt i Lindhjem og Sørheim (2012)

trærne ikke hadde gjort det. Dette ble så multiplisert med de lokale kostnadene ved å bygge og drifte kunstige konstruksjoner for tilsvarende mengder overvann.

Rekreasjon: Beregningen er basert på en undersøkelse som kartla betalingsvilligheten for naturbaserte rekreasjonsopplevelser blant befolkningen. Det ble så gjort et estimat over hvor mye av aktiviteten denne totalverdien var basert på, som fant sted innenfor det grønne beltet.

Pollinering: Studien beregnet verdien av pollinering for jordbruksland som ligger innenfor og i umiddelbar nærhet til det grønne beltet (som dermed er mindre relevant for urbane pollineringstjenester fra f.eks. hager og parker).

bedret luftkvalitet, og ved å se på hvilke effekter støy har på huspriser, den såkalte eiendomsprismetoden (som er beskrevet i kapittel 8). Også verdien av å beholde grøntarealer er beregnet ved hjelp av betinget verdsetting.

Det er også klart at bynære områder bidrar med økosystemtjenester av stor verdi for den urbane befolkningen, men denne typen verdier er ennå ikke anslått økonomisk i Norge.

Hva forteller studiene om verdien av økosystemtjenester fra grøntområder i byer og tettsteder i Norge?

Selv om ingen av studiene verdsetter økosystemtjenester direkte illustrerer de at naturlige elementer i urbane områder kan ha stor betydning for befolkningen som bor der. Det er tydelig at både forbedret luftkvalitet og støyreduksjon har en positiv verdi for folk, og selv om vi ikke har kunnskap om hvor stor andel av denne verdien som kan tilskrives økosystemtjenestene er det klart at naturlige elementer som bidrar til disse tjenestene har en positiv verdi for befolkningen i urbane områder.

At verdien av å bevare grøntområder ble anslått å være høyere enn beregnet tomtepris dersom områdene brukes til forskjellige utbyggingsformål indikerer at det er samfunnsøkonomisk lønnsomt å bevare grøntområder og urbane økosystemer (Strand og Wahl 1997) fordi de produse-

rer verdifulle økosystemtjenester for befolkningen i urbane områder. Grøntområder er en viktig komponent for en rekke av de økosystemtjenestene som i kapittel 5 blir beskrevet for urbane områder.

10.7 Kulturlandskap (jordbruksområder og åpent lavland)

Både jordbruksareal og åpent lavland er, som beskrevet i kapittel 4, områder som er avhengig av menneskelig påvirkning for å opprettholde produksjonen av de fleste økosystemtjenestene vi forbinder med disse økosystemene. Naturområder som er påvirket av og avhengig av menneskelige inngrep for å bestå, omtales i en del sammenhenger også som kulturlandskap. For mange mennesker utgjør samspillet mellom natur-, landskaps- og kulturminnekvalliteter i et område en viktig del av grunnlaget for naturopplevelser. Kulturlandskapet har også mye å si for folks identitet og deres følelse av å ha tilknytning til et område. Spor etter tidligere tiders bruk av utmarka, f.eks. i form av stier, nedlagte setre, småbruk, skogsarbeiderkoier, etc. kan ha store opplevelsesverdier selv om de ikke utgjør økosystemtjenester slik vi tidligere har definert begrepet. Opplevelsesverdier, enten de kan knyttes til økosystemtjenester eller andre forhold i jordbruksareal og åpent lavland, er tett

knyttet til friluftsliv og rekreasjon og omtales i en egen del om dette der det er relevant (se kapittel 10.8). I denne delen fokuseres det derfor på studier og statistikk som synliggjør verdier av økosystemtjenester fra jordbruksareal og åpent lavland som ikke er relatert til friluftsliv og/eller rekreasjon.

Økosystemtjenestebegrepet er i liten grad tatt i bruk for varer og tjenester som stammer fra jordbruksarealer og åpent lavland, til tross av at mye av produksjonen som foregår i disse økosystemene er basert på å utnytte forsyningstjenester nettopp for å dekke menneskers behov for mat.

Vi har ikke funnet noen studier som anvender økosystemtjenesterammeverket direkte, og med unntak av verdianslag for fôr fra utmarksbeite (Asheim og Hegrenes 2006) har vi ikke funnet studier som verdsetter ikke-omsatte økosystemtjenester fra jordbruksareal og åpent lavland økonomisk.

10.7.1 Verdianslag fra eksisterende litteratur

Som nevnt over er det begrenset kunnskap om verdier av de fleste ikke-omsettbare økosystemtjenester fra jordbruksareal og åpent lavland. For jordbrukssektoren som produserer produkter for salg finnes det imidlertid god kunnskap om inntekter og verdiskapning som sier noe om betydningen av forsyningstjenester. I avsnittene under presenteres derfor hovedsakelig verdianslag for jordbruksprodukter. I et eget avnitt fremheves det også at genetiske ressurser i vill flora har en verdi for jordbruket og for samfunnet, uten at denne verdien er forsøkt kvantifisert for Norge.

Verdier av økosystemtjenester i jordbruket

Totalkalkylen for jordbruket (Budsjettnemnda for jordbruket 2012) viser totalverdiene som skapes i norsk jordbruk ved utnyttelse av jordbrukets produksjonsfaktorer. Inntektene i jordbruket kommer hovedsakelig fra salg av produkter og fra statlige tilskudd. Det at staten betaler tilskudd til produsentene kan sees som en indikasjon på at jordbruksproduksjonen har en høyere verdi for samfunnet enn den som fremkommer av markedsprisene. Det er imidlertid flere grunner for disse tilskuddene, der sikring av produksjon av økosystemtjenester kun er ett element. Foreløpige normaliserte²³ regnskapstall viser at inntekter fra jordbruksprodukter i 2011 var i underkant av 26 mrd. kr. Inntektene omfatter verdien av jordbruksprodukter til salg og til bruk i produsentens egen

husholdning. Inntekter fra planteprodukter utgjorde drøyt 7 mrd. kr og inntekter fra husdyrprodukter utgjorde nesten 19 mrd. Fordelingen mellom ulike produktgrupper fremkommer i tabell 10.12. Samtidig var summen av direkte tilskudd i 2011 10 mrd. kr. På samme måte som i fiskerierne er politiske føringer og tilskuddsordninger med å påvirke lønnsomhet og inntekter i jordbruket.

Asheim og Hegrenes (2006) har brukt informasjon om antall dyr som beiter i utmark, gjennomsnittlig beitetid for ulike dyreslag og gjennomsnittlig daglig fôropptak i beiteperioden til å beregne verdien av fôr fra utmarksbeite i Norge. De finner at årlig fôropptak fra utmark er omkring 319 mill. forenheter (FEm). Av dette sto sauer og lam for 68 pst. av fôropptaket, kyr for 12 pst., andre storfe for 17 pst. og geiter og hester til sammen for 3 pst. Med en forutsetning om at svinnet i produsert fôr vil være større på innmark enn i utmark er verdien av en fôrenhet satt til 2,50 kr. Dette gir en verdi av utmarksfôr på knappe 800 mill. kr i året. Denne verdien omfatter utmarksfôr i alle økosystemer der husdyr beiter, og vil derfor fordele seg mellom åpent lavland, fjell og skog. Beiting er som beskrevet i kapittel 4, med på å opprettholde naturtyper og økosystemer med et rikt artsmangfold, og bidrar derfor til å opprettholde produksjonen av andre økosystemtjenester. Betydningen av dette er det imidlertid ikke gjort noen forsøk på å kvantifisere så langt vi har sett.

Verdsetting av pollinering

Det er ikke gjort studier av hvilke økonomiske verdier pollinering representerer i Norge, men basert på nordiske og andre lands studier (se boks 10.5) er det anslått at verdien av birøkt i Norge er på minst 250 mill. kr årlig. Av dette utgjør honningproduksjon en verdi for primærprodusenten på rundt 100 mill. kr og verdien av pollinering av kulturvekster er på rundt 150 mill. kr (Landbruks- og matdepartementet 2012). Biene bidrar til å sikre pollinering i frukt- og bærproduksjonen og for oljevekster, og bienes tilstedeværelse gir større avlinger og bedre kvalitet. Verdien av pollinering av ville planter (herunder flere rødlistearter) kommer i tillegg, men er ikke beregnet.

²³ Normaliserte regnskaper skal vise utviklingen i jordbruket ved «normale» forhold, og forutsetter bl.a. normalårsavlinger i planteproduksjon. I tillegg normaliseres prisene i grøntsektoren.

Tabell 10.12 Verdsetting av økosystemtjenester i jordbruksareal og åpent lavland

Metode	Verdianslag	Kommentar	Referanse
Bruttoinntekt	Inntekter fra planteprodukter i 2011 var 7 063 mill. kr, fordelt på: <ul style="list-style-type: none"> – Korn, erter og oljefrø: 2 576 mill. kr – Poteter: 609 mill. kr – Hagebruksprodukter: 3641 mill. kr – Andre planteprodukter: 236 mill. kr Inntekter fra husdyrprodukter i 2011 var 18 751 mill. kr, fordelt på: <ul style="list-style-type: none"> – Ku- og geitemelk: 7 734 mill. kr – Kjøtt og fjørfeslakt: 9 691 mill. kr – Egg: 875 mill. kr – Ull: 118 mill. kr – Pelsdyr: 257 mill. kr – Andre husdyrproduksjoner: 76 mill. kr 	Foreløpige regnskapstall for inntekter fra salg av jordbruksprodukter i 2011, ekskl. direkte tilskudd	Budsjettnemnda for jordbruket, 2012
Overført verdi	Verdien av honningproduksjon ca. 100 mill. kr Verdien av bienes bidrag til pollinering av kulturvekster ca. 150 mill. kr	Verdiene er beregnet basert på studier gjennomført i andre nordiske land	Landbruks- og matdepartementet, 2012c
Beregnet verdi av alternativt fôr	Verdien av fôr fra utmarksbeite i Norge er omkring 800 mill. kr per år	Verdien er basert på informasjon og antagelser om antall dyr som beiter i utmark, gjennomsnittlig beitetid og gjennomsnittlig fôropptak	Asheim og Hegrenes, 2006

Verdsetting av plantegenetiske ressurser fra vill flora²⁴

Plantene som dyrkes til mat, fôr og andre formål stammer alle fra vill flora, og de har fortsatt sine mer eller mindre nært beslektede plantearter i vill flora ulike steder i verden. Disse omtales ofte som «*crop wild relatives*» (CRW). Det er plantartenes iboende genetiske variasjon som har gjort det mulig å utvikle dyrkede jordbruksplanter og kulturvekster fra viltvoksende plantearter, og dermed utvikle landbruk, fast bosetting og sivilisasjon. Fortsatt er det slik at genressurser og genetisk mangfold hos viltvoksende planter er en avgjørende viktig kilde til genetisk materiale når det skal foredles fram nye plantesorter eller man skal finne gode og egnede genotyper av ville nytteplanter til høsting, dyrking eller annen bruk (Asdal 2012). Som eksemplene i boks 10.6 viser er verdien av genressurser fra vill flora vurdert flere ganger i internasjonal litteratur.

Det finnes ingen beregninger tilsvarende de som er presentert i boks 10.6 for den økonomiske

verdien av genetisk materiale fra viltvoksende planter i norsk flora. De fleste av våre dyrkede og økonomisk viktige matplanter stammer fra andre regioner, og hittil er gener fra vår flora i liten grad benyttet til forbedring av sorter. Det store unntaket er imidlertid våre fôrplanter. Sorter av gras- og belgvekster, som betyr mye for husdyrhold og dermed for matproduksjon både i Norge og i andre land, stammer for en stor del fra vill flora. Norge har en variert natur og et variert klima, og har dermed store genetiske variasjoner og tilpasninger innenfor arter som ellers kan være ganske vanlige i store deler av landet (Asdal 2012).

Det er gjort innsamlinger av frø av fôrplantearter til den nordiske genbanken NordGen, og dette materialet brukes i foredling av nye sorter. At plantene og deres genetiske mangfold blir tatt vare på *in situ* og får utvikle seg videre i norsk natur er en forutsetning for videre utvikling av sorter, både for norsk landbruk og for globalt landbruk. I tillegg til den åpenbare verdien av genressurser hos fôrplanter som brukes direkte i



Figur 10.8 Sauer på utmarksbeite.

Foto: Miljøverndepartementet

norsk og nordlig landbruk i dag er det også knyttet opsjonsverdier til genetisk materiale hos andre planter i vår flora fordi de muligens kan brukes i foredling av bedre sorter av matplantene i fremtiden.

Verdien av plantegenetiske ressurser kan synliggjøres ved å peke på og illustrere deres betydning for utvikling av landbruket slik det er gjort over, men det vil også være interessant å gjøre studier av den økonomiske verdien av genetisk materiale fra viltvoksende planter i norsk flora, på samme måte som i de internasjonale studiene presentert i boks 10.6. Bedre synliggjøring av genressursverdiene i norsk flora kan f.eks. bidra til at det blir lettere å få forståelse for å iverksette vernetiltak som kan sikre bevaring av disse ressursene (Asdal 2012).

10.7.2 Oppsummering kulturlandskap (jordbruksområder og åpent lavland)

Hvilke verdier vurderes og hvordan?

SSB og jordbruksforvaltningen presenterer jevnlig informasjon om produksjon og inntekter fra salg av jordbruksprodukter. Denne informasjonen er tilgjengelig både som løpende verdier og som normaliserte størrelser der effektene av tilfeldige variasjoner som følge av vær eller andre ytre faktorer er jevnet ut. Slik informasjon sier noe om omfang og økonomisk verdi av viktige forsynde tjenester selv om denne type verdier, som diskutert tidligere, ikke skiller ut økosystemenes bidrag til produksjonen. Det finnes litteratur som fremhever betydningen av plantegenetiske ressurser i vill flora for jordbruksproduksjon, men verdien av dette er ikke forsøkt kvantifisert for Norge. Verdien av genetisk materiale i husdyra, ulike arter og raser, som kan ha betydning for robusthet og produksjoneevne i et fremtidig

Boks 10.5 Verdier av pollinering i internasjonale studier

Beregninger fra 2008 indikerer at pollinerende insekter årlig bidrar med minst 153 mrd. euro til verdensøkonomien, anslått til rundt 10 pst. av verdens produksjon av mat i landbruket i 2005 (Gallai mfl. 2009). Verdien av pollinatorer for frukt og grønnsaker ble anslått til rundt en tredjedel av dette, men høye verdier ble også funnet for matolje, stimulerende midler, nøtter og krydder. Gallai mfl. (2009) så i studien på avhengighetsgraden av naturlig pollinering for 100 avlinger som brukes som mat globalt, og så både på det økonomiske bidraget fra pollinatorer og på sårbarheten for tap av pollinatorer.

Forfatterne påpeker at verdsettingsstudien synliggjør at pollinatorer bidrar med store økonomiske verdier, men understreker også at det er usikkerhet i slike tall og at studien ikke fanger opp strategiske reaksjoner i markedet (hos produsenter og forbrukere) ved eventuelle tap av pollinatorer. De viser også til at det pågår en diskusjon rundt «pollineringsparadokset», som henspiller på at bøndene vil endre sine produksjonsvalg og -metoder slik at samlet avlingsmengde ikke nødvendigvis vil falle slik tapet av pollinatorer skulle tilsi (se også Ghazoul 2007).

I Storbritannia har betydningen av insektsbestøvede avlinger økt, og utgjorde i 2007 20 pst. av dyrket mark og 19 pst. av verdien av avlinger. Analyser av antall bikuber indikerer at domestiserte bier bare er i stand til å utføre omkring 34 pst. av nødvendige pollineringstjenester, en nedgang fra 70 pst. i 1984. På tross av denne nedgangen har insektpollinerte avlinger gjennomsnittlig økt med 54 pst. siden 1984 (Breeze mfl. 2011). Dette viser at ville insekter er langt viktigere for pollinering av både avlinger og ville planter enn mange har trodd.

Verdier av pollinering i Sverige

En utredning utført for det svenske Jordbruksverket viser at verdien av den svenske honningproduksjonen er på 117–135 mill. SEK og at verdien av bienes pollinering er på 189–325 mill. SEK årlig (Rahbek Pedersen 2009). Beregningene tar utgangspunkt i de prisene produsentene får for sine produkter, slik at endelig butikkverdi av produktene er betydelig høyere. Studien viser at det er pollinering av epler, jordbær og oljevekster som har størst økonomisk verdi, og omtrent 85 pst. av verdien av bienes pollinering er knyttet til disse tre avlingene.

Det understrekes at det bare er kommersielle avlinger som er omfattet av beregningene, og at honningbier også spiller en stor rolle for frukt- og bærproduksjonen som gjøres i hager

og på hobbybasis. Det vises også til at både ville pollinatorer og honningbier har betydning for ville bær- og fruktslag, herunder blåbær og villbringeblær, men at den økonomiske verdien av dette ikke er forsøkt beregnet.

Studien viser at et tap av 40 pst. av bisamfunnene i Sverige vil innebære en tapt inntekt på 200–300 mill. SEK fordelt over tre år dersom forutsetningene for birøkt ellers er gode. Det vises også til at mens det internasjonalt er rundt 100 avlinger som er helt eller delvis avhengig av honningbier, så er dette tallet betydelig lavere i Sverige. Studien viser at ville arter (herunder humler) supplerer honningbiene, men at dagens produksjon ikke kan basere seg kun på ville pollinatorer. Det vises også til at god pollinering gjør at frukt, bær og en del grønnsaker blir større og finere, og denne økte kvaliteten medfører høyere inntekter for produsentene.

Den anslåtte verdien for Sverige er betydelig lavere enn for Danmark (se under), og det antas at dette skyldes at Sverige har betydelig mindre dyrking av frukt og bær enn Danmark og mange andre europeiske land. Studien viser også at det er få birøktere som faktisk får betalt for pollineringstjenestene, selv om verdien av pollinering er en god del større enn verdien av honning- og voksproduksjonen.

Verdier av pollinering i Danmark

Birøkt i Danmark er nært koblet til landbruksproduksjon, og flere avlinger er avhengige av bier for å gi nødvendig lønnsomhet. Den samlede økonomiske verdien av honningbier i Danmark er anslått til i størrelsesorden 1 mrd. DKK kr på årsbasis, og av dette er verdien av pollinering av kulturplanter anslått til rundt 800 mill. DKK (Hansen mfl. 2006). Den økonomiske verdien er anslått for ulike avlinger på bakgrunn av bl.a. bienes antatte betydning for pollinering og den samlede salgsværdien av avlingene. Biene er spesielt viktige for eple- og rapsavlinger (Hansen mfl. 2006).

Den danske studien ser også på hvordan bønder på kort og lang sikt kan gå over til andre avlinger dersom det blir mindre bier til pollinering, og på hvilke kostnader og tapte inntekter dette vil gi. Det er også gjort en spørreundersøkelse som viser at 6 pst. av birøkterne i Danmark får betalt for pollineringstjenester (Hansen mfl. 2006). Det har ikke vært mulig å verdsette bestøving av ville planter, herunder ugress, men det antas at denne pollineringen er viktig for en rekke arter og for å opprette det biologiske mangfoldet.

Boks 10.6 Økonomisk verdi av genressurser i vill flora

Det er vanskelig å beregne økonomisk verdi av genressurser fra vill flora. Den mest kjente studien stammer fra USA i 1986 da Robert og Christine Prescott-Allen estimerte verdien av genetisk materiale fra ville plantearter til forbedring av plantesorter til å være 340 mill. dollar pr år i USAs økonomi alene (Prescott-Allen og Prescott-Allen 1986). De viktigste elementene i denne økonomiske gevinsten stammer fra avlingsøkninger og reduserte utgifter til sprøytemidler og andre tiltak mot plantesykdommer.

I 1997 gjorde Pimentel mfl. en lignende studie som viste at verdien av genmateriale fra viltvoksende plantearter var 20 mrd. dollar pr år i USA, og 115 mrd. på global basis (Pimentel mfl. 1997). Selv om metodene i studiene som er gjort varierer, indikerer dette at bruk av genressurser fra ville planter har økt og at dette har gitt stor økonomisk gevinst. Interessante enkeltstudier fra 1980-tallet i USA viste at årlig forbedring av resistens i hvetesorter ved hjelp av gener fra nærstående arter i vill flora hadde en verdi på 50 mill. dollar pr år (Witt 1985), og at gener fra den ville tomatarten *Lycopersicon chmielewskii* alene bidro med 8 mill. dollar pr år (Iltis 1988). En nyere undersøkelse har beregnet nåverdien av genressurser hos ville slektninger til kaffe til 1,458 mrd. dollar (Hein og Gatzweiler 2006).

I 2007 publiserte Reem Hajjar og Toby Hodgkin en studie som har summert opp utviklingen i bruk av gener fra CWR i tiden etter den kjente Prescott-Allen studien fra 1986. Introduksjon av gener og egenskaper fra viltvoksende slektninger til 19 av de viktigste matplantene i verden er undersøkt (Hajjar og Hodgkin 2007).

Til utvikling av nye sorter i 13 av disse matplantene er det funnet at gener fra over 60 viltvoksende plantearter er benyttet. Mer enn 100 egenskaper er tatt inn i nye sorter av disse 13

artene av dyrkede planter siden 1986. Hvete, tomat og ris er de tre plantene der det er rapportert størst bruk av gener og egenskaper fra ville nytteplanter. Til de 13 plantene finnes det, slik det er definert i Plantetraktaten (ITPGRFA), ville slektninger til hvete, bygg, potet og salat i norsk vill flora.

Studien rapporterer videre at ca. 80 pst. av de gener og egenskaper som er hentet fra ville planter gjelder resistens mot plantesykdommer og skadeinsekter. De resterende 20 pst. av rapportert bruk av CWR gjelder gener som koder for ulike typer av abiotisk stresstoleranse, som f.eks. tørke og jord med høyt saltinnhold, avlingsøkninger og forbedring av ulike kvalitetsegenskaper.

Maxted og Kell (2009) gjennomgikk nærmere 300 publiserte artikler som omhandlet bruk av genetisk materiale fra CWR i foredling av plantesorter. Av disse var to pst. av artiklene publisert før 1970. De senere tiårene har antall slike publiseringer økt og hele 38 pst. av de gjennomgåtte artiklene var publisert etter 1999. Dette viser at bruken av CWR til foredling av nye plantesorter har økt mye de senere år. Her må en imidlertid være klar over at slik bruk av CWR ofte ikke blir publisert vitenskapelig fordi det er planteforedlere som utfører arbeidet, og at de ofte ikke publiserer detaljer i sin foredling vitenskapelig.

Hajjar og Hodgkin (2007) mener at bruk av genmateriale fra ville planter vil øke kraftig i årene som kommer. Faktorer som økt kunnskap om genetikk og egenskaper hos de ville plantene, økt tilgjengelighet til CWR i genbanker, økte muligheter for å lage hybrider av nærstående arter og fremskritt i molekylære teknologier vil bidra til det.

Kilde: Asdal (2012)

endra klima har vi heller ikke funnet beregninger for.

Gjennomgangen over viser ellers at det er få kilder til informasjon om økonomiske verdier av ikke-omsatte økosystemtjenester fra jordbruksareal og åpent lavland. Verdien av fôr fra utmarksbeite er den eneste ikke-omsatte verdien som er

beregnet. Verdien er beregnet ved å se på hvilke kostnader det ville medføre for bønder dersom dyrene alternativt skulle gå på innmarksbeite.

Hva forteller studiene om verdien av økosystemtjenester fra kulturlandskap (jordbruksareal og åpent lavland) i Norge?

Gjennomgangen viser at det finnes detaljert kunnskap om produksjon av plante- og husdyrproduk-

²⁴ Denne delen er basert på Asdal (2012).

ter i jordbruket. Fordi disse produktene omsettes i eksisterende markeder finnes det også informasjon om priser og inntekter som sier noe om betydningen av disse produktene i Norge. Det pekes også på at plantegenetisk materiale i vill flora er viktig både for dagens og fremtidig jordbruksproduksjon. Tilskudd til jordbruket indikerer at politikerne legger innenlandsk produksjon av jordbruksprodukter en verdi utover det som speiles i markedsprisene. Det er imidlertid mange forskjellige begrunnelser for ulike tilskuddsordninger, og tilskuddene kan derfor vanskelig brukes til å si noe konkret om betydningen av økosystemtjenester fra jordbrukslandskap og åpent lavland. På samme måte som for fiskeriene er politiske føringer med på å påvirke inntektene i næringen.

Verdianslaget for fôr fra utmarksbeite viser at tilgang til utmarksbeite har en positiv verdi for husdyrprodusenter, samtidig som det bidrar til å opprettholde naturtyper og økosystemtjenester som ellers vil forsvinne i områder som gror igjen.

10.8 Friluftsliv og rekreasjon

Som beskrevet i kapittel 5 har friluftsliv en sentral plass i norsk kultur, og nordmenn er aktive friluftslivsutøvere. Det er dokumentert at friluftsliv har svært positive virkninger for både psykisk og fysisk folkehelse. Fra et økonomisk perspektiv bidrar friluftsliv overordnet sett med to verdiaspekter. Det ene kan knyttes til den verdien befolkningen opplever ved å bedrive friluftsliv mens det andre kan knyttes til realøkonomiske effekter som reduserte helseutgifter og økt produktivitet i samfunnet.

Mens individuell helse kan være vanskelig å måle i økonomiske termer, kan påvirkning på offentlig budsjett være en nyttig indikator for økonomisk nytte relatert til natur og helse. Hvis man får stimulert en større andel av befolkningen til å utøve friluftsliv vil man kunne oversette helsegevinstene til økonomiske verdier. En forbedret helsetilstand for en befolkningsgruppe vil kunne innebære lavere behov og utgifter til helsetjenester og sykefraværet vil samtidig kunne bli lavere. Hvis en person som er uføretrygdet kan gå tilbake i jobb vil det henge sammen med en stor positiv helseeffekt for personen, og det vil i tillegg spare samfunnet for sosiale utgifter og samtidig gi en produksjonsgevinst.

I kapittel 5 viste vi til flere studier som illustrerer betydningen av friluftsliv i Norge, enten gjennom å vise til hvor mange mennesker som driver

med ulike friluftslivsaktiviteter eller ved å peke på hvordan aktivitet generelt og utendørsaktivitet spesielt har en rekke positive helseeffekter. Under fokuserer vi på studier som tar for seg økonomiske verdier forbundet med friluftsliv.

10.8.1 Friluftsliv har stor verdi for folkehelsen

SINTEF konkluderte i 2009 med at de samfunnsøkonomiske gevinstene av økt friluftsliv vil være betydelige. Konklusjonen underbygges med å vise til studier som viser en signifikant sammenheng mellom deltagelse i friluftsliv og helsetilstanden (Kurtze mfl. 2009). Stress og stressrelaterte sykdommer er lidelser som rammer mange i moderne samfunn (Grahm og Stigsdotter 2003) og som forårsaker sykefravær og også uføretrygd, førtidspensjonering osv. Et annet viktig helseproblem er fysisk inaktivitet. For å realisere gevinster forbundet med økt friluftsliv forutsetter det imidlertid at man klarer å aktivisere grupper av befolkningen som i dag ikke allerede er aktive. Den samfunnsøkonomiske verdien av dette stammer dels fra økte rekreasjonsverdier og andre positive effekter for den enkelte, og dels fra reduserte kostnader til helsetjenester og sykefravær for samfunnet.

Det er utfordrende å tallfeste naturens positive verdi for fysisk og psykisk helse. Selv om det kan argumenteres for at økt fysisk aktivitet ikke nødvendigvis trenger å foregå i naturen, har vi tidligere påpekt at mange innaktive oppgir nettopp friluftsliv som den formen for aktivitet de ville foretrukket dersom de skulle vært mer aktive. Derfor er studier som har fokusert på inaktive personer og fordelene med økt fysisk aktivitet likevel meget relevante for å skape et bilde av hvilket potensial friluftslivsaktivitet har for å spare samfunnet for helsekostnader. Vi kjenner ikke til at det er gjennomført denne typen studier i Norge, men Kurtze mfl. (2009) trekker fram flere internasjonale eksempler på slike studier. Disse eksemplene er gjengitt i boks 10.7.

SINTEF antar at selv om Norge bare har halvparten av Sveriges befolkningen, vil gevinsten ved å øke aktivitetsnivået i Norge i 2009 være minst like stor som den ble beregnet til i Sverige i 2002 (se boks 10.7 over), fordi helsekostnadene og syke-, og uførekostnadene i Norge er større enn i Sverige. I et regneeksempel anslår SINTEF gevinsten av at en tittel av Norges befolkning som i dag er inaktive blir moderat aktive og gjennomfører 10 fotturer årlig. Regnestykket antar at ca. 25 pst. av befolkningen er inaktive, slik at en tittel av denne gruppen utgjør 95 000 personer. Den økte aktivite-



Figur 10.9 På vei til skitur i Osloomarka.

Foto: Marianne Gjørsv

Boks 10.7 Internasjonale tallfestinger av naturens verdi for fysisk og psykisk helse

I en studie fra USA har Hatzianandreu mfl. (1998) beregnet at en fysisk inaktiv 35-årig mann vil få reduserte kostnader knyttet til hjerte- og kar-sykdommer hvis han begynner å jogge eller på en annen måte forbruker 2 000 kcal ekstra per uke. En annen amerikansk beregning viser til mulig besparelse for de samme sykdommene dersom man kunne få den inaktive befolkningen til å gå fem timer per uke (Jones og Eaton 1994). Studien viser at dersom 10 pst. av den amerikanske befolkningen, tilsvarende en fjerdedel av de fysisk inaktive, begynte å gå, ville det føre til en besparelse på 5,6 mrd. amerikanske dollar per år. I en amerikansk studie av pasienter med ned-satt glukosetoleranse ble en gruppe tilbudt utdanning for å redusere vekten og øke den fysiske aktiviteten. Det ble beregnet at deltager-nes gjennomsnittlige sykdomskostnader ble redusert med 432 amerikanske dollar i løpet av

de tre første årene, og produksjonstapet ble redusert med 174 dollar sammenliknet med kontrollgruppen (The Diabetes Prevention Programme Research Group 2003).

Beregninger fra Danmark har også vist store potensielle kostnadsbesparelser ved økt fysisk aktivitet. Sørensen mfl. (2005) anslår at dersom en fysisk inaktiv 30-åring begynner med lavintensiv aktivitet fire timer i uken, reduseres sykdomskostnadene med 28–29 000 DKK og produksjonstapene med 70 000 DKK i vedkommendes resterende leveår. Tilsvarende viser også svenske undersøkelser at økt mosjon vil redusere de årlige utgiftene til helsetjenester, og at en mindre del av arbeidsstyrken vil være sykemeldte eller uførepensjonerte. Bolin og Lindgren (2002) har beregnet at mangel på mosjon koster det svenske samfunnet 6 mrd. SEK årlig.

Kilde: Kurtze mfl. (2009)

Boks 10.8 Verdien av friluftsliv i Norge – et regneeksempel

Friluftslivsutøvelse representerer bruksverdier for den delen av befolkningen som bedriver friluftsliv som trening, mosjon og/eller rekreasjon, og nordmenn er svært aktive friluftslivsutøvere. SSBs levekårsundersøkelse fra 2011¹ viser at så mange som 92 pst. av befolkningen deltok i en eller annen form for friluftsliv. Aktivitetsnivået er også høyt, – de som oppgav at de drev med friluftsliv gjorde det i gjennomsnitt 108 dager i løpet av 2011. Det er umulig å beregne en presis verdi for friluftsliv i Norge, men vi kan lage et regneeksempel for å illustrere at det er snakk om betydelige verdier. Konservativt setter vi netto bruksverdi av en friluftslivsaktivitet til mellom 50 og 100 kr, det vil si nytteverdien av en

aktivitet fratrukket de kostnadene en eventuelt har ved å bedrive aktiviteten (reisekostnader etc.). Som Lindhjem og Magnussen (2012) skriver, er dette omtrent det man betaler for å gå på kino, og en god del mindre enn det mange betaler per gang på treningssentre. Hvis vi videre antar at 92 pst. av befolkningen, det vil si 4,6 mill. mennesker, i gjennomsnitt bedriver friluftslivsaktiviteter 108 dager i året, kan vi anslå at verdien av friluftsliv er i størrelsesorden 25–50 mrd. kr i året. Dette anslaget inkluderer kun personlig nytte ved å bedrive friluftsliv. I tillegg til private bruksverdier har friluftsliv som diskutert over også *realøkonomiske effekter som reduserte utgifter til helsevesen og økt produktivitet*

¹ <http://www.ssb.no/emner/07/02/50/fritid/>

ten vil i følge SINTEF gi en samlet samfunnsøkonomisk gevinst på ca. 400 mill. kr årlig (2009-kr). Av dette er det beregnet at litt mer enn halvparten er innsparinger i bruk av helsetjenester og økt produksjon som følge av lavere sykefravær (Kurtze mfl. 2009). Resten er den verdien befolkningen opplever selv ved å drive friluftsliv. Beregningene illustrerer hvilken enorm effekt stress og andre livsstilssykdommer har på økonomien i samfunnet, og at å sikre og ta vare på eksisterende grønne områder, og å utvikle nye, kan være en billig måte å redusere samfunnets helsekostnader.

10.8.2 Verdsetting av ulike friluftslivsaktiviteter

Som vi har diskutert tidligere er verdien av friluftsliv i Norge ofte synliggjort ved hjelp av statistikk over utøvelse av forskjellige friluftslivsaktiviteter eller ved å vise til positive helseeffekter som kan knyttes til friluftslivsaktiviteter, og dermed være med å redusere helsekostnader. Bortsett fra de verdianslagene som er presentert for friluftslivsrelaterte økosystemtjenester tidligere i kapitlet (som f.eks. rekreasjon, fritidsfiske og jakt) kjenner vi ikke til at ulike friluftslivsaktiviteter er verdsatt økonomisk på en systematisk måte i Norge, men et eksempel fra USA er gjengitt i boks 10.9.

Boks 10.9 Verdsetting av friluftslivsaktiviteter i USA

I USA har landbruksdepartementet (United States Department of Agriculture – USDA) oppsummert mer enn 30 års litteratur om økonomiske verdier av friluftsliv, og laget en liste over gjennomsnittlig betalingsvillighet for en dags utøvelse av 30 ulike friluftslivsaktiviteter i statseide naturområder (Loomis 2005). Oppsummeringen viser at det store flertallet av verdsettingsstudier har sett på verdien av jakt og fiske. Dette er de samme friluftslivsaktivitetene som vi tidligere i dette kapitlet har sett at oftest er verdsatt også i Norge. For mange av de andre aktivitetene finnes det svært få studier, og verdianslagene blir dermed mer usikre. Kanskje ikke så overraskende viser resultatene at den gjennomsnittlige betalingsvilligheten er høyest for aktiviteter som gjerne krever mye dyrt utstyr, som båtture/rafting/paddling og brettseiling, henholdsvis 100 og 395 amerikanske dollar per dag. For aktiviteter som stort sett er gratis og tilgjengelig for et stort flertall av befolkningen, som f.eks. teltturer, skiturer, fotturer, fiske, bading og generell rekreasjon, ligger gjennomsnittlig betalingsvillighet typisk mellom 30 og 50 amerikanske dollar per dag (2005-priser).

10.9 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

10.9.1 Tilfanget av studier og informasjon varierer mellom ulike økosystemer

Som gjennomgangen over viser er det stor variasjon mellom økosystemene både når det gjelder antall studier og type informasjon som er tilgjengelig om verdier av både økosystemer og økosystemtjenester. Det er generelt få eksempler på at økosystemtjenestetilnærmingen er benyttet i verdsettingsstudier. For hav og kystsoner er det de siste årene gjennomført en del arbeid innenfor økosystemtjenesterammeverket. Dette arbeidet har vært konsentrert om kartlegging, vurdering og verdsetting av marine økosystemtjenester, men det er i liten grad gjennomført nye, originale verdsettingsstudier. Tilfanget av verdsettingsstudier fra hav og kystsoner er mindre enn for terrestriske økosystemer, men det er gjort mer for å skaffe oversikt over økosystemtjenester og verdier, noe som er relevant for å vurdere hvilke verdier økosystemtjenester fra havet og kystsonen bidrar med til samfunnet. Det er imidlertid fortsatt stort behov for nye primære studier som verdsetter økosystemtjenester fra hav og kystsoner økonomisk.

For økosystemer der det drives utstrakt næringsvirksomhet, som fiske i havet, oppdrett i kystsonen, tømmerproduksjon i skogen og landbruksprodukter i kulturlandskapet, er tilgangen til statistikk over produserte mengder og verdien av omsettbare produkter gjennomgående god.

Økonomisk verdsetting av fellesgoder som ikke omsettes i markeder er ofte gjennomført i økosystemer der det har vært konflikt mellom næringsvirksomhet og allmennhetens bruk av økosystemet (gjerne til friluftsliv) eller ønske om å bevare naturlige økosystemer. Motstridende interesser har da f.eks. vært knyttet til utbygging versus verning av vassdrag, eller ekstensiv tømmerproduksjon versus skogvern eller mer skånsomme driftsmetoder. Det er også en del eksempler på verdsetting av å forbedre vannkvalitet både i innlandet og i fjorder.

10.9.2 Det finnes mest kunnskap om verdien av forsyvende tjenester

Kunnskapen om verdier av økosystemtjenester i Norge er best for forsyvende tjenester som omsettes i eksisterende markeder, og det er hovedsakelig informasjon om mengder og markedsverdier som er tilgjengelig (brutto bruksverdier). Dette

er informasjon som typisk kan hentes fra statistiske kilder, forvaltningsorganer og/eller næringsorganisasjoner, ikke minst innen primærnæringene. Dette er oversikter som vanligvis utgis jevnlig, ofte årlig, og som gir et godt bilde av samlet verdiskapning innenfor sentrale næringer som baserer seg på biologiske ressurser. Denne type verdsetting og statistikk utgjør også ofte en del av kunnskapsgrunnet for forvaltningen av de aktuelle ressursene og økosystemene de tilhører. Det er imidlertid viktig å være bevisst på at denne typen informasjon om uttak av forsyvende tjenester ikke sier noe om hvorvidt uttaket er på et bærekraftig nivå, eller om det tærer på naturkapitalen slik at mulighetene for fremtidig uttak av tjenesten (eller andre tjenester) blir redusert.

Det finnes flere studier som viser at allmennheten setter pris på og verdsetter flere opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester), hovedsakelig knyttet til rekreasjon og/eller bevaring av naturverdier. Slike studier er særlig knyttet til skog, kyst og ferskvann.

Det finnes også noen eksempler på verdsetting av regulerende tjenester. Eksempelene omfatter noen av de regulerings- og vedlikeholdstjenestene som kanskje er mest kjent for folk flest, som flomkontroll, vannrensing og karbonfangst og lagring. Det er kun en av de gjennomgåtte studiene som fokuserer på verdien av grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) (Foley mfl. 2010). Dette er ikke så overraskende siden økonomer ved verdsetting av økosystemtjenester ofte er oppatt av å unngå dobbelttelling av verdier og derfor fokuserer på å verdsette sluttleveranser av økosystemtjenester. Grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) er også prosesser som det er vanskelig å kvantifisere og hvor marginale endringer kan være vanskelig å måle.

Fordi de fleste verdsettingsstudiene er gjennomført utenfor økosystemtjenesterammeverket, kan flere av verdianslagene være vanskelig å tilskrive spesifikke økosystemtjenester. Ofte er det endringer i miljøtilstand som verdsettes (f.eks. i form av endret vannkvalitet i et vassdrag). Det vil da implisitt være et knippe med forskjellige tjenester som verdsettes fordi det er den totale effekten av et inngrep eller tiltak som analyseres, og slike anslag vil omfatte en rekke ulike tjenester. I mange tilfeller er det heller ikke mulig å avgjøre hvor stor andel av en tjeneste eller verdi som kan tilskrives økosystemene fordi flere innsatsfaktorer inngår i produksjon som utnytter økosystemtjenester (f.eks. arbeidsinnsats og produksjonsstyr) og mange forskjellige forhold er med på å avgjøre betydningen av ulike tjenester for befolk-

ningen (f.eks. påvirkes verdien av økosystemenes støydempende eller rensende tjenester både av tiltak som begrenser årsakene til støy og forurensning og av avbøtende tiltak). Studiene kan allikevel brukes til å synliggjøre betydningen av norsk natur, og at økosystemtjenester representerer store verdier for samfunnet.

Med unntak av forsynende tjenester der tilgjengelig tallmateriale stort sett er landsomfattende, er mesteparten av kunnskapen om verdier av økosystemtjenester basert på case-studier gjennomført innenfor avgrensede områder. Muligheten for å si noe om verdien av disse tjenestene på nasjonalt nivå er derfor begrenset for tjenester der omfang og/eller verdi i stor grad er avhengig av lokale forhold (i hvert fall uten å gjennomføre egne studier som skalerer opp og overfører verdianslag). For enkelte tjenester vil imidlertid verdien av en tjeneste variere lite med hvor eller hvordan tjenesten ytes, og for denne typen tjenester kan selv enkle regneeksempler gi en idé om verdien av tjenesten på nasjonalt nivå. Karbonbinding er et slikt eksempel da effektene på det globale klimaet, og dermed verdien av tjenesten, er den samme uavhengig av hvor karbonbindingen skjer eller hvilke biologisk prosess som binder karbo-

net. Boks 10.10 viser et regneeksempel på totalverdien av karbonbinding i hav og skog i Norge.

10.9.3 Markedspriser og betinget verdsetting mest brukt i økonomisk verdsetting

Litteraturgjennomgangen har vist at tilfanget av primære økonomiske verdsettingsstudier har vært relativt begrenset i Norge de siste årene. Gjennomgangen viser også at det er *markedspriser og betinget verdsetting som er mest anvendt* i forbindelse med økonomisk verdsetting. (Se kapittel 8 for en gjennomgang av forskjellige økonomiske verdsettingsmetoder.) Som nevnt over finnes mye informasjon om mengder og markedsverdier for varer og tjenester som omsettes i tradisjonelle markeder, og der slik informasjon er tilgjengelig er det stort sett *markedspriser* i en eller annen form som brukes til å illustrere verdier. Dette gjøres f.eks. ved å beregne:

- Omsetningsverdier eller inntekt fra salg av produkter (f.eks. matvarer eller råvarer) basert på forsynende tjenester
- Omsetningsverdier eller inntekt fra omsetning av naturbaserte opplevelser

Boks 10.10 Verdien av karbonbinding i hav og skog i Norge – et regneeksempel

Karbonbinding i skog og hav er en sentral økosystemtjeneste. Fordi det ikke finnes noen gode anslag for skadepkostnadene av klimagassutslipp er det utfordrende å anslå verdien av økosystemenes karbonbindingstjeneste. En tilnærming som ofte brukes for å anslå nytten av karbonlagring er imidlertid å ta utgangspunkt i prisen på klimavoter, som uttrykk for en implisitt verdsetting av klimagassutslipp. Spotprisen på klimavoter varierer mye, og er for tiden veldig lav (rundt 4–5 euro per tonn CO₂ per juli 2013), og framtidig kvotepris er høyst usikker. I regneeksemplene benytter vi derfor samme anslag for framtidig kvotepris som i Klimakur 2020 (Klima- og forurensningsdirektoratet 2010a), på 300 kr per tonn CO₂ (ca. 40 euro).

Trær som vokser tar opp karbon, og årlig netto opptak i norske skoger er beregnet til 25–30 mill. tonn (Klima- og forurensningsdirektoratet 2011). Med en kvotepris på 300 kr per tonn blir den økonomiske verdien av årlig karbonbinding i norske skoger i størrelsesorden 7,5–9 mrd. kr (Lindhjem og Magnussen 2012).

Planteplankton i havet tar også opp karbon, og det er beregnet at denne primærproduksjonen årlig binder 79gC per kvadratmeter havoverflate i Norskehavet (Skogen mfl. 2007). Dersom vi antar samme gjennomsnittlige karbonbinding i alle Norges havområder (territorialfarvann, Norges økonomiske sone, fiskevernsonen ved Svalbard og fiskerisonen ved Jan Mayen, totalt 2 032 000 km²)¹ kan årlig karbonopptak beregnes til over 160 mill. tonn. Med en kvotepris på 300 kr per tonn blir den økonomiske verdien av karbonbinding i norske havområder da i størrelsesorden 48 mrd. kr.

Total verdi av årlig karbonbinding i skog og hav i Norge kan med utgangspunkt i disse beregningene anslås til å være i overkant av 55 mrd. kr. Anslaget er naturligvis svært avhengig bl.a. av valgt karbonpris og forutsetninger om mengde karbon som bindes av ulike økosystemtjenester per areal- og tidsenhet.

¹ http://www.kartverket.no/nor/Land/Fagomrader/Arealer_og_tall/Arealtall_-_maritime_omrader/

- Prisen på CO₂-kvoter tilsvarende den mengden CO₂-som bindes ved hjelp av en økologisk prosess

Som beskrevet i kapittel 8 representerer verdi-anslag som beregnes ved hjelp av markedspriser i utgangspunktet kun en minimumsverdi siden prisen viser hva folk betaler og ikke hvor mye de kunne vært villige til å betale. Samtidig er det som nevnt innledningsvis i dette kapitlet slik at tilgjengelige økonomiske data ofte er bruttoverdier der samfunnsøkonomiske kostnader ved produksjon og bidrag fra andre innsatsfaktorer ikke er trukket fra. Dette betyr at verdien av andre kapitaltypers bidrag undervurderes dersom hele verdien tilskrives økosystemtjenestene. Gjennomgangen av studier viser imidlertid at denne typen informasjon er relativt enkel å få tak i, og at datagrunnlaget dekker hele landet.

Fellesgoder som ikke omsettes i eksisterende markeder er oftest verdsatt ved hjelp av *betinget verdsetting* der respondenter oppgir sin betalingsvillighet for å oppnå en forbedring eller unngå en forverring av naturmiljøet. I de norske studiene er metoden hovedsakelig benyttet for å verdsette tjenester tilknyttet rekreasjon, bevaring og/eller forbedring av tilstanden i ulike økosystemer. Fordi den endringen som verdsettes beskrives i hver enkelt studie, er det mulig å bruke metoden i praktisk talt alle situasjoner, og alle de verdiene som påvirkes av en endring inkluderes i verdi-anslaget. Det betyr at både bruks- og ikke-bruksverdier kan inngå i verdianslagene. I studiene som er gjennomgått er det eksempler bl.a. på at:

- Vern eller ulike forvaltningsregimer påvirker både rekreasjonsverdier og ikke-bruksverdier
- Betalingsvillighet for fritidsfiske inkluderer både verdien av fisk, rekreasjonsverdi, og ikke-bruksverdier
- Forbedring av vannkvalitet gir både bruks- og ikke-bruksverdier

Selv om det er markedspriser og betinget verdsetting som er mest brukt til økonomisk verdsetting av økosystemtjenester (eventuelt knipper- eller deler av økosystemtjenester) i Norge, finnes det enkelte eksempler på bruk av de fleste økonomiske verdsettingsmetodene som er presentert i kapittel 8. For eksempel er *kostnadsbaserte tilnærminger* som tar utgangspunkt i kostnader ved kjemisk rensing og kostnader ved opprydding i forurensete områder benyttet til å anslå henholdsvis verdien av naturens evne til å rense og bryte ned

skadelige stoffer i vann og som en indikasjon på hvordan samfunnet verdsetter rene og velfungerende økosystemer. Produktfunksjonsmetoden er benyttet til å anslå økonomiske effekter på fiskeri og havbruk som følge av havforsuring, reisekostnadsmetoden er benyttet til å anslå betalingsvillighet for fritidsfiske og valgekspesimenter er benyttet til å beregne betalingsvillighet for vannkvalitetsforbedringer. Det er også en del eksempler på overføring av verdianslag, både med og uten justering for forskjeller mellom studiested og beslutningssted.

Fordi forskjellige verdsettingsmetoder, som beskrevet i kapittel 8, i varierende grad har mulighet til å fange opp ikke-bruksverdier, er det interessant å merke seg at i en studie der respondene ble bedt om å fordele egen betalingsvillighet på ulike verdikomponenter, fordelte omkring 20 pst. til «egen bruk», 20–30 pst. til «muligheter for senere bruk» og 50–60 pst. til «bevaring/eksistens» (Magnussen mfl. 1997). At det er store ikke-bruksverdier relatert til å bevare økosystemer og økosystemtjenester er godt dokumentert i flere av studiene som er gjennomgått, selv om fordelingen mellom ulike verdikomponenter ofte er uklar. Under den kanskje mest omfattende betingete verdsettingsstudien gjennomført til nå, den som var en del av skadeoppjøret i USA etter oljeskadene som ble forårsaket av Exxon Valdez-ulykken i Alaska i 1989, fant man at ikke-bruksverdiene var betydelige sammenlignet med bruksverdiene (Carson mfl. 2003). Ikke-bruksverdiene ble også vurdert som helt legitime som grunnlag for erstatning. I litteraturen er det ofte ikke-bruksverdiene som dominerer totalverdiene (ikke minst fordi det er en større del av befolkningen som kan ha slike verdier) (Lindhjem og Magnussen 2012).

I tillegg til studier som har benyttet de tradisjonelle økonomiske verdsettingsmetodene som er beskrevet i kapittel 8, har vi i litteraturgjennomgangen også presentert en del studier som illustrerer den økonomiske betydningen av økosystemtjenester på alternative måter, som f.eks. ved å beregne verdiskapning eller ringvirkninger som følger av en aktivitet som er basert på utnyttelse av økosystemtjenester. Økonomisk verdiskapning i en næring eller ringvirkninger av en aktivitet inkluderer som kommentert tidligere mange flere verdier enn de som kan tilskrives økosystemtjenestene. Verdianslagene kan allikevel brukes til å illustrere at økosystemtjenester er viktige for samfunnet, ikke minst lokalt der verdiskapning og ringvirkninger oppstår.

10.9.4 Verdsettingsstudier bidrar ofte til forskning og metodeutvikling

Gjennomførte verdsettingsstudier har ofte et tilsvarende snitt av forskning og metodeutvikling. Dette er det flere grunner til. En åpenbar grunn er kunnskapsmangel og at nye studier automatisk bidrar til å øke kunnskapen både om hvilke effekter endringer i økosystemer har for folks velferd og om hvordan ulike metoder klarer å reflektere verdier av disse effektene. En annen begrunnelse er at flere av studiene er forskningsnært i utgangspunktet. Dette gjelder kanskje spesielt for primære verdsettingsstudier. Det ser ut som mange av verdsettingsstudiene springer ut fra forskningsmiljøenes interesse for å demonstrere, teste og utvikle forskjellige metoder og teorier, ofte kombinert med ulike interessegruppers ønske om å synliggjøre betydningen av naturverdier som ikke fremkommer i tradisjonelle økonomiske oversikter eller statistikk. Dette inntrykket støttes bl.a. av Laurans mfl. (2013) som har undersøkt i hvilken grad praktisk bruk av økonomiske verdianslag for økosystemtjenester er beskrevet i publiserte fagartikler om økonomisk verdsetting. De finner at kun 2 pst. av artiklene beskriver hvordan resultatene fra økonomisk verdsetting av økosystemtjenester har vært brukt i en beslutningssammenheng.

Forvaltningens interesse for økonomisk verdsetting av miljøeffekter generelt og økosystemtjenester spesielt har imidlertid også vært økende de siste årene. Dette ser ut til å henge sammen med fremveksten av økosystemtjenestetilnærmingen internasjonalt. Interessen kan knyttes både til et ønske om å identifisere økosystemtjenester som er viktige for oss mennesker, og til et ønske om en mer nyansert fremstilling av aktuelle samfunnsutfordringer der økosystemverdier i mange tilfeller har vært nærmest usynlige. Så langt har forvaltningens initiativ i stor grad vært knyttet til oversikter og oppsummeringsstudier som et ledd i å undersøke i hvilken grad økosystemtjenestetilnærmingen og økonomisk verdsetting kan utgjøre et supplement til eksisterende virkemidler. Det har imidlertid vært lite penger til primære verdsettingsstudier.

Økosystemene hav og kystsoner skiller seg ut fra de andre økosystemene. I tillegg til tidligere eksempler på tradisjonell økonomisk verdsetting bl.a. av endringer i vannkvalitet, har norske myndigheter de siste årene undersøkt om økosystemtjenestetilnærmingen kan være en nyttig inngang til helhetlig forvaltning av havområder. Norske forvaltningsmyndigheter har derfor igangsatt

flere studier med formål å kartlegge økosystemtjenester i norske havområder og analysere hvilke verdier de ulike tjenestene representerer. Studiene som er gjennomført så langt er tidlige skritt i retning av å forstå betydningen av økosystemtjenester fra hav og kystsoner som ikke har noen markedspris. Tilfanget av verdsettingsstudier fra hav og kystsoner er fremdeles mindre enn for terrestriske økosystemer, men det er gjort mer for å skaffe oversikt over økosystemtjenester og verdier. Det er imidlertid fortsatt stort behov for nye primære studier knyttet til verdier av økosystemtjenester fra hav og kystsoner.

10.9.5 Begrensede mulighetene for overføring av verdianslag

De fleste verdsettingsstudiene er, som kommentert over, gjennomført som case studier innenfor avgrensede områder. Fordi mange økosystemtjenester er knyttet til lokale forhold er det generelt vanskelig å aggregere eller overføre verdianslag fra ett område til et annet på en treffsikker måte. Barton mfl. (2012) peker f.eks. på at det er behov for avrennings- og forureningsmodellering dersom verdianslag for vannkvalitetsforbedringer i en del av et vassdrag skal aggregeres opp til hele vassdraget eller overføres til andre vassdrag. Tilsvarende utfordringer kan også finnes i andre økosystemer fordi sammensetningen av, og sammenhengene mellom, ulike økosystemtjenester sjelden er like fra et område til et annet. Befolkningen i forskjellige områder kan også verdsette de samme verdiene forskjellig. Eksempelvis viste en studie som verdsatte forbedret vannkvalitet i Østersjøen økonomisk (se boks 10.3) at betalingsvilligheten per person varierte mye mellom de ulike landene som grenser til Østersjøen. Mye av denne forskjellen så ut til å kunne forklares av inntektsforskjeller mellom landene (Athianinen mfl. 2012).

Selv om det kan være utfordrende å overføre verdianslag fra et sted til et annet, kan f.eks. tidligere gjennomførte studier fra områder med flere av de samme egenskapene som det området en ønsker å analysere være nyttige for å identifisere og illustrere aktuelle verdier. Det kan også hende at tilgjengelige verdianslag kan si noe om verdien av ulike tjenester relativt til hverandre. Mange av de norske verdsettingsrapportene peker også på at det er behov for flere primære verdsettingsstudier. Dette begrunnes både med behovet for kunnskap om økosystemtjenester som tidligere ikke er verdsatt, og med mulighetene for bruk av mer avanserte metoder for verdioverføring dersom antallet primære verdsettingsstudier er

Boks 10.11 Verdsetting av gevinster ved nasjonal strategi for biologisk mangfold i Tyskland og Storbritannia

Alle medlemsland under konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) er forpliktet til å utarbeide nasjonale handlingsplaner for å beskytte biologisk mangfold i eget land. Norge er for tiden i gang med å utarbeide en ny nasjonal handlingsplan for naturmangfold. Norges forrige handlingsplan ble lagt fram i St.meld. nr. 42 (2000–2001) *Biologisk mangfold – sektoransvar og samordning*, og er nå over 10 år gammel. En av målsetningene med disse planene er å synliggjøre fordelene ved å ta vare på det biologiske mangfoldet. Så langt har imidlertid gevinstene ved slike planer sjelden blitt kvantifisert, og vi kjenner bare til to land som har foretatt en omfattende analyse av økonomiske gevinster og kostnader forbundet med å implementere sin nasjonale strategi for biologisk mangfold. Disse to landene er Tyskland og Storbritannia.

I Storbritannia ble valgekspesimenter og betinget verdsetting benyttet for å undersøke hvordan befolkningen verdsetter forskjellige egenskaper ved biomangfold. Samtidig bidro økologer med å identifisere hvilke økosystemtjenesteverdier biomangfoldet bidrar til. De to typene kunnskap ble deretter kombinert for å anslå den økonomiske verdien av de fordelene samfunnet oppnår ved å forvalte økosystemer i samsvar med den strategiske planen for biologisk mangfold – UK Biodiversity Action Plan. Verdien av økosystemtjenester som kan tilskrives tiltak under den strategiske planen er anslått til 1366 mill. pund per år. Foreløpig er ikke alle tiltak realisert, og tilleggsv verdien av å gjennomføre samtlige tiltak i planen er anslått til 746 mill. pund per år. Til sammenligning ligger de årlige kostnadene forbundet med å oppfylle den strategiske planen for tiden på 469 mill. pund. Med gevinster verdt 1366 mill. pund per år bidrar dermed den strategiske planen med 897 mill. pund i netto nytteverdi. Dette betyr at for 1 pund brukt på tiltak under den strategiske planen får samfunnet verdier for 2,68 pund tilbake. Det understrekes imidlertid at det er stor forskjell mellom ulike habitater, og av de 19 habitatene som er undersøkt er det kun 9 som oppnår høyere nytte

enn kostnader. Tiltak knyttet til urskog, høylend, teppemyr og gressletter gir størst netto nytte, mens tiltak knyttet til dyrket mark har den største negative netto nytten (Christie mfl. 2011).

I Tyskland har en benyttet betinget verdsetting for å undersøke verdien av en tiltakspakke utledet fra den nasjonale strategien om biologisk mangfold. Mål og tiltak i strategien ble bearbejdet og kvantifisert, og et omfattende program som knyttet tiltak til spesifikk arealbruk ble utarbejdet. Dette programmet ble deretter delt inn i seks underprogrammer for ulike «økosystemtyper» (skog, beitemark og eng, elvesletter, dyrket mark, torvområder og tørre gressletter). De økosystemspesifikke programmene ble verdsatt enkeltvis, i tillegg til at de ble verdsatt som et fellesprogram (som inneholder alle de seks enkeltprogrammene). Resultatene fra undersøkelsen indikerer at det å implementere strategien (fellesprogrammet) ville medføre betydelige gevinster i størrelsesorden 2,3 mrd. euro til 9,3 mrd. euro per år. Det laveste anslaget er konservativt og basert på en antakelse om at kun 26 pst. av befolkningen (som tilsvare responsraten i studien) har en positiv betalingsvillighet for å gjennomføre programmet, mens det høyeste anslaget forutsetter at hele befolkningen har en gjennomsnittlig betalingsvillighet lik de respondentene som deltok i undersøkelsen. Til sammenligning er kostnadene forbundet med å implementere og forvalte programmet anslått til 3,3 mrd. euro per år. Av enkeltprogrammene var det skogprogrammet som oppnådde den høyeste gjennomsnittlige betalingsvilligheten. Dette er også det nest største programmet målt i areal som omfattes av tiltak og det tredje største programmet målt i kostnader. Det dyreste programmet målt i kostnader er knyttet til beitemark og eng. Dette er også det eneste programmet der verdien av gevinstene programmet vil medføre er lavere enn kostnadene forbundet med implementering og forvaltning (Meyerhoff mfl. 2012).

større. Dersom alle studier og verdianslag samles i databaser som *Nordic Environmental Valuation Database* (Navrud 2007), som er omtalt i kapittel 8, vil det lette tilgangen til eksisterende kunnskap

og muliggjøre flere metastudier, og eventuelt også utarbejding av standardverdier til bruk i økonomiske analyser, slik boks 10.2 viser eksempel på fra Sverige.

Boks 10.12 Økonomiske kostnader av forringet miljøkvalitet

Som beskrevet i kapittel 4 og 5 er økosystemene og tjenestene de leverer under press fra flere kanter også i Norge. Det synes klart at dette medfører kostnader for samfunnet – både i form av redusert mengde og/eller kvalitet av økosystemtjenester, og i form av kostnader forbundet med å dempe effektene eller rette opp miljøskadene. I mandatet er utvalget bl.a. bedt om å foreta beregninger av hvilke tap av nytte forringede økosystemtjenester innebærer, og anslå kostnader knyttet til å rette opp skadene. Dette krever kunnskap bl.a. om tilstanden i økosystemene og for økosystemtjenestene i dag, kunnskap om hva som kjennetegner en god tilstand, metoder for å verdsette avviket mellom god og faktisk tilstand (dvs. forringelsen) i kroner, samt kunnskap om hva slags tiltak som er effektive for å bedre tilstanden og hva de koster. Utvalget kan ikke se at eksisterende kunnskap er tilstrekkelig for å foreta denne typen beregninger for økosystemtjenester i Norge.

Det eneste norske forsøket på denne typen vurderinger vi kjenner til er beskrevet i Magnussen mfl. (2012b). Denne rapporten vurderer samfunnsøkonomiske effekter av forringet miljøkvalitet i Nordsjøen og Skagerrak, og er skrevet på oppdrag fra Miljøverndepartementet. En av hovedkonklusjonene i rapporten er at det finnes betydelig kunnskap om miljøtilstanden i havområdene og noe kunnskap om økosystemtjenestene, men svært begrenset kunnskap om de økonomiske kostnadene for samfunnet ved at noen marine økosystemer og økosystemtjenester er forringet. Utvalget tror denne oppsummeringen er betegnende for kunnskapsstatusen for de fleste økosystemene i Norge.

Magnussen mfl. (2012b) viser til flere faktorer og kunnskapshull som gjør det vanskelig å foreta den typen beregninger som er beskrevet over. For det første er det ikke fastsatt miljømål som beskriver hva som er «god» eller «naturlig» tilstand for økosystemet. Selv om dagens miljøtilstand i Nordsjøen og Skagerrak er godt

beskrevet i naturvitenskapelige rapporter, har man ikke noe mål på hva avviket fra god tilstand – forringelsen – faktisk er. For det andre peker rapporten på en rekke økosystemtjenester som antas å være negativt berørt som følge av forringet miljøkvalitet i havområdene, men viser til at det med dagens kunnskapsstatus er vanskelig å prissette effektene. Dette gjelder særlig grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester), og økosystemtjenester som klimaregulering, vannrensing, rekreasjon og ulike ikke-bruksverdier, men også økosystemtjenester som er grunnlag for inntjening og verdiskapning i markedsbaserte sektorer som fiskeri, akvakultur og naturbasert reiseliv.

Det er heller ikke utarbeidet noen tiltaksanalyse som viser hvilke tiltak som vil være mest kostnadseffektive for å bedre miljøkvaliteten i Nordsjøen og Skagerrak. Både konkrete miljømål og en tiltaksanalyse er nødvendig for å anslå kostnader forbundet med å rette opp miljøskadene i havområdene. For Nordsjøen og Skagerrak peker dessuten Magnussen mfl. (2012b) på at tilstanden er svært avhengig av hva som skjer internasjonalt både når det gjelder påvirkning og tiltak. Dette gjelder f.eks. fiskeriforvaltningen, næringssalter og miljøgifter som kommer med havstrømmer, og fremmede arter som kommer både med havstrømmer og med internasjonal skipstrafikk. Globale klimaendringer har også stor betydning for økosystemer i havet. Det er derfor viktig at Norge jobber for gode internasjonale miljøavtaler og -tiltak. Samtidig vil nasjonale tiltak f.eks. for å sikre og styrke fiskebestander, redusere eutrofiering fra landbasert virksomhet og akvakultur og ivareta habitater som bidrar med regulerende tjenester kunne øke verdien av strømmene av økosystemtjenester vi får fra Nordsjøen og Skagerrak. At skadene vanskelig kan rettes opp gjennom norsk politikk alene, gjør det imidlertid ekstra krevende å skulle «anslå kostnader knyttet til å rette opp skadene».

10.9.6 Fortsatt utfordringer og behov for flere økonomiske verdsettingsstudier

Utvalget ser at det kan være problematisk å benytte statistikk over uttak av naturressurser med tilhørende markedspriser til verdsetting av forsynde tjenester. Det er problematisk fordi

det ofte ikke fremgår om uttaket er på et bærekraftig nivå eller om det tærer på naturgrunnet slik at mulighetene for fremtidig uttak av tjenesten blir redusert og/eller om uttak av en bestemt tjeneste påvirker mulighetene for uttak av andre tjenester.

Utvalget har som nevnt innledningsvis ikke vurdert kvaliteten til studiene som er presentert i dette kapitlet. Vi ser imidlertid at i det omfattende tilfanget av undersøkelser som er gjennomgått, er det også noen studier der vi mener forfatteren med fordel kunne vist et mer kritisk perspektiv på bruk av verdianslag i nytte-kostnadsanalyse. Utvalget mener at det kan være problematisk når studier sammenlikner verdier som er så forskjellige at de nærmest er usammenlignbare, eller utelater vesentlige verdier i sammenlikningen. Et eksempel på dette er hvis man i en vurdering av alvorlige skader av klimaendring trekker inn marginal økning i biomasseproduksjon under varmere klima – og ikke kommenterer at effektene er av så forskjellig karakter at de ikke uten videre kan veies mot hverandre. Eller når man vurderer klimaeffekt av skogplanting uten å vurdere graden av karbonbinding som var tilstede i utgangspunktet eller utelater å vurdere avveiningen mellom klimagevinst og tap av biologisk mangfold.

Utvalget mener også at det er behov for å synliggjøre verdier på andre måter enn gjennom økonomisk verdsetting, og ønsker spesielt å trekke fram verddivurderinger av den typen som ble gjort i forbindelse med utarbeidelse av samlet plan for vassdrag (se boks 8.2). Prioriteringen av potensielle vannkraftutbygginger i samlet plan var et implisitt uttrykk for samfunnets, eller politikerne, verdsetting av naturressurser og økosystemtjenester, og reflekterte at mange naturområder er så verdifulle (konfliktnivået med andre brukerinteresser høyt) at de burde vernes på tross av at utbygging kunne gi stor økning i elektrisitetsproduksjonen. Utvalget mener at en slik helhetlig tilnærming til økosystemverdier også i andre naturtyper eller økosystemer vil kunne bidra til at de mest verdifulle naturområdene prioriteres i verneplaner.

Utvalget konkluderte i kapittel 8 med at økonomisk verdsetting kan være hensiktsmessig i flere sammenhenger. Miljøforvaltningen har i liten grad initiert egne verdsettingsstudier for økosystemtjenester, og foreliggende studier er derfor i stor grad forskningsbaserte, eller initiert av andre myndigheter som beslutningsstøtte. Det er derfor behov for flere studier som tar utgangspunkt i den – i norsk sammenheng – ganske nye økosystemtjenestetilnærmingen, og som dermed kan benyttes til støtte for økosystembasert forvaltning.

Utvalget mener at det fremdeles gjenstår flere utfordringer med hensyn til økonomisk verdsetting av økosystemtjenester. Disse problemstillingene kan bl.a. knyttes til at tjenestene kan være lite kjent og/eller forstått rent naturfaglig, til den store variasjonen i måter naturen bidrar med velferd til mennesker, og til tekniske utfordringer ved verdsettingsmetodene. Utfordringene understreker at det er et stort behov for flere studier som både kan forbedre metoder og gi oss resultater som kan brukes i praktisk forvaltning.

10.10 Utvalgets anbefalinger

På bakgrunn av drøftingen i dette kapitlet vil utvalget anbefale følgende:

- Kartlegging av økosystemtjenester, synliggjøring av verdier og eventuell beregning av økonomiske verdianslag, slik det er gjort for norske havområder, bør vurderes også for andre økosystemer. Slik kartlegging kan gjøres f.eks. for økosystemtjenester fra skog, åpent lavland, jordbruksområder og grøntområder rundt og i de store byene, hvor det i dag er et betydelig utbyggingspress. Kartlegging må sees i sammenheng med eventuelle større norske studier om økosystemer og økosystemtjenester (jf. utvalgets anbefaling til kapittel 5).
- Det er behov både for uttesting og utvikling av metoder for å synliggjøre betydningen av økosystemtjenestene, og for å skaffe forvaltningen praktisk erfaring med å anvende resultatene. Utvalget vil spesielt peke på følgende:
 - Økonomiske verdsettingsmetoder, andre tilnærminger og kombinasjoner av metoder og tilnærminger må fortsatt utvikles og testes ut.
 - Det bør testes ut om bruk av økonomiske verdianslag kan bidra til bedre økosystembasert forvaltning og større forståelse for behovet for bevaring av naturlige økosystemer i praktisk forvaltning, f.eks. på kommunenivå.
 - Det er behov for gjennomføring av flere primære verdsettingsstudier av ulike økosystemtjenester i Norge.
- Det bør arbeides videre med metoder og systemer som kan avklare *naturens bidrag* i økosystemtjenester som er avhengig av menneskeskapt innsatsfaktorer. Eksempler på områder hvor dette er aktuelt er jordbruk, akvakultur og skogbruk.

Kapittel 11

Regnskap og indikatorer for bedre forvaltning

Tidligere i rapporten har vi konkludert med at økosystemene og det biologiske mangfoldet gir et uvurderlig bidrag til velferd og økonomi, og at de er en viktig – men ofte oversett – del av vår naturkapital og nasjonalformue. God forvaltning av formuen er avgjørende for at vi og våre etterkommere skal kunne forstette å nyte godt av det naturen gir – forvaltningen må med andre ord være bærekraftig. Bærekraftig forvaltning forutsetter at samfunnet har kunnskap om bidraget fra økosystemene til velferd og økonomi, om tilstanden i økosystemene og om hvordan vi påvirker dem. Det må finnes statistikk, regnskap og indikatorer som gjør denne kunnskapen tilgjengelig for offentlige beslutningstakere, og kunnskapen må brukes i utformingen av økonomisk, og annen, politikk.

Det er de to siste betingelsene som er tema for dette kapitlet: Hva har vi av statistikk, regnskap og indikatorer som formidler kunnskap om økosystemer og økosystemtjenester til offentlige beslutningstakere? Brukes eksisterende kunnskap i politikktutformingen? Hva slags regnskap og indikatorer bør utvikles for å gi et bedre beslutningsgrunnlag? Hvor viktig er økonomisk verdsettning? Fokus i kapitlet er på forvaltning og politikktutforming på *overordnet og nasjonalt nivå*, med særlig vekt på *regnskap og indikatorer som kan kobles til økonomisk politikk*. Sektormyndigheter kan ha behov for andre og svært detaljerte indikatorer, men dette blir ikke diskutert her. Lokale myndigheters kunnskapsbehov er omtalt i kapittel 15.

Nasjonalt regnskapet er et viktig grunnlag for politikktutformingen i Norge og internasjonalt, særlig for økonomisk politikk. Mye av arbeidet med å utvikle bærekraftsindikatorer og regnskap som inkluderer tilstanden i, og påvirkning av naturen, tar derfor utgangspunkt i nasjonalt regnskapet, og har som mål å utvikle dette videre. Bl.a. TEEB konkluderer med at verdier fra biologisk mangfold og økosystemtjenester må innarbeides i nasjonalt regnskapet for å synliggjøres i offentlige beslutningsprosesser. Dette er også reflektert i

Aichi-målene under konvensjonen om biologisk mangfold, hvor Norge har forpliktet seg til at *verdier fra biologisk mangfold senest innen 2020 er integrert i nasjonale og lokale utviklings- og fattigdomsreduksjonsstrategier og planprosesser, og innarbeidet i nasjonalt regnskap og rapporteringssystemer*.

Vi starter derfor diskusjonen med en kort presentasjon av hovedtrekkene i nasjonalt regnskapssystemet, og indikatorene bruttonasjonalt produkt (BNP) og nasjonalformue. Fordi naturkapitalen er svært mangelfullt representert i nasjonalt regnskapet, har indikatorene derfra klare mangler som indikatorer for velferd generelt, og for bærekraft og tilstanden i økosystemene spesielt. Internasjonalt har denne erkjennelsen gitt opphav til en rekke forsøk på å korrigere nasjonalt regnskap og BNP med anslag for verdien av ulike miljøgoder og kostnader ved miljøskader. I Norge har vi lagt større vekt på å supplere nasjonalt regnskapstallene med et spekter av bærekraftsindikatorer, bl.a. for biologisk mangfold, men også for sosiale forhold og vårt forhold til omverdenen. Bærekraftsindikatorer for biologisk mangfold brukes også i den overordnede miljøpolitikken, dvs. den Miljøverndepartementet har ansvaret for.

Vi presenterer også arbeidet som pågår i regi av FN med å utvide nasjonalt regnskapssystemet til å inkludere økosystemtjenester. Til slutt i kapitlet følger utvalgets vurderinger og anbefalinger for det videre arbeidet.

11.1 Nasjonalt regnskap, miljøregnskap og bærekraftsindikatorer

11.1.1 Om nasjonalt regnskapet

Formålet med nasjonalt regnskapet er å gi en avstemt og helhetlig oversikt over den økonomiske aktiviteten i et land. Nasjonalt regnskapet for Norge utarbeides av SSB og publiseres på www.ssb.no. Gjennom EØS-samarbeidet er Norge forpliktet til å følge det europeiske nasjonalt regn-

Boks 11.1 Statistikk, indikatorer og regnskap – noen definisjoner

Statistikk: Tallfestede data som gjelder en gruppe objekter/ fagfeltet hvor man samler, analyserer og tolker slike data.¹

Statistisk enhet er en bærer av de statistiske egenskapene i en statistisk undersøkelse eller et register over slike data.²

Økologisk statistikk: Bruken av statistiske metoder for å beskrive og overvåke økosystemer (OECD, jf. note 1).

Miljøstatistikk: Statistikk som beskriver tilstanden og utviklingen i miljøet. Dekker de naturlige omgivelsene luft, jord og vann, samt levende organismer i de naturlige omgivelsene og menneskers bosettinger (OECD, jf. note 1).

Regnskap: Et verktøy som, for en gitt side av økonomien, holder orden på a) bruk av og tilgang til ressurser eller b) endringer i fordringer og gjeld og/eller c) beholdningen av fordringer og gjeld på et gitt tidspunkt (OECD, jf. note 1).

Økosystemregnskap: Et regnskap som beskriver beholdningen av ulike økosystemer og endringer i disse beholdningene (OECD, jf. note 1).

Indikator: Et mål basert på verifiserbare data som viser informasjon om mer enn indikatoren selv.³

Indikator for bærekraftig utvikling: Et statistisk mål som gir en indikasjon på bærekraften i den sosiale, miljømessige og økonomiske utviklingen (OECD, jf. note 1).

En god indikator er kjennetegnet ved at den er politisk relevant, vitenskapelig holdbar, lett å forstå, praktisk, rimelig og følsom overfor endringer, og den bør være del av et analytisk rammeverk som beskriver sammenhengen mellom velferd og natur (TEEB 2010a).

¹ Fra OECDs statistikkordbok: <http://stats.oecd.org/glossary/>

² www.ssb.no

³ Biodiversity Indicators Partnership: <http://www.bipnational.net>

skapssystemet ESA (European System of national and regional Accounts). ESA følger FNs system for nasjonalregnskap – SNA (System of National Accounts). SNA er grundig dokumentert i United Nations mfl. (2009) og det norske nasjonalregnskapet i SSB (2012d).

Nasjonalregnskapet har en stor og sammensatt brukergruppe – fra Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling (OECD), det internasjonale pengefondet (IMF), Verdensbanken, Finansdepartementet og Norges Bank, til forskere, skoleelever, journalister, og «folk flest». Nasjonalregnskapstall brukes i utformingen av den økonomiske politikken. SSBs makroøkonomiske modeller – som også benyttes av bl.a. Finansdepartementet – er basert på data fra nasjonalregnskapet. Øvrige statlige myndigheter, lokale myndigheter, bedrifter og organisasjoner bruker tall fra nasjonalregnskapet i analyser, utredninger og planlegging. Nasjonalregnskapstall inngår i en rekke meldinger til Stortinget.

Nasjonalregnskapet inneholder informasjon om både strømmer og beholdninger. Strømmene beskriver det som finner sted i løpet av et tidsrom (f.eks. realkapitalinvesteringene i en næring i et år), mens beholdningen beskriver situasjonen på et gitt tidspunkt (f.eks. verdien av all realkapitalen i en næring ved begynnelsen – eller slutten – av året).

Nasjonalregnskapet har bedriftene som sin viktigste statistiske enhet og viser vare- og tjenestestrømmene i økonomien, samt inntekter, sysselsetting og beholdningen av realkapital. Kjernen i regnskapet er tilgangen til og anvendelsen av om lag 700 varer og tjenester i Norge i et gitt år. Tilgangen til en vare eller tjeneste er bestemt av innenlandsk produksjon pluss import, mens anvendelsen er enten innenlandsk anvendelse eller eksport. For alle varer og tjenester er samlet tilgang lik samlet anvendelse.

Produksjonsgrensen er et sentralt begrep i nasjonalregnskapet og en betegnelse for den produksjonsvirksomheten som er inkludert i regnskapet. Brutto nasjonalprodukt (BNP) beregnes på grunnlag av nasjonalregnskapet som summen av all produksjonen i et år, fratrukket vareinnsatsen. Produksjonsgrensen setter dermed også grensen for hva som skal inkluderes i BNP.

Alle varer og tjenester som omsettes i markeder er i prinsippet innenfor produksjonsgrensen, enten den er offentlig eller privat, registrert eller uformell, lovlig eller ikke lovlig. For eksempel skal «svart arbeid» inkluderes, og fra 2011 er også prostitusjon og narkotikahandel med i nasjonalregnskapet og BNP, som et første skritt for å synliggjøre den illegale økonomien. Mange varer og tjenester som ikke omsettes i markeder er også

Boks 11.2 Eksempler på kapitalbegreper

I klassisk økonomisk teori ble begrepet *kapital* brukt om noe som kan brukes til produksjon av andre varer, som er produsert (i motsetning til arealer eller arbeidskraft) og som ikke brukes opp umiddelbart. Over tid har mange ulike kapitalbegreper kommet i bruk:

Finanskapitalen er alle finansielle fordringer et land har på utlandet.¹ For Norges del er Statens Pensjonsfond utland (SPU) den dominerende delen av finanskapitalen.

Realkapital defineres ulikt i ulike kilder. Nasjonalregnskapet definerer fast realkapital som «et kapitalobjekt som er resultat av en produksjonsprosess og som brukes gjentatte ganger eller kontinuerlig i produksjonen over en lenger periode enn ett år. Omfatter både materiell realkapital (boliger, andre bygninger, anlegg, transportmidler, maskiner, annet produksjonsutstyr, livdyr og frukttrebestand mv.), og immateriell realkapital (leting etter mineraler, EDB-programvare, originalverk innen kunst mv.» (se note 2)

Med *humankapital* sikter man ofte til arbeidskraften og den totale mengden kvalifikasjoner, evner og kunnskap den besitter. I noen sammenhenger nevnes også helse som en del av humankapitalen.

Sosial kapital har heller ingen omforent definisjon og defineres også ulikt avhengig av fagfelt, men inkluderer vanskelig målbare forhold som velfungerende samfunnsinstitusjoner, at folk stoler på hverandre, demokrati, forskjellige typer nettverk og liknende. På samme måte som naturkapitalen, vil de fleste mene at sosialkapitalen har en verdi ut over å være en del av et lands formue og gi bidrag til produksjonen.

¹ www.ssb.no

Naturkapital defineres også ulikt i ulike kilder. Betegnelsene miljøkapital, natur- og miljøkapital og naturressurser benyttes dessuten om hverandre. I nasjonalregnskapet er naturkapital «Ikke-produsert kapital som forekommer i naturen, og som det knytter seg eiendomsrett til. Omfatter ikke miljøkapital som det ikke er eller vil kunne fastsettes eiendomsrett til, f.eks. luft eller åpent hav. Naturkapital omfatter grunn, grunnforekomster (råolje og naturgass mv.), ikke-dyrkede biologiske ressurser og vannressurser.» I SSBs nasjonalformuesberegninger (jf. boks 11.4) «...inngår også fiskeoppdrett og nyttiggjøring av kultiverte naturressurser som blant annet livdyr, frukttrær og dyrket skog som en del av naturkapitalen og ikke som en del av produsert kapital som i nasjonalregnskapet.» I MA finner vi en annen tilnærming, her defineres naturkapital som «en økonomisk metafor for den begrensede beholdningen av fysiske og biologiske ressurser på jorda.» Litteraturen om økosystemtjenester bruker som regel begrepet om *alle* verdier fra naturen, både nasjonalregnskapets naturressurser som omsettes og måles i kroner, pluss biologisk mangfold og økosystemtjenestens evne til å levere tjenester. Det siste definerer begrepet *økosystemtjenestekapital* i FNs eksperimentelle økosystemregnskap. Når vi benytter begrepet naturkapital i dette kapitlet mener vi, når ikke annet er sagt, all naturkapital, både den som omsettes og måles i priser, biologisk mangfold og økosystemenes evne til å produsere tjenester.

inkludert, f.eks. produksjonen i frivillige organisasjoner og all offentlig tjenesteproduksjon (politi, forsvar, helsevesen, offentlig administrasjon etc), tjenester fra egen bolig til eget bruk og produksjon av varer til eget bruk (f.eks. jordbruksproduksjon). Ulønnet husholdsarbeid er derimot utenfor den produksjonsgrensen som nasjonalregnskapet bygger på, og utenfor BNP. Ulønnet husholdsarbeid omfatter husarbeid, vedlikeholdsarbeid og omsorgsarbeid. Men verdien av ulønnet husarbeid er beregnet i satellittregnskap.

Satellittregnskap er betegnelsen på regnskap som i utgangspunktet bygger på nasjonalregnskapets sammenhenger og tall, men der man kan fri-

gjøre seg fra strenge systemkrav og gjøre tilpasninger for å belyse spesielle problemstillinger, gjerne supplert med et større tallmateriale. For Norge finnes det satellittregnskap for turisme, helseutgifter, ideelle og frivillige organisasjoner, ulønnet husholdsarbeid, og for økonomi og miljø, jf. neste avsnitt.

Nasjonalregnskapet gir oss *noe* informasjon om *noen* forsynende økosystemtjenester. Jordbruksprodukter, skogbruksprodukter, fiske og fangst er innenfor nasjonalregnskapets produksjonsgrense, fordi de omsettes i markeder. I tillegg er jordbruksprodukter til eget bruk med i nasjonalregnskapet. Slike produkter er bearbei-

dede forsynende tjenester fra økosystemene, – de skal ikke betraktes som rene økosystemtjenester i det de er avhengige av at det tilføres arbeidskraft, og som regel også maskiner og vareinnsats, jf. boks 5.1. De er også avhengige av grunnleggende livsprosesser (økosystemfunksjoner/støttende tjenester) og av regulerende økosystemtjenester. Mens arbeidskraften, realkapitalen og vareinnsatsen som inngår er synlig i nasjonalregnskapet, er regulerings- og støttetjenestene usynlige.

Naturkapital er en av flere kapitalarter i nasjonalregnskapssystemet. Nasjonalregnskapets naturkapital er definert som *ikke-produsert kapital som forekommer i naturen og som det knytter seg eiendomsrett til*. Dette omfatter grunn, grunnforekomster (råolje og naturgass mv.), ikke-dyrkede biologiske ressurser og vannressurser. Det betyr at bl.a. skog og fisk, inklusive oppdrett, inngår i naturkapitalen slik den er definert her. Begrepet slik det brukes i nasjonalregnskapet inkluderer altså ikke miljøkapital som det ikke er eller vil kunne fastsettes eiendomsrett til. Åpent hav, ren luft, biologisk mangfold, urørt natur etc., er altså ikke naturkapital i denne sammenhengen. Dyrkede biologiske ressurser, f.eks. frukttrær og husdyr i primærnæringene, er klassifisert som fast realkapital.

Produkter som omsettes i markeder verdsettes til markedspriser, mens produkter som ikke omsettes i markeder, eller som omsettes til priser vesentlig under produksjonskostnadene (f.eks. helsetjenester, offentlig administrasjon, politi, forsvar), verdsettes på grunnlag av produksjonskostnadene. Verdien av andre produkter, bl.a. illegale produkter og produkter til eget bruk, anslås på grunnlag av informasjon om liknende produkter og/eller liknende markeder. Det er et krav i SNA at produktene som inngår skal verdsettes på en ensartet måte. I praksis vil dette si at man må verdsette til markedspriser.

11.1.2 FNs system for miljø- og energiregnskap

For bedre å synliggjøre betydningen av naturressurser og miljø for økonomien, og økonomiens påvirkning på natur og miljø, har FN også utviklet et system for miljø- og økonomiregnskap: *System of Environmental – Economic Accounting* (SEEA). Arbeidet med SEEA begynte som en oppfølging av Brundtlandkommisjonens rapport og Agenda 21. Den første utgaven kom i 1993, den siste ble godkjent av FNs statistikkenehet i februar 2012. Norge ved SSB har deltatt aktivt i arbeidet med å utvikle SEEA siden oppstarten.

Regnskapssystemet i SEEA korresponderer med SNA, slik at miljøregnskapet og økonomiregnskapet skal kunne integreres. SEEA er dokumentert i European Commission mfl. (2012c).

SEEA beskriver tre regnskapsområder. Det første området dekker systemer og metoder for å beskrive fysiske strømmer av materialer og energi internt i økonomien og mellom økonomien og miljøet. Regnskapet er delvis i fysiske størrelser og delvis i monetære enheter. Norge v/SSB utarbeider jevnlig statistikk for utslipp til luft av en rekke forurensningskomponenter som satelittregnskap til nasjonalregnskapet og etter SEEAAs systemer. Videre beregnes utslipp av kjemikalier og utslipp til og forbruk av vann. Det pågår arbeid med å utvikle et avfallsregnskap. Disse regnskapene utarbeides i fysiske enheter, og de er svært viktige for å kunne følge den fysiske påvirkningen av norske økosystemer. Flere av dataene som produseres er med i indikatorsettet for bærekraftig utvikling som presenteres i Nasjonalbudsjettet, jf. tabell 11.2.

Det andre hovedområdet beskriver systemer og metoder for å skille ut miljørelevante økonomiske transaksjoner i nasjonalregnskapet. SSB utarbeider regnskap som viser utgifter til miljøtiltak i noen sektorer, og et regnskap for miljøavgifter og miljøsubsidier, inklusive miljøskadelige subsidier, er under utvikling. Dette er viktig for å kunne analysere sammenhengene mellom f.eks. miljøavgifter, utslipp og økonomiske størrelser.

Det tredje hovedområdet beskriver systemer og metoder for å håndtere naturkapitalen og endringer i denne beholdningen. Siden SEEA skal være forenlig med SNA, er bare naturkapital som har en markedspris inkludert i regnskapet. Økosystemtjenester som ikke har en markedsverdi er altså ikke inkludert, men et arbeid med å utvikle økosystemregnskap pågår under overskriften «SEEA – Experimental Ecosystem Accounts». Dette omtales i kapittel 11.2.

11.1.3 BNP som mål på velferd og bærekraft

Endringer i BNP (eller netto nasjonalprodukt, NNP, som er BNP korrigeret for kapitalslit) per innbygger (både nivå og endring) oppfattes i mange sammenhenger som et mål for den økonomiske velferden i et land, og de fleste ville nok også velge å bo i et land med høyt og voksende BNP per innbygger fremfor et land med lavt og synkende BNP per innbygger. Men BNP har flere begrensninger som velferdsmål. For det første er økonomisk velferd nærmere knyttet til forbruk enn til produksjon. Befolkningen i et land som

Boks 11.3 Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services – WAVES

Verdensbanken lanserte i 2010 et femårig globalt prosjekt om nasjonalformueberegning og verdsetting av økosystemtjenester (Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services – WAVES. Ifølge prosjektets nettside¹ er målet at WAVES skal fremme bærekraftig utvikling gjennom å sikre at nasjonale regnskapssystemer som brukes for måling og planlegging også omfatter verdier av naturressurser.

Prosjektet utvikles som et globalt partnerskap ledet av Verdensbanken, med deltagelse fra fem utviklingsland (Botswana, Colombia, Costa Rica, Madagaskar og Filippinene), seks industriland (Australia, Canada, Frankrike, Japan, Norge og Storbritannia), sentrale FN-organer og internasjonale organisasjoner. Etter en forberedende fase skal prosjektet implementeres i perioden 2012 – 2015, og detaljerte planer utarbeides nå av landene som deltar.

Hovedmålet for WAVES-prosjektet er å etablere miljøregnskap basert på SEEA i seks til ti

¹ <http://www.wavespartnership.org/waves/>.

land og å innarbeide disse i nasjonal politikktforming og utviklingsplanlegging. SEEA inkluderer kun naturkapital som omsettes og som det finnes priser for, jf. kapittel 11.2, og et miljøregnskap basert på SEEA utarbeides allerede i Norge. WAVES har også et mål om å bidra i arbeidet med SEEA eksperimentelle økosystemregnskap og utvikle metoder for å inkludere ikke-prissatt naturkapital, men fokus er foreløpig på å implementere det etablerte SEEA-systemet i land med svakere regnskapstradisjoner enn vi har i Norge.

Gjennom å delta i prosjektet ønsker Norge å stimulere til å synliggjøre verdiene av økosystemene i nasjonale beslutningsprosesser i utviklingsland, bidra til multilateralt samarbeid for styrking og anvendelse av kunnskap om økosystemenes verdi, og at Norge skal være pilotland for WAVES-prosjektet.

eksporterer en stor del av produksjonen for å bygge opp fordringer overfor utlandet har lite forbruk og trolig lav økonomisk velferd. Husholdningenes forbruk eller inntekt ville vært et bedre mål for velferd. For det andre inneholder BNP en rekke produkter som bare bidrar til økt velferd fordi de retter opp en eller annen skade eller feil, og velferden hadde vært høyere dersom ikke dette hadde vært nødvendig. Opprydding etter miljøkatastrofer er et ofte brukt eksempel, – ulykken reduserer velferden, oppryddingen øker både BNP og velferden, men bare fordi ulykken først har skjedd. For det tredje finnes det varer og tjenester som bidrar til velferd som ikke er inkludert, f.eks. ulønnet husholdsarbeid. Når produksjon flytter fra hjemmene til bedriftene – som var tilfellet i den vestlige verden gjennom siste halvdel av forrige århundre, vil BNP øke uten at velferden nødvendigvis øker tilsvarende, heller ikke den økonomiske velferden. For det fjerde sier ikke BNP – og heller ikke BNP per innbygger – noe om hvordan inntektene faktisk er fordelt. BNP sier heller ikke noe om helsetilstand eller utdanningsnivå, kun om hvor mye ressurser det går med til å produsere tjenester innenfor disse sektorene. Sist, men ikke minst – verdien av de tjenestene naturen gir oss som ikke genererer

inntekter er ikke inkludert, og heller ikke kostnadene bruken av naturen medfører. NNP korrigerer BNP bare for slitasje på fysisk realkapital, ikke for bruk av natur. Bl.a. derfor er verken BNP eller NNP en god indikator for bærekraft.

11.1.4 Grønt BNP

For å kompensere for svakhetene ved BNP som velferds mål er det utviklet en rekke svært ulike indikatorer under overskriften «Grønt BNP»¹. Nordhaus og Tobin's *Sustainable measure of economic welfare* (SMEW) er et felles utgangspunkt for mange indikatorer (Nordhaus og Tobin 1973). (*Genuine Progress Indicator* (GPI) og *Index of Sustainable Economic Welfare* (ISEW) er to eksempler på såkalte «grønne BNP». I denne

¹ Rio-konferansen i 1992 om bærekraftig utvikling var starten på et omfattende arbeid med å utvikle indikatorer for å supplere eller erstatte BNP som indikator for bærekraft. Arbeidet har resultert i et mangfold av ulike og ofte svært komplekse måle- og indikatorsystemer, se f.eks. Hess og Palm (2012) for en oversikt. Bl.a. som en respons på dette har EU satt i gang prosjektet *Beyond GDP*, med mål om å utvikle indikatorer med samme gjennomslagskraft som BNP, men som inkluderer globale utfordringer som fattigdom, klimaendringer og livskvalitet. Fakta-ark, som beskriver flere ulike indikatorer, finnes på www.beyond-gdp.eu.

gruppen av indikatorer tar man gjerne utgangspunkt i husholdningenes forbruk slik det fremkommer i nasjonalregnskapet, og legger til beregnede verdier av antatte goder som ikke er inkludert, som verdien av fritid, arbeid i hjemmet, avkastningen av husholdningskapital og offentlig infrastruktur etc. Til fratrekk kommer forbruk man antas ikke å ha glede av, f.eks. kostnader forbundet med arbeidsreiser, trafikkulykker, krig, og kriminalitet. Indikatoren kan korrigeres for anslag for kostnader ved vann-, luft- og støvforurensning, tap av naturkapital og kostnader ved klimagassutslipp, nedbryting av ozonlaget etc. Det utarbeides også anslag for grønt BNP basert på metoder og systemer fra FNs system for miljø- og økonomiregnskap (SEEA) hvor man beregner verdien av forbruket av den naturkapitalen det ikke finnes markedspriser for (se f.eks. Alfsen mfl., 2006 for en oversikt).

Grønt BNP-anslag blir møtt med betydelig skepsis blant økonomer og statistikere, jf. f.eks. Stiglitz mfl. (2009)², bl.a. på grunn av de indirekte og hypotetiske metodene som ligger bak verdsettingen av de ikke-markedsbaserte naturverdiene, jf. kapittel 8. Sammenblandingen av markedsbaserte og hypotetiske priser korresponderer dårlig med nasjonalregnskapets og BNPs strenge krav til konsistens.

Grønt BNP-tilnærmingen rammes også av de generelle innvendingene som reises mot å slå sammen mye og ulik informasjon i ett tall, se også boks 11.5. Bl.a. kan skade på naturen komme til å bli overskygget av vekst i BNP når de slås sammen, slik at «grønt BNP» gir et dårlig styrings- og beslutningsgrunnlag. Fra et makroøkonomisk synspunkt blir det vist til at det er uheldig å aggregere for mye informasjon i én indikator da dette kan gjøre konjunktursignalene mindre tydelige og svekke beslutningsgrunnlaget.

Kritikere påpeker også det kontrafaktiske i slike beregninger, – hadde naturkapitalen faktisk vært priset slik den verdsettes i grønt BNP-beregningene, hadde alle relative prisforhold, og realøkonomiens volum og sammensetning vært annerledes, og BNP hadde vært et annet. Man kan også stille spørsmålstegn ved praksisen med å korrigere BNP for utgifter forbundet med trafikkulykker, kriminalitet og lignende – all den stund det

faktisk skjer ulykker og folk utsettes for kriminalitet.

Et alternativ til «grønt BNP» er å utvikle flerdimensjonale bærekraftsindikatorer bl.a. for biologisk mangfold, økosystemer og andre miljøforhold, som kan supplere økonomiske indikatorer.

11.1.5 Indikatorer for bærekraft

Verdenskommisjonen for miljø og utvikling (Brundtlandkommisjonen) definerte en bærekraftig utvikling som en utvikling som sikrer behovene til dagens generasjon uten å sette fremtidige generasjoners behov i fare (WCED, 1987). Man så for seg tre pilarer som bærekraften skulle hvile på; økonomiske forhold, sosiale forhold og miljøforhold. Uten en tilfredsstillende utvikling innen alle tre pilarer ville ikke samfunnet som helhet kunne få en bærekraftig utvikling ifølge kommisjonen. Denne forståelsen gjelder fortsatt og lå bl.a. til grunn for FNs verdenstoppmøte om bærekraftig utvikling i 2012 (Rio+20).

Blant samfunnsøkonomer er det vanlig å operasjonalisere kommisjonens definisjon og krav til bærekraft som at *nasjonalformuen* minst skal opprettholdes. At utviklingen i et land er bærekraftig forutsetter da at nasjonalformuen (landets formue) per innbygger øker eller i det minste holder seg uendret over tid. Samtidig stilles krav om at dette ikke går på bekostning av andre lands mulighet for en bærekraftig utvikling.

Nasjonalformuen er definert som nettoformuen til en nasjon og består av landets samlede ressurser. Dette bør inkludere *alle* ressurser, uavhengig av om de kan måles i penger eller ikke. Brunvoll mfl. (2012) bruker betegnelsen *ideell* nasjonalformue om dette, *faktisk* nasjonalformue er en annen betegnelse. Biologisk mangfold og økosystemenes evne til å levere tjenester (økosystemkapitalen) er en åpenbar del av et lands naturressurser og faktiske nasjonalformue. Det samme er velfungerende samfunnsinstitusjoner, at folk stoler på hverandre og andre menneskelige og sosiale ressurser.

Formuestilnærmingen til bærekraftsbegrepet reiser umiddelbart to problemstillinger. For det første er nasjonalformuen ikke uten videre en enkel størrelse å måle. Nasjonalregnskapet inkluderer som nevnt bare ressurser som har en pris, og beregninger av nasjonalformuen på det grunnlaget vil kunne gi feil signaler. F.eks. vil inntektsvekst basert på utarming av gratis naturressurser utelukkende øke nasjonalinntekt og -formuen; at selve inntektsgrunnlaget forsvinner kommer ikke til syne.

² *The International Commission on Measurement of Economic Performance and Social Progress* (eller Stiglitz, Sen og Fitoussi-kommisjonen) hadde som mål å identifisere hvilke velferdselementer som faktisk måles gjennom BNP og hvordan BNP bør suppleres for å gjøre dette til et bedre velferdsmål. (Stiglitz mfl., 2009)

For det andre tar formuestilnærmingen utgangspunkt i såkalt «svak bærekraft», som vil si at de ulike komponentene i formuen kan erstatte hverandre. Norges nedbygging av petroleumsressursene og oppbygging av Statens pensjonsfond utland (SPU) er et eksempel på kapitalarter som ifølge denne tilnærmingen kan erstatte hverandre, jf. boks 11.4. Uttak av naturressurser for å investere i befolkningens utdanning er trolig forenlig med bærekraft i mange økonomier, opp til et visst nivå. Men for mange økosystemtjenester og biologisk mangfold er antakelsen om substitusjon mellom naturkapital og annen kapital mer tvilsom, og jo mer intensivt naturkapitalen utnyttes, desto mer tvilsom blir antakelsen. Det finnes økologiske grenser for hvor stort tap av biologisk mangfold som kan erstattes med større finansformue, mer realkapital eller en bedre utdannet befolkning, uten at det «... setter fremtidige generasjoners behov

i fare.» Begrepet «sterk bærekraft» brukes om tilnærminger som legger til grunn at det finnes økologiske grenser for substitusjon mellom naturkapital og annen kapital.

For å belyse spørsmålet om bærekraft kreves det derfor indikatorer som viser hvordan *ulike deler* av den *faktiske* nasjonalformuen utvikler seg. I 2005 la et regjeringsoppnevnt utvalg fram en utredning – *Enkle signaler i en kompleks verden* (NOU 2005: 5) – der nettopp slike indikatorer er tema. Utvalget var oppnevnt for å utarbeide forslag til et nasjonalt indikatorsett for å overvåke Norges strategi for bærekraftig utvikling, som ble presentert i Nasjonalbudsjettet 2008 (St.meld. nr. 1 (2007–2008))³.

Utvalget tok utgangspunkt i samme definisjon for bærekraft som Verdenskommisjonen for miljø og utvikling, – en utvikling som sikrer behovene til dagens generasjon uten å sette fremtidige gene-

Tabell 11.1 Bærekraftsindikatorerne og Nasjonalbudsjettets vurderinger

Indikator	Utvikling	Nivå/tilstand
		Norge i forhold til EU
1. Offisiell norsk bistand, pst. av brutto nasjonalinntekt	+	over
2. Handel med minst utviklede land og utviklingsland samlet		
Import fra utviklingsland samlet som andel av total import	+	under
Import fra minst utviklede land som andel av total import	~	under
3. Norske utslipp av klimagasser relatert til Kyotomålet	~+	
4. Utslipp av langtransporterte luftforurensninger og utslippsforpliktelser under Gøteborgprotokollen	+	om lag samme
5. Naturindeks hav, kystvann	+	
6. Naturindeks landøkosystemer		
Ferskvann, myr og fjell	+	over
Skog	~	over
Åpent lavland	÷	
7. Tilstandsgraden for fredete bygninger	~	
8. Samlet energibruk pr. enhet BNP (energiintensitet)	+	lavere
9. Beregnet gytebestand for nordøstarktisk torsk, norsk vårgytende sild, nordsjøtorsk og nordøstarktisk sei	+	
10. Irreversibel avgang av produktivt areal	+	
11. Potensiell eksponering for helse- og miljøfarlige stoffer	~	
12. Netto nasjonalinntekt pr. innbygger	~	over
13. Utvikling i inntektsfordeling	~	jevne
14. Generasjonsregnskapet	~	
15. Befolkningens utdanningsnivå	+	over
16. Andel av befolkningen på uføretrygd og arbeidsavklaringspenger	~	
17. Forventet levealder ved fødsel	+	over

Kilde: Finansdepartementet, Meld. St. 1 (2012–2013).

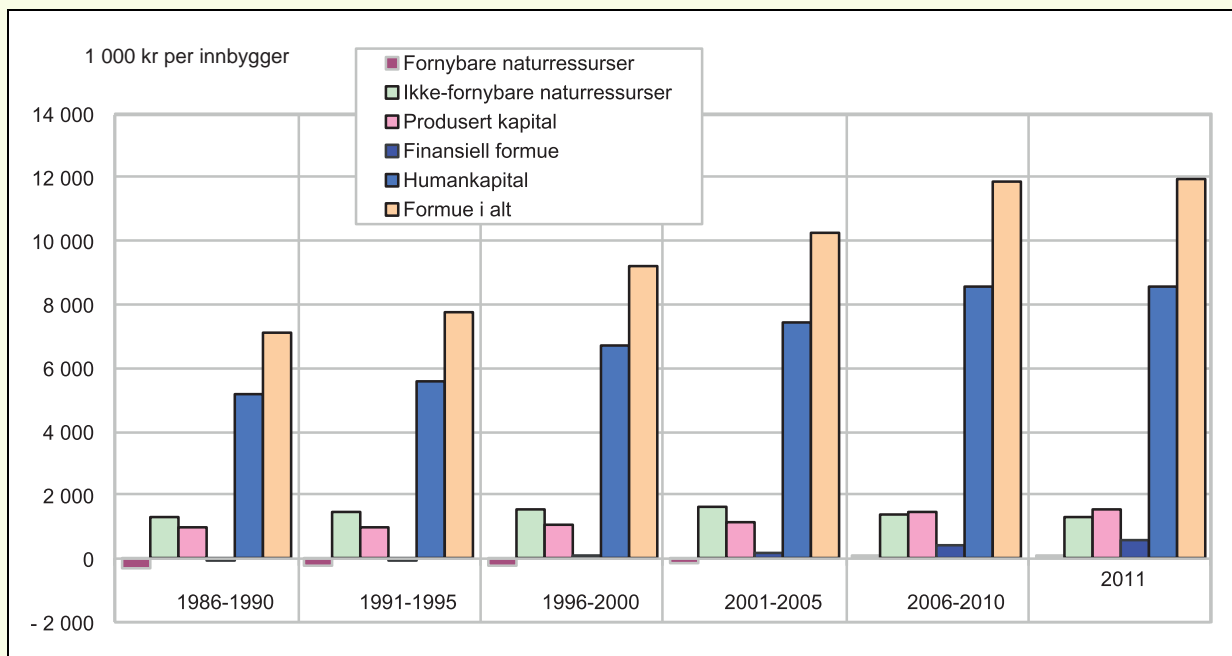
Boks 11.4 Nasjonalformuen basert på nasjonalregnskapet

SSBs bærekraftsrapportering (Brunvoll mfl. 2012) inkluderer anslag for nasjonalformuen basert på nasjonalregnskapsdata. Nasjonalformue beregnes som nåverdien av alle fremtidige inntekter målt ved nettonasjonalinntekten, det vil si BNP korrigert for nettoinntekter fra utlandet og kapitalslit. Deretter beregnes bidraget til formuen fra fem ulike kapitaltyper: Finanskapital, dvs. netto fordringer Norge har til utlandet, humankapital (dvs. arbeidskraftens bidrag til verdiskapingen), produsert kapital (maskiner, bygninger, verktøy etc.), fornybare naturressurser (vannkraft, jordbruk, skogbruk, fiske og fangst, jakt, hobbyfiske og sanking samt fiskeoppdrett) og ikke-fornybare naturressurser (i all hovedsak olje og gass).¹

Bidraget fra naturressursene beregnes ved først å finne ressursrenta, som er inntektene som blir igjen etter at alle utgifter – inklusive normal avkastning på kapitalen – er trukket fra, og justert for avgifter og subsidier (se boks 15.9 om grunnrente/ressursrente). Deretter gjør man antakelser om naturressursens levetid og prisutvikling og beregner nåverdien av alle fremtidige inntekter. Bidraget fra den produ-

serte kapitalen er nasjonalregnskapets anslag på kapitalverdien. Den delen av nasjonalformuen som etter dette ikke kan tilskrives verken finanskapitalen, naturressursene eller realkapitalen tilskrives humankapitalen. Beregningene av avkastningen av humankapitalen inkluderer med andre ord alle ikke-inkluderte kilder til inntekt, f.eks. inntekter som stammer fra bruk av ikke-prissatte naturressurser og økosystemtjenester, og inntekter som skyldes måten det norske samfunn og norsk økonomi er organisert på, i tillegg til faktisk humankapital.

Beregningene forutsetter at avkastningen på humankapitalen er fast over tid og lik den observerte avkastningen i beregningsåret. Formuen beregnes som nåverdien av en slik konstant inntektsstrøm. Med en diskonteringsats på eksempelvis 4 pst. vil humankapitalen i et bestemt år bli 20 ganger anslaget på avkastningen på arbeidskraft i det aktuelle året. En slik kapitalisering av humankapitalen gjør det mulig å sammenligne den med betydningen av endelige ressurser som olje og gass som gir inntekter bare i noen tiår.



Figur 11.1 Nasjonalformue, i alt og fordelt på type kapital. 1986–2011. 1 000 kr per innbygger. Faste 2011-priser.

Kilde: Brunvoll mfl. (2012)

Boks 11.4 forts.

På den andre side, siden humankapitalen er den dominerende komponenten i nasjonalformuen vil formuen som regel vokse i takt med avkastningen på humankapital. Formuen vil i hovedsak vokse så lenge komponenten av NNI som utgjør avkastningen på arbeidskraft vokser, i hovedsak når reallønningene øker. Metoden vil vise om veksten i arbeidsproduktivitet og akkumulering av realkapital er tistrekkelig til å kompensere for at oljeinntektene i fremtiden blir lavere. Men om dagens politikk innebærer mer fundamentale problemer som gjør det vanskelig på lang sikt å opprettholde det høye lønnsnivået i Norge, vil det ikke fremkomme av formuesberegningene, da metoden forutsetter at Norge ikke står overfor slike fremtidige problemer. Som mål på bærekraft vil formuen gi begrenset med ny informasjon utover det en får fra en dekomponering av Nasjonalinntekten eller den informasjon en får ved å følge lønnsoppgjørene.

I henhold til disse beregningene er den økonomiske utviklingen i Norge bærekraftig, i den

forstand at nasjonalformuen per innbygger øker gjennom hele perioden. Det er restfaktoren «humankapital» som fremstår som den dominerende andelen av nasjonalformuen. Olje og gass bidrar moderat og bidraget er synkende, mens nettofordringene på utlandet (Statens pensjonsfond-utland i praksis) vokser tilsvarende. Bidraget fra de fornybare naturressursene var lenge negativt, og det er jordbruksproduksjonen som trekker ned. Som Brunvoll mfl. (2012) påpeker skyldes dette forholdet mellom store subsidier og lav direkte målbar verdiskaping i jordbruket. Betydningen av matforsyningsikkerhet og verdien av biologisk mangfold er f.eks. ikke inkludert, heller ikke verdien av regulerende tjenester eller opplevelses- og kunnskapsgivende tjenester. Bl.a. fordi viktige naturressurser, som biologisk mangfold og økosystemtjenester ikke er inkludert, gir beregningene ikke et fullgodt bilde av om utviklingen i Norge er bærekraftig.

¹ I nasjonalformuesberegningene inngår altså fiskeoppdrett og nyttiggjøring av kultiverte naturressurser som blant annet livdyr, frukttrær og dyrket skog som en del av naturkapitalen og ikke som en del av produsert kapital som i nasjonalregnskapet.

rasjoners behov i fare. Det vises også til de tre pilarene: økonomiske forhold, sosiale forhold og miljøforhold. Utvalget la videre til grunn et formuesperspektiv som i prinsippet kunne omfatte alle former for kapital eller verdier, uavhengig av om de kan måles i penger eller ikke, og understreker at ikke alle ressurser i ubegrenset grad kan erstattes eller substitueres med andre. Dagens indikatorsett som presenteres i Nasjonalbudsjettet er en noe revidert versjon av indikatorsettet som ble utviklet og anbefalt i NOU 2005: 5.

Indikatorne utarbeides av SSB i samarbeid med flere institusjoner som leverer datagrunnlag og vurderinger (Brunvoll mfl. 2012). Ifølge Finansdepartementet er Norge det eneste OECD-landet der Finansdepartementet har ansvar for koordinering og rapportering av regjeringens arbeid med bærekraftig utvikling.

Tabell 11.1 viser bærekraftindikatorne slik de er presentert i Nasjonalbudsjettet for 2013, jf. Meld. St. 1 (2012–2013).

Symbolene under overskriften «Utvikling» viser i hvilken grad de politiske målene er oppfylt og/eller i hvilken grad utviklingen er positiv (+), uendret (-) eller negativ (÷). I siste kolonne er indikatornivåene sammenliknet med tilsvarende nivåer for EU-27.

I grove trekk vil utslipps- og energibruksindikatorne 3 og 4 (og trolig 8) og 11 gi informasjon om direkte påvirkning på norske økosystemer. Til 3 og 4 er det også knyttet konkrete mål. De sosio-økonomiske indikatorne fra 12 til 17 vil på en indirekte måte representere generelle samfunnsmessige og økonomiske drivkrefter som påvirker natur og miljø. Miljøindikatorne 5, 6, 9 og 10 gir informasjon om tilstanden i og omfanget av økosystemene og deres evne til å levere økosystemtjenester; 5 og 6 er indikatorer for biologisk mangfold mens 9 både er en biomangfoldsindikator og en indikator for forsynende økosystemtjenester fra hav. Arealindikatoren 10 gir informasjon om omfanget av økosystemer knyttet til jordbrukslandskapet. Indikatorne 1 og 2 er ment å si noe

³ Norges første strategi for bærekraftig utvikling ble lagt fram av Utenriksdepartementet i 2002, den ble så revidert i Nasjonalbudsjettet for 2004. I 2011 ble en ytterligere revisjon gjort i Nasjonalbudsjettet for 2011.

om hvordan norsk politikk bidrar til mulighetene for bærekraftig utvikling i fattige land.

11.1.6 Sammensatte indikatorer

Mye av gjennomslagskraften til BNP som velferdsindikator kan tilskrives at den uttrykkes ved ett forståelig tall som er enkelt å kommunisere. Det er gjort mange forsøk på å utvikle indikatorer som kan konkurrere med BNP, men som sier mer om velferd og/eller bærekraft. Grønt BNP, som er omtalt i kapittel 11.1.4, tar utgangspunkt i (deler av) det tradisjonelle BNP og korrigerer dette for ulike forhold målt i penger. Andre indikatorer vektet sammen helt ulike faktorer angitt i helt ulike måleenheter, se boks 11.5. Stiglitz, Sen og Fitoussi-kommisjonen, som bl.a. skulle identifisere og vurdere hvordan BNP bør suppleres for å gjøre det til et bedre velferdsmål, konkluderer med at spørsmålet om velferd og bærekraft er så komplekst og

sammensatt at det krever et helt kontrollpanel for å vurdere utviklingen i de enkelte indikatorene:

«The assessment of sustainability is complementary to the question of current well-being or economic performance, and must be examined separately. This may sound trivial and yet it deserves emphasis, because some existing approaches fail to adopt this principle, leading to potentially confusing messages. For instance, confusion may arise when one tries to combine current well-being and sustainability into a single indicator. To take an analogy, when driving a car, a meter that added up into one single number the current speed of the vehicle and the remaining level of gasoline would not be of any help to the driver. Both pieces of information are critical and need to be displayed in distinct, clearly visible areas of the dashboard»

Stiglitz mfl. 2009.

Boks 11.5 Sammensatte indikatorer



Figur 11.2 Fra innkjøringen til New Cuyama i California.

Kilde: Wikipedia

Det er utviklet mange indikatorer som vektet sammen helt ulike faktorer angitt i helt ulike måleenheter. Et sentralt eksempel er *Human Development Index* (HDI) som presenteres årlig av FNs utviklingsprogram (UNDP) og som inkluderer forventet levealder, utdanningsnivå, BNP per capita og andre data som sier noe om velferden i et samfunn.¹ *Happy Planet Index* kombinerer forventet levealder ved fødsel, økologisk fotavtrykk og anslag for graden av til-

fredshet i befolkningen, basert på spørreundersøkelser.²

Aggregering av mye informasjon i ett tall har imidlertid flere ulemper, jf. f.eks. Stiglitz mfl. (2009). En sammensatt indikator vil bl.a. kunne dekke over eventuelle motstridende utviklingstrekk. Videre kan vektningen av de ulike komponentene som inngår være helt avgjørende for resultatet. Valg av vekter er en indirekte verdsetting, selv om sammensatte indikatorer gjerne utvikles og brukes fordi man ikke kan eller vil sette en pris på elementene som inngår.

Sammensatte indikatorer forutsetter dessuten implisitt at de ulike elementene er perfekte substitutter. Dette er en svakhet også ved indikatorer som *Inclusive Wealth Index* (IWI), som ble presentert på verdenstoppmøtet i Rio i juni 2012 (UNU-IHDP og UNEP 2012) og Verdensbankens indikator *Genuine Savings* (World Bank, 2006). Begge indikatorene måler bærekraft gjennom et formuesperspektiv og korrigerer tradisjonelle økonomiske data for henholdsvis formue og sparing for investeringer i utdanning, uttak av naturressurser (kun prissatte) og kostnader ved CO₂-utslipp. Indikatorene forutsetter implisitt at elementene som inngår er perfekte substitutter, altså svak bærekraft, og er blitt møtt med betydelig kritikk.

¹ <http://hdr.undp.org/en/>

² www.happyplanetindex.org/

Boks 11.6 Økologisk fotavtrykk

Begrepet økologisk fotavtrykk ble utviklet på 1990-tallet (Rees og Wackernagel 1996), og er trolig den indikatoren for bærekraft som er best kjent og mest publisert. Et økologisk fotavtrykk er det en gruppe mennesker (eller en annen enhet) forbruker av biologisk produktivt areal gjennom vare- og tjenesteforbruk, avfallsgenerering og utslipp. Litt forenklet kan man si at et lands fotavtrykk er det totale arealet landet må ha for å produsere maten, fibrene og tømmeret det bruker, til å ta imot avfallet det genererer og til å gi plass til bygninger, veier og annen infrastruktur. Men det kan også beregnes fotavtrykk for en by, kloden som helhet eller et annet geografisk område; en familie eller en enkeltperson; en eller flere bedrifter; en eller flere varer, tjenester eller noe annet. Andre typer fotavtrykk kan også kartlegges, f.eks. klimagassutslipp eller forbruk av vann, eller mer spesialiserte fotavtrykk som innvirkning på rødlistearter.

Organisasjonen The Global Footprint Network (www.footprintnetwork.org) beregner

forholdet mellom økologiske fotavtrykk og tilgjengelig areal i mer enn 200 land og for verden samlet. Ifølge disse beregningene brukte menneskeheten økologiske varer og tjenester fra 1,52 jordkloder i 2008. Når klodens forbruk er større enn tilgangen, indikerer det at utviklingen ikke er bærekraftig. En bærekraftig utvikling innebærer at vi bare kan høste avkastningen eller «rentene» av økosystemenes ytelser. Målt på denne måten er dagens situasjon at vi ikke bare utnytter avkastningen, vi tærer også på naturkapitalen.

Indikatoren og metoden for å beregne den er møtt med mye kritikk, bl.a. for å være komplisert og lite transparent, for å overse betydningen av teknologisk fremgang og for å overse gevinsten av handel. Indikatoren er dessuten for aggregert til å være godt egnet som grunnlag for å utforme konkret politikk. Som oppmerksomhetsvekker er den derimot svært slående, og den brukes flittig av både miljøorganisasjoner og media.

Kommisjonens anbefaling korresponderer godt med den norske modellen for bærekraftsrapportering.

11.2 SEEA Eksperimentelle økosystemregnskap

Nasjonalregnskapssystemet er utviklet over mange år for å beskrive tilstanden i økonomien, og for – på en stringent og konsistent måte – holde orden på et enormt antall økonomiske sammenhenger og avhengigheter. Regnskapet synliggjør både hvordan ulike aktiviteter er avhengig av hverandre og hvordan ulike aktiviteter kan gå på bekostning av hverandre, og er et svært viktig grunnlag for å overvåke, analysere og påvirke den økonomiske utviklingen i et land. Et tilsvarende regnskapssystem som beskriver tilstanden og sammenhengene i naturen, og sammenhengene mellom økonomi og natur, ville i prinsippet kunne gi et godt grunnlag for bedre forvaltning av både økonomi og natur. Dette er bakgrunnen for at både TEEB og CBD trekker fram nasjonalregnskapet spesielt når det er snakk om bedre synliggjøring av verdier av biologisk mangfold og økosystemtjenester.

Nasjonalregnskapets strømmer av varer og tjenester og beholdninger av kapital har paralleller i strømmen av økosystemtjenester og beholdningen av økosystemkapital. Men det er svært mange egenskaper ved økosystemene og økosystemtjenestene som ikke korresponderer med nasjonalregnskapssystemet. Bl.a. er det et krav i SNA at godene som inngår skal verdsettes i faktiske markedspriser, eller nær faktiske markedspriser (f.eks. faktiske produksjonskostnader) hvis de ikke omsettes på vanlig måte. Verdsetting ved hjelp av indirekte metoder som flere av de som er beskrevet i kapittel 8.2.3, aksepteres i utgangspunktet ikke, uavhengig av hvor sikre eller usikre de måtte være. Videre er det uklart hva som bør være den statistiske enheten i et økosystemregnskap, økosystemene er naturlige kandidater, men hvordan måle dem? Dessuten er sammenhengene i økonomien oversiktlige og velkjente i forhold til sammenhengene i naturen, f.eks. kan kapitalbeholdningen og kapitalslitet i en bedrift beregnes ved kjente og transparente metoder, men det er høyst uklart hvordan man skal anslå beholdningen av naturkapital i et økosystem, og hvordan den påvirkes av at det leveres økosystemtjenester. Videre må man ha klart for seg hvilke økosystemtjenester som allerede er inkludert i nasjonalregnskapet og hvilke som ikke er det, og man må eta-

blere en klassifisering av økosystemtjenestene som fungerer i en nasjonalregnskapssammenheng.

SEEA Eksperimentelle økosystemregnskap (*SEEA Experimental Ecosystem Accounts*) drøfter disse og liknende problemstillinger. Dette er et pågående arbeid og ikke en gjeldende anbefaling slik som SNA og SEEA, og det utføres i regi av FN i samarbeid med Verdensbanken og EEA, og med deltakelse fra en rekke internasjonale og nasjonale organisasjoner innen miljø, statistikk og økonomi. Et utkast til rammeverk for et økosystemregnskap ble lagt fram for FNs statistikkommisjon i mars 2013 (United Nations Statistics Division 2013).

11.2.1 Grunnleggende begreper og sammenhenger

Målet for arbeidet med et eksperimentelt økosystemregnskap er å supplere regnskapssystemet som er beskrevet i SNA og SEEA med et regnskap som beskriver tilstanden i økosystemene, strømmen av tjenester som økosystemene yter til samfunnet, og hvordan økonomisk aktivitet påvirker omfanget og kvaliteten på disse tjenestene.

I SNA beskrives all aktivitet i penger. SEEA eksperimentelle økosystemregnskap har hovedfokus på fysiske størrelser og hvordan informasjonen om fysiske tilstander og prosesser i naturen bør organiseres, men på en slik måte at de kan knyttes til økonomisk virksomhet og nytte. Dette er en videreføring av tilnærmingen i SEEA, som også er et regnskap i fysiske enheter i tillegg til

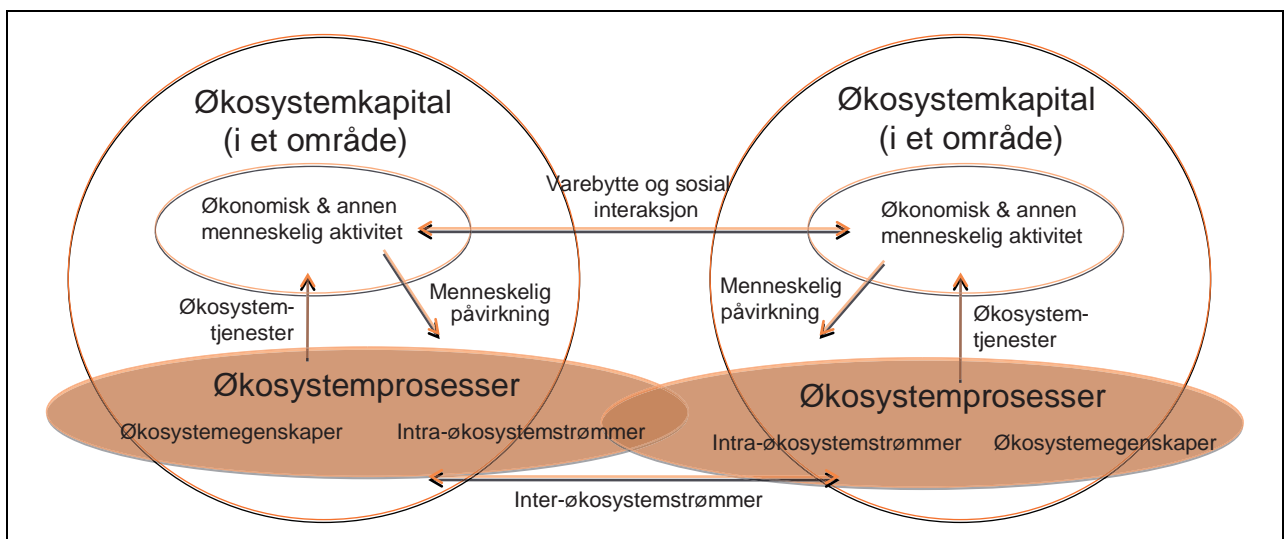
økonomiske; alle utslipp er f.eks. målt i tonn, kg eller gram og ikke i verdi.

Et fellestrekk ved alle typer regnskap er at de viser beholdninger og strømmer. Beholdningen i økosystemregnskapet er den økosystemkapital som er knyttet til et bestemt område. Økosystemkapitalen har en lang rekke egenskaper – f.eks. arealdekke (dvs. naturtype og vegetasjonstype), biodiversitet, jordart, høyde, helning, nedbør, klima og så videre. Til sammen beskriver disse egenskapene hvordan økosystemet fungerer og dets lokalisering.

Videre beskriver regnskapet to typer hovedstrømmer – de som reflekter de økologiske prosesser som foregår innen et område (intra-økosystemstrømmer) og de som foregår mellom to områder (inter-økosystemstrømmer). Et eksempel på inter-økosystemstrømmer er økosystemtjenester fra våtmarker som er avhengige av vanntilgang fra lenger opp i nedbørfeltet.

En annen type strømmer viser hvordan mennesker direkte og indirekte har fordeler av den mengde av de økosystemprosesser som skapes av økosystemkapitalen i et område. Dette er strømmene vi kaller økosystemtjenester. Figur 11.3 illustrerer modellen og viser viktige strømmer innen og mellom to geografiske områder. Figuren skal illustrere at økosystemkapitalen er grunnlaget for økonomisk og annen menneskelig aktivitet. Økosystemprosessene er grunnlaget for økosystemkapitalen.

Økosystemregnskaper fokuserer på (i) strømmen av økosystemtjenester for å beskrive sammenhengen mellom økosystemer og økonomisk og annen menneskelig aktivitet og (ii) beholdnin-



Figur 11.3 Grunnleggende modell for beholdning og strømmer knyttet til økosystemer.

Kilde: Oversatt etter United Nations (2013)

gen av økosystemkapital og endringer i denne beholdningen for å beskrive endringer i selve økosystemene og deres kapasitet til å levere økosystemtjenester i fremtiden.

Figur 11.4 illustrerer hvordan man ser for seg økosystemets kapasitet. Den bestemmes både av hvilke økosystemer som er viktige for oss med dagens bruk – som per definisjon er lik økosystem kapital – men også av hvilke økosystemprosesser som er mest prioritert ved en mer intensiv eller annen bruk av økosystemet enn i dag, dvs. ved en annen sammensetning eller «kurv» av økosystemtjenester. For å klarlegge viktige sider av økosystemets kapasitet må en beskrive både økosystemets tilstand/kvalitet og utstrekning/størrelse. Også i denne tilnærmingen er det en utfordring å holde rede på strømmer som viser sammenhengen innen og mellom ulike økosystemer.

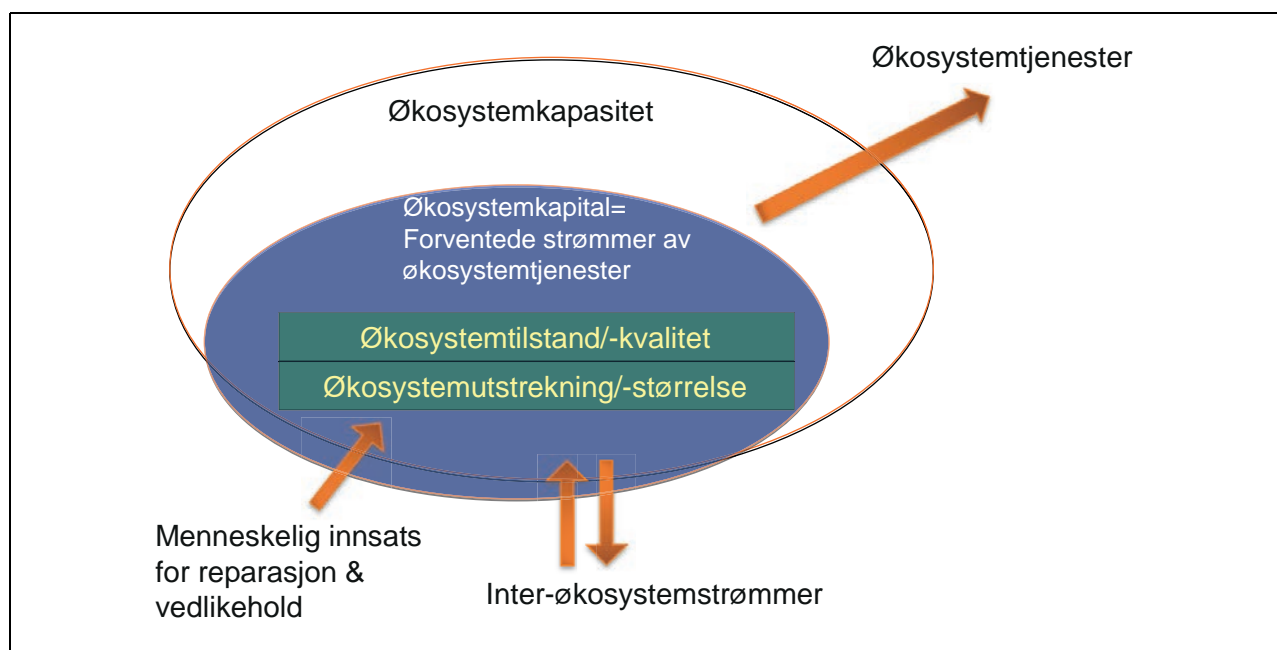
Et annet forhold som blir klart illustrert både i figur 11.3 og figur 11.4 er at geografisk utstrekning av ulike økosystemer blir en viktig egenskap ved økosystemkapital og økosystemkapasitet. For det første er det viktig å få fram de geografiske forskjeller i kvalitet og størrelse for ulike økosystem – som grunnlag for prioritering av bruk og vern – og for det andre vil selve omfanget av menneskelig nytte av naturen ofte være påvirket av fysisk nærhet og tilgjengelighet.

Ofta er økosystemets kapasitet til å levere tjenester større enn den vi bruker i dag. Dette kan dels skyldes at næringer har endret karakter, f.eks. mindre bruk av beite i utmark, mindre uttak

av tømmer osv., eller at folk ikke bruker deler av norsk natur så aktivt til friluftsliv som tidligere. I andre tilfeller kan uttaket av økosystemtjenester være større enn kapasiteten. Dette kan gi seg utslag både i redusert kvalitet og i redusert størrelse. Da er dagens bruk av økosystemtjenester ikke bærekraftig og må reguleres.

11.2.2 Geografiske enheter

Fordi økosystemer og bruken av dem varierer i en romlig dimensjon, anbefaler FN's rapport at man anvender geografiske enheter som grunnbegreper. Dette er illustrert i figur 11.5. Den minste byggeklossen utgjøres av en romlig grunnenhet, BSU («Basic Spatial Unit»). Denne er tenkt som et hjelpemiddel for all detaljert kobling av informasjon. Den har faste grenser og kan eksempelvis være et rutenett, og $1 \times 1 \text{ km}^2$ er en antydning størrelse. Slett ikke all informasjon vil finnes på dette nivået. For derfor å reflektere faktiske strømmer av økosystemtjenester og økosystemtilstand, tenker man seg en fast geografisk enhet, en økosystemregnskapsenhet, EAU («Ecosystem Accounting Unit»), som er illustrert ved hele området i figur 11.5. Det antydes at disse grensene kan være gitt ved naturforhold, som f.eks. nedbørfelt, eller de kan være administrative enheter som f.eks. kommuner. Innenfor denne enheten kan en inkludere ulike funksjonelle hovedøkosystemer (biomer). Antydningssvis har man fra 10–20 slike hovedøkosystemer for et land (inklusive marine



Figur 11.4 Økosystemkapasitet, -kvalitet og -størrelse.

Kilde: Oversatt etter United Nations (2013)

områder). Disse hovedøkosystemene er oftest karakterisert ved arealdekke eller ved naturgitte funksjonelle egenskaper. Dette er i figur 11.5 kalt arealtyper. Her stilles de enkelte land i prinsippet fritt til å velge sine egne klasser, men det er vist til FAOs «Land Cover Classification System», versjon 3 fra 2009, for å definere økologisk arealdekke enhet LCEU (*land cover ecological unit*.) Grensene til hovedøkosystemene vil variere over tid, mens grensene for den romlige grunnenheten (BSU) og økosystemregnskapsenheten (EAU) er faste.

Figur 11.5 viser at det kan være flere ulike arealer av et og samme hovedøkosystem, her illustrert ved arealtype A, som f.eks. kan være skogområder, i en og samme økosystemregnskapsenhet. Ved at økosystemtilstand og omfanget av leveranse av tjenester i prinsippet varierer mellom de ulike økosystemregnskapsenhetene, og oftest refererer seg til ulike biomer får en også informasjon om sammenhenger mellom økosystemtilstand og tjenesteomfang. Dersom de faste geografiske enhetene også kan knyttes til informasjon om produksjon, forbruk og befolkning får man direkte muligheter både til å vurdere årsaker til og konsekvenser av endringer i økosystemtilstand og omfang av økosystemtjenester.

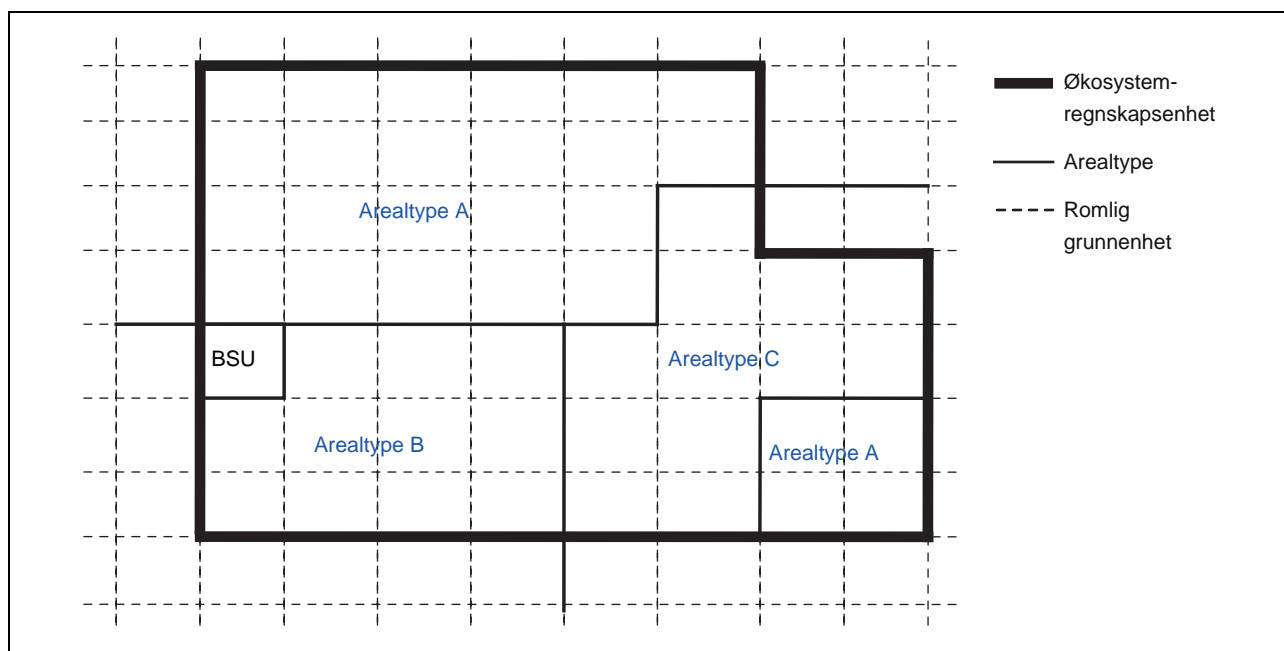
11.2.3 Klassifisering og avgrensning

FNs rapport om forslag til eksperimentelle økosystemregnskaper tar utgangspunkt i *Common*

International Classification of Ecosystem Services (CICES) for å klassifisere økosystemtjenestene, men med følgende justeringer: Abiotiske strømmer inngår ikke, dvs. at tjenester knyttet til f.eks. vannkraft, vindkraft og solenergi ikke regnes som økosystemtjenester. Dernest kommenteres det i FNs rapport at grunnleggende livsprosesser ikke er inkludert i CICES, da dette ville kunne føre til dobbelttelling. Videre mener FN at jordbruksprodukter ikke er økosystemtjenester, men at det er det naturgitte grunnlaget for jordbruksproduksjonen i form av næring, vann og pollinering med videre, som er økosystemtjenestene fra jordbrukslandskapet økosystem. CICES er presentert og diskutert i kapittel 5.

11.2.4 Økosystemkapital målt i tjenesteomfang og tilstand målt i fysiske enheter

Et av formålene ved et økosystemregnskap er å organisere informasjonen om strømmer av økosystemtjenester etter hvor de skapes og brukes og hvem som bruker dem, og å kunne vurdere uttaket av økosystemtjenester fortløpende i lys av endringer i økologisk tilstand. For å få til dette tenker man seg at det utarbeides statistikk som viser det fysiske omfang av årlig produksjon og bruk av ulike økosystemtjenester for hver arealtype (= hovedøkosystemtype) innen hver av de ulike faste geografiske/statistiske enhetene (EAU), se tabell 11.2. Måleenheten vil variere, men kan være



Figur 11.5 Geografiske enheter for et økosystemregnskap.

Kilde: Oversatt etter United Nations (2013)

tonn, kubikkmeter, joule osv. Samtidig vil man føre statistikk over økosystemenes tilstand og omfang, og endringer i disse størrelsene for hver arealtype (= hovedøkosystemtype) innen den samme økosystemregnskapsenheten (EAU) (tabell 11.3). Til sammen vil de to oppstillingene utgjøre kjernen i et konsistent arealbasert regnskapssystem som viser hvordan uttak av økosystemtjenester fra ulike areal typer i et område vil gi seg utslag i endret økologisk kvalitet. De fysiske parametrene som angir økosystemtilstand (f.eks. indikatorer for vegetasjon, biologisk mangfold, jordsmonn, vann og karbon) refereres til en referansetilstand, dvs. et økosystem som er i balanse og som har en høy og variert biologisk produksjon.

En kan også lage egne regnskaper for økologisk tilstand i form av kvalitet og omfang av biodiversitet og endringer i denne. Omfanget begren-

ses oftest av habitatstørrelse og fragmentering, mens kvaliteten kan uttrykkes som artsrikdom. FNs rapport foreslår å se på endringer i populasjonsstørrelse i utvalgte arter for et hovedøkosystem i et geografisk område. Det er valgt ut arter som er representative, arter som er særlig viktige for hvordan det enkelte økosystem fungerer (nøkkelarter), arter som gjør at alle de trofiske nivåer er rimelig representert og arter som er følsomme for menneskelig aktiviteter og inngrep. En kan tenke seg slike regnskap eller databaser for hovedøkosystemer med en viss geografisk oppløsning (en eller flere økosystemregnskapsenheter).

Aggregering av disse ulike fysiske regnskapene er en stor utfordring. Man kan tenke seg en grov kartmessig fremstilling der ulikheter i tilstand og tjenestenivåer fremgår ved hjelp av fargekoder. Dette kan så brukes til å illustrere utviklingen over tid. Eventuell oppfølging av dette i Norge

Tabell 11.2 Fysiske strømmer av økosystemtjenester fra en økosystemregnskapsenhet (EAU)

Type Økosystemtjenester (CICES)	Arealtype/Hovedøkosystemtype						
	Jordbruksland	Skog	Ferskvann	Urbane områder	Våtmark områder	Marine områder	Andre typer areal
Forsynende tjenester							
Regulerende tjenester							
Kulturelle tjenester							

Kilde: Oversatt etter United Nations (2013)

Tabell 11.3 Mål på økosystemstørrelse og tilstand for en økosystemregnskapsenhet (EAU)

Arealtype/Hovedøkosystemtype	Økosystemstørrelse	Egenskaper ved økosystemtilstand i en økosystemregnskapsenhet				
		Vegetasjon	Biodiversitet	Jordsmonn	Vann	Karbon
		Indikatorer	Indikatorer	Indikatorer	Indikatorer	Indikatorer
		f.eks. bladindeks, biomasse	f.eks. artsrikdom, relativ forekomst	f.eks. innhold av organisk materiale	f.eks. vannføring, vannkvalitet, fiskearter	f.eks. netto karbonbalanse, primærproduksjon
Jordbruksland	Areal					
Skog						
Ferskvann						
Urbane områder						
Våtmark						
Marine områder						
Andre typer areal						

Kilde: Oversatt etter United Nations (2013)

bør så langt som mulig bygge på eksisterende systemer for stedfestet informasjon, herunder arbeidet med Naturtyper i Norge (se bl.a. boks 4.7).

11.2.5 Økonomisk verdsetting og integrering med nasjonalregnskap

Som nevnt er hovedfokuset i FNs rapport å beskrive et økosystemregnskap i fysiske størrelser. Men rapporten diskuterer også ulike økonomiske verdibegreper som er relevante, samt metoder for økonomisk verdsetting og hvilke som eventuelt er best egnet når de skal korrespondere med nasjonalregnskapets markedspriser.

Verdsettingsfokuset i rapporten er på økosystemtjenester og goder som ikke har markedsverdi fordi goder med markedspriser allerede er inkludert i nasjonalregnskapet. Som påpekt tidligere er det et krav i SNA at godene som inngår skal verdsettes i markedspriser eller nær faktiske markedspriser (f.eks. faktiske produksjonskostnader). Prisen er et mål på godets bytteverdi. Verdien av kapital estimeres også så langt som mulig på bakgrunn av markedspriser, eventuelt kostnader ved å erstatte eksisterende kapital, eller som den neddiskonterte verdien av strømmen av all fremtidig nettoverdi produsert fra kapitalen.

Det eksperimentelle økosystemregnskapet legger til grunn at metodene som brukes for verdsetting av økosystemtjenester uten markedspris skal være konsistente med de metodene som allerede brukes til å estimere verdier av goder uten pris i nasjonalregnskapet. Det betyr spesielt at verdsettingsmetodene som skal brukes for økosystemtjenester ikke skal inkludere konsumentoverskuddet (se figur 10.1). Mange av verdsettingsmetodene som er utviklet for økosystemtjenester og goder som ikke omsettes i markeder fokuserer nettopp på endringer i konsumentoverskuddet, og er dermed ikke egnet i denne sammenhengen (se kapittel 8.2.3 for en gjennomgang av de vanligste metodene).

Betinget verdsetting, valgekspesimerer og reisekostnadsmetoden er f.eks. ikke kompatible med prinsippene i SNA fordi de inkluderer konsumentoverskuddet. FNs rapport diskuterer imidlertid muligheten for at verdianslag beregnet med disse metodene potensielt kan brukes til å utlede etterspørselsfunksjoner som igjen kan gi en bytteverdi. Verdsettingsmetoder som tar utgangspunkt i markedspriser (f.eks. produksjonsfunksjonsmetoden, eiendomsprismetoden og erstatningskostnadsmetoder) er i prinsippet kompatible med SNA da de ikke inkluderer konsumentoverskuddet. Grunnrenta (se boks 15.9) nevnes også som

et mulig verdimål, og brukes ofte som verdianslag for forsyvende tjenester fra landbruk, skog og fiske. For at grunnrenta skal være et godt verdimål er det en forutsetning at ressursene brukes på en bærekraftig måte. FNs rapport diskuterer også en mulig løsning på utfordringen med å finne bytteverdier for ikke-prisede økosystemtjenester – *the Simulated Exchange Value Method*. Metoden tar utgangspunkt i at flere eksisterende verdsettingsmetoder kan være nyttige for å estimere etterspørselsfunksjoner for økosystemtjenester. Dersom en også kjenner tilbudsfunksjonen til økosystemtjenestene, kan markedsprisen identifiseres som krysningspunktet mellom etterspørselsfunksjonen og tilbudsfunksjonen. Metoden er fremdeles på utviklingsstadiet, men kan muligens bli en av flere metoder for å løse problemet med manglende markedspriser for flere økosystemtjenester.

Gitt at det er mulig å anslå alle relevante verdier, gjenstår aggregering av verdiene. For riktig aggregering må det forutsettes at alle økosystemtjenestene er uavhengige av hverandre – en forutsetning som sjelden er oppfylt fordi økosystemtjenester og økologiske prosesser nettopp kjenne-tegnes av komplekse sammenhenger. Ifølge rapporten blir uavhengigheten i stor grad ivaretatt ved bruk av bytteverdier, men den understreker at det er en forutsetning at alle økosystemtjenester i et økosystem da er prissatt. Dersom dette

Boks 11.7 Et forenklet regnskap for økosystemkapital

Simplified Ecosystem Capital Accounts (SECA) (EEA 2011). Arbeidet har inngått i SEEAs eksperimentelle økosystemregnskap, jf. kapittel 11.2. EEA arbeider nå med en empirisk uttesting av rammeverket, som er ventet ferdig i 2013. Denne studien legger vekt på å kunne benytte eksisterende data og statistikk, og på å fremskaffe kunnskap om 1) hvor mye av den tilgjengelige økosystemkapitalen som kan høstes uten at det går på bekostning av systemets evne til å levere tjenester); 2) faktisk høsting av den tilgjengelige økosystemkapitalen og 3) endringen i økosystemenes evne til å levere tjenester over tid. Tre typer økosystemkapital er inkludert: vann, landarealer og biomasse/karbon. Målet er at studien skal kunne fortelle noe om vår «økologiske gjeld» til neste generasjon, og om den «økologiske gjeld» mellom land via varehandel.

ikke er tilfellet, kan godene som har en pris fremstå som mer betydningsfulle enn de som ikke har pris.

Som diskutert i kapittel 8.2.1 er det noen tilleggsutfordringer forbundet med å beregne verdier av økosystemkapital sammenlignet med strømmer av økosystemtjenester. Blant annet fordi økosystemer kan regenerere og dermed har potensial til å tilby økosystemtjenester i all fremtid er de forskjellige fra tradisjonell fast kapital i nasjonalregnskapet. FNs rapport fokuserer på verdsetting av forringelse av økosystemkapital, og peker på to mulige måter å verdsette økosystemforringelse økonomisk. Den ene er fallet i den totale verdien av forventede økosystemtjenester som følge av menneskelig aktivitet. Den andre er den

totale kostnaden ved å sette økosystemet tilbake til en referansetilstand. Ved den andre metoden må en være oppmerksom på at restaurering medfører kostnader som allerede rapporteres i nasjonalregnskapet slik at en unngår dobbelttelling.

Som diskutert over er det fremdeles utfordringer forbundet med å verdsette økosystemtjenester og økosystemkapital. Dersom økosystemtjenester, økosystembeholdninger og økosystemdegradering er verdsatt økonomisk på en tilfredsstillende måte, kan de i prinsippet integreres i det tradisjonelle nasjonalregnskapet. FNs rapport diskuterer utfordringene dette ville medføre, men gir ingen klare anbefalinger. Som nevnt er hovedhensikten med det regnskapssystemet som nå foreligger å utarbeide en ramme for et *fysisk* regn-

Boks 11.8 Biologisk mangfold i makromodeller

I Norge blir to hovedmodeller brukt som grunnlag for Finansdepartementets planlegging av den økonomiske politikken og i analyser av ulike makroøkonomiske tiltak (MODAG og MSG). Begge modellene er estimert på grunnlag av nasjonalregnskapstall og har «ettermodeller» som beregner hvordan utslipp av CO₂, NO_x, svovel og en del andre typer luftforurensning avhenger av den økonomiske aktiviteten innenlands. Modellene kan brukes både til å beregne utslippsvirkninger av bestemte økonomiske utviklingsbaner, og til å beregne de økonomiske virkningene av å senke utslippene til bestemte nivåer ved hjelp av miljøavgifter.

OECD har en tilsvarende global makromodell som MSG-ENV-Linkages – som deler verden inn i 15 regioner, og som videre deler den økonomiske aktiviteten i hver region opp i 22 økonomiske sektorer. Modellen beskriver den økonomiske aktiviteten i hver region og sektor, og dessuten hvordan sammenhengene mellom dem ser ut. Ut av beregningene kommer også klimagassutslipp, fordelt på regioner og sektorer.

Resultatene fra ENV-Linkages-beregningene kan så mates inn i det nederlandske IMAGE-modellsystemet. IMAGE er en global makromodell som oversetter generell økonomisk utvikling til *biofysiske konsekvenser* av energibruk, jordbruk og arealbruk. Utslipp og arealbruk er modellert i et globalt nett der hver rute er 0,5 lengdegrad x 0,5 breddegrad.¹ (I Sør-

Norge tilsvarer dette en firkant på vel 50x50 km. Hele landet utgjør vel 100 ruter.) Slik kan en økonomisk utviklingsbane modellert i OECDs egen modell, naturligvis med betydelig usikkerhet, oversettes til biofysiske endringer i tusenvis av arealruter verden over.

IMAGE-systemet inneholder videre GLOBIO-modellen, som går videre i å beregne effektene på det biologiske mangfoldet. Fem faktorer påvirker mangfoldet: Arealbruk, atmosfærisk nitrogenforurensning, infrastruktur, fragmentering og klimaendringer. Ut av IMAGE-beregningene kommer endringer i disse faktorene, fordelt på rutenettet, og så beregner GLOBIO effekten på det biologiske mangfoldet målt ved «gjennomsnittlig artsmengde» (*mean species abundance*) og «økosystemomfang» (*extent of ecosystems*). I Environmental Outlook 2050 (OECD 2012) beskrives et «baseline»-scenario, som viser et tap av biologisk mangfold, målt ved gjennomsnittlig artsmengde på 10 pst. fram til 2050 hvis vi fremskriver dagens trender. Det er også gjort beregninger av hva som kan oppnås med politiske tiltak, så som reduksjon i miljøskadelige subsidier, reduserte klimagassutslipp og økning i verneområder.

Disse modellene inneholder mange antagelser og er beheftet med stor usikkerhet også med hensyn til omfanget av tap av biologisk mangfold, bl.a. er synergieffekter der man har mange ulike påvirkningsfaktorer samtidig i liten eller ingen grad vurdert.

¹ Per i dag er det bare landarealer som inngår. Det arbeides med en «havmodul».

skap. Rapporten beskriver imidlertid tre mulige koblinger mellom nasjonalregnskapet og økosystemregnskapet:

1. Et formueregnskap som sammenstiller verdien av økosystemer med produsert kapital, finansiell kapital og annen økonomisk formue.
2. Et regnskapssystem som viser strømmen av varer og tjenester mellom sektorer i økonomien. Dette regnskapssystemet er forskjellig fra et vanlig nasjonalregnskap i at en har separate poster for forringelse og at det er basert på areal som grunnleggende enhet, men ellers er det i prinsippet ikke særlig store forskjeller fra det tradisjonelle nasjonalregnskapet. Dersom en ville ta i bruk dette regnskapssystemet, må en ta et valg om økosystemer skal være sin egen kvasi-institusjonelle sektor eller om det skal være del av en vid gruppe kapitalgoder. Siden naturen er grunnlaget for all økonomisk virksomhet, mener rapporten det ville gi lite mening å skille ut økosystemer som en egen sektor.
3. Aggregerte mål på økonomisk aktivitet justert for økosystemforringelse, altså et slags «grønt BNP». Rapporten anbefaler imidlertid ikke dette på grunn av for stor usikkerhet.

11.3 Bruk og formidling av indikatorer

Som nevnt legger TEEB og CBD stor vekt på at verdier fra biologisk mangfold og økosystemtjenester skal integreres i nasjonal politikk og planer, og ser integrering i nasjonalregnskap som et virkemiddel for å få til dette. Derfor har vi i dette kapitlet fokusert på nasjonalregnskap og indikatorer i overordnet og premissgivende nasjonal politikk.

11.3.1 Overordnet nasjonal politikk

Som nevnt presenteres bærekraftsindikatorerne for biologisk mangfold årlig i Nasjonalbudsjettet, i tillegg til SSBs egen publikasjon *Indikatorer for bærekraftig utvikling* (Brunvoll mfl. 2012). SSBs utslippstall presenteres i en rekke meldinger og proposisjoner til Stortinget og i mange andre dokumenter. De er også grunnlag for rapportering om internasjonale miljøavtaler.

Innledningsvis stilte vi spørsmål om hvorvidt eksisterende statistikk, regnskap og indikatorer på miljøområdet brukes i politikktutforming. Når det gjelder den overordnede politikken er det vanskelig å se at utviklingen i bærekraftsindikatorerne er tillagt særlig vekt i utforming av Nasjonal-

budsjettet. I selve dokumentet er det ingen kobling mellom omtalen av den økonomiske politikken og bærekraftspolitikken, som stort sett presenteres relativt ad hoc. Nøyaktig hva som bestemmer utforming av politikken er imidlertid et stort og komplekst spørsmål, men både kunnskap om problemene, ressurser til å håndtere dem, hva media er opptatt av, generelle politiske trender og internasjonalt fokus virker sannsynligvis inn.

Klimaproblemet har lyktes med å komme på dagsorden på en annen måte enn andre miljøutfordringer. Nye CO₂-utslippstall refereres i media og får berettiget stor politisk oppmerksomhet. I løpet av de siste årene er det utarbeidet to klimameldinger og inngått to forlik på Stortinget. Konsekvensene av den økonomiske politikken for klimagassutslippene beregnes og presenteres i Nasjonalbudsjettene, og klimapolitikken presenteres som en integrert del av den økonomiske politikken. Bærekraftsindikatorerne, og omtalen av bærekraftspolitikken presenteres som et eget tema, uten koblinger til økonomisk, eller annen politikk. En økonomisk politikk som gir sterk vekst i klimagassutslippene må i det minste begrunnes, og det kommer relativt klart fram hvilke avveininger som gjøres. Hvis den økonomiske politikken ga tilsvarende utslag i det biologiske mangfold og økosystemkapitalen, vil det neppe komme til syne i Nasjonalbudsjettet. Vi finner det samme i Perspektivmeldingen 2013, som ble lagt fram i februar 2013 (Meld. St. 12 (2012–2013)); klimaspørsmålet behandles som en integrert del av den økonomiske utviklingen, mens biologisk mangfold og andre miljøutfordringer presenteres kort og løstrevet fra resten av dokumentet.

Noe av årsaken til at klimagassutslippene får så stor mediemessig og politisk oppmerksomhet kan ligge i at det er enkelt å forholde seg til kun én indikator, som i tillegg er utfyllende for problemstillingen. Biomangfoldsindikatorerne er flere og mindre intuitive. En annen mulig årsak er at det er knyttet helt klare og kvantitative målsettinger til indikatorens utvikling. Målene for biologisk mangfold er rundere og mindre klare, og for økosystemtjenestene har vi ingen uttalte målsettinger. I tillegg er det relativt enkelt å beregne og presentere konsekvensene av tiltak og politikk for utslipp av CO₂, og lage prognoser for fremtidig utslipp. Prognoser kan være et kraftfullt virkemiddel, men er ikke mulig for biologisk mangfold med dagens modellverktøy, heller ikke for økosystemtjenestene.

Dessuten har befolkningen sannsynligvis mer kunnskap og engasjement om klimaproblemet

enn om verdien av biologisk mangfold og økosystemtjenester. Kunnskap og engasjement i befolkningen er en forutsetning for at tema skal bli tillagt vekt i politikkkutforming. Dette kommer vi tilbake til i kapittel 14.

11.3.2 Miljø- og sektorpolitikk

Nasjonalbudsjettet, miljøregnskapet og indikatorsettet for bærekraft er ment å fortelle noe om de *overordnede trendene* i utviklingen, det er *ikke* verktøy for å utvikle politikken innenfor de enkelte samfunnsområder eller økosystem. Til dette finnes det svært mange, og til dels svært detaljerte, indikatorer som beskriver biologisk mangfold og tilstanden i økosystemene, og som i stor grad legges til grunn i utforming av miljøpolitikk og sektorpolitikk. Flere sektorer og økosystemforvaltere har egne mål for miljøpåvirkning og miljøstatus, og flere har indikatorer knyttet til målene. Vi har brukt mange av indikatorene i gjennomgangen av norske økosystemer (kapittel 4) og økosystemtjenester (kapittel 5).

Forvaltningen av havområdene er et eksempel. Gjennom forvaltningsplanarbeidet er det etablert sett med indikatorer for å kunne si noe om tilstand og utvikling i miljøet⁴. Gjennom overvåking av indikatorene skal forvaltningen varsles

⁴ Forvaltningsplaner for havområdene: Norskehavet (St.meld. nr. 37 (2008–2009)), Barentshavet – Lofoten (oppdatert i Meld. St. 10 (2010–2011)) og Nordsjøen og Skagerrak (Meld. St. 37 (2012–2013)).

om endringer som medfører behov for tiltak. Fiskeriforvaltningen er også basert på indikatorer, jf. boks 13.1.

Vannforvaltningen er et annet eksempel på indikatorstyrt forvaltning. Vannforskriften setter konkrete miljømål for alt vann, både i elver, innsjøer, kystvann og grunnvann. Forskriften stiller krav om at tilstanden i vannforekomstene skal kartlegges, overvåkes og vurderes, og det er utviklet indikatorer nettopp til dette formålet. Landbruks- og matdepartementet, som forvalter økosystemene skog, jordbruksareal og deler av åpent lavland, har miljømål knyttet til beskyttelse av arealressursene, produksjon av miljøgoder, naturmangfoldet, klimautfordringene og redusert forurensning fra jordbruket. Et arbeid med å utvikle tilhørende indikatorer er i gang.

Det er også etablert politiske målsettinger for samferdselssektorens miljøpåvirkning, bl.a. for utslipp og påvirkning av naturmangfold og dyrket mark (se f.eks. Nasjonal transportplan 2014–2023 (Meld. St. 26 (2012–2013))). Indikatorene for målene rapporteres i det årlige budsjettforslaget fra Samferdselsdepartementet.

I Miljøverndepartementets budsjettproposisjon, sist i Prop. 1 S (2012–2013), presenteres 11 resultatområder for miljøpolitikken med et sett av mål og indikatorer. Resultatområde 1–6 gjelder naturmangfold: 1. Levende hav og kyst 2. Livskraftige elver og innsjøer, 3. Frodige våtmarker, 4. Mangfoldige skoger, 5. Storslått fjellandskap, og 6. Verdifulle kulturminner og kulturlandskap.

Boks 11.9 CBD og Aichi-målene

På det 10. partsmøtet under konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) i Nagoya 2010 ble det vedtatt en ny Strategisk plan og nye globale mål for biomangfold fram mot 2020, inkludert 20 delmål (Aichi-målene). Målene dekker underliggende årsaker til tap av biomangfold (bevisstgjøring, verdsetting, subsidier, produksjon og forbruk), direkte påvirkning (tap av naturområder, fiskeri, landbruk, fremmede arter, klimaendringer), bedret status (vernede områder, truede arter, genetisk mangfold), nytte for mennesker (økosystemtjenester, biomangfold og klima, tilgang til genetiske ressurser) og implementering (nasjonale strategier, tradisjonell kunnskap, kunnskapsgrunnlaget, finansielle ressurser). Et flertall av målene er dermed koblet til tilstanden i økosystemene og til deres evne til å levere økosystemtjenester (www.cbd.int).

Internasjonalt pågår det et omfattende arbeid med å utvikle nye indikatorer med tanke på Aichi-målene. Det EEA-ledede prosjektet Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI) er en sentral referanse for arbeidet i Europa (EEA 2012b) mens Biodiversity Indicators Partnership (BIP) er det globale partnerskapet for utvikling og sammenstilling av indikatorer (og dermed for CBD-systemet) (www.bip-national.net).

Norge er forpliktet til å utvikle nasjonale mål for sin oppfølging, og vi skal rapportere om fremdriften i arbeidet i neste nasjonale rapport til konvensjonen i 2014. Miljødirektoratet (tidl. Direktoratet for naturforvaltning) utvikler tilhørende indikatorer, og deltar i det internasjonale samarbeidet sammen med relevante norske fagmiljøer.

Indikatorerne brukes til å si noe om hvordan man beveger seg i forhold til et uttalt, om noe vagt formulert, miljømål. Målene og indikatorerne for resultatområdene har fokus på biologisk mangfold og på vern, f.eks. går stans av utrydding av truede arter igjen som mål, og antallet truede arter er indikator. Utviklingen i indikatorerne er grunnlag for Miljøverndepartementet for å sette i verk miljøtiltak, og for å synliggjøre effektene av slike tiltak. Tilstanden i økosystemene angis ved naturindeksen.

11.4 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

Nasjonalregnskapets avgrensning til varer og tjenester med markedspriser gjør at verken regnskapet som sådan eller indikatorerne BNP og nasjonalformuen sier nok om tilstanden i naturen eller hvordan tilstanden utvikler seg, eller om leveransene av økosystemtjenester og hvordan dette påvirker vår økonomi og velferd. Regnskapet sier heller ikke mye om hvordan vi påvirker naturen, bortsett fra å gi tall for utslipp av enkelte forureningskomponenter. Vi kan derfor bygge ned og bruke opp viktige naturressurser uten at det nødvendigvis vil komme til syne i nasjonalregnskapet eller slå ut i nasjonalformuen.

Litt forenklet kan vi si at det er to komplementære måter for å bøte på dette: man kan jobbe for å integrere naturkapitalen og strømmen av økosystemtjenester i nasjonalregnskapet, og man kan forsøke å supplere nasjonalregnskapstallene med annen informasjon. I Norge har vi hittil lagt vekt på det siste alternativet, og utarbeidet bærekraftsindikatorer, bl.a. for biologisk mangfold, som supplement til BNP og nasjonalformuesberegninger. Utvalget har imidlertid ikke inntrykk av at disse indikatorerne benyttes i særlig grad i utformingen av den overordnede politikken, f.eks. økonomisk politikk⁵. Det er med andre ord behov for å synliggjøre verdiene av velfungerende økosystemer bedre enn man klarer med dagens indikatorer.

Behov for å supplere indikatorsettet for bærekraft og å utvikle økosystemtjenesteindikatorer

Som mange har påpekt før oss, er en bærekraftig forvaltning av naturkapital et så komplekst spør-

mål at det er behov for et bredt spekter av indikatorer. Så vidt utvalget kan se, er det særlig behov for indikatorer for økosystemtjenester og tilknyttede indikatorer for påvirkningsfaktorer knyttet til økonomi og arealbruk. I første omgang er det imidlertid behov for en gjennomgang av hva som faktisk finnes av økosystemtjenesteindikatorer og påvirkningsindikatorer, og en sortering og systematisering av disse. Et indikatorsett for økosystemtjenester og påvirkningsfaktorer bør utarbeides, og det bør settes konkrete, kvantitative mål for tjenestene. Et slikt samlet sett av økosystemtjenestemål og -indikatorer vil være et supplement til mål- og indikatorsystemene som miljømyndigheter og sektormyndigheter tar utgangspunkt i i dag, for å synliggjøre verdien av slike tjenester på en bedre måte. Noe av gjennomslagskraften til indikatoren CO₂ kan trolig tilskrives de tydelige utslippsmålene vi har fastsatt for klimagassutslipp.

Nasjonalbudsjettets indikatorsett inkluderer i dag viktige indikatorer for tilstanden i ulike norske økosystemer og noen indikatorer for sentrale påvirkningsfaktorer. Utvalget mener likevel settet med bærekraftsindikatorer på miljøområdet bør gjennomgås og vurderes på nytt. I kapittel 4 slo vi fast at arealendringer og arealbruksendringer til havs og på land er den største trusselen mot biologisk mangfold og tilstanden i økosystemene, og at nedbygging av viktige økosystemer begrenser deres evne til å levere tjenester. Dette vil i noen grad fanges opp av utviklingen i naturindeksen (indikator 6) og avgang av produktiv jordbruksareal (indikator 10), men bærekraftsindikatorerne bør suppleres med indikatorer som fanger opp arealbruksendringer, inklusive havbunn og kyst.

Nasjonalbudsjettets indikatorsett inkluderer i dag en indikator knyttet direkte til økosystemtjenester (indikator 9 om norske gytebestander), og denne bør suppleres for å få indikatorer for et bredere sett med økosystemtjenester. Mulige kandidater kan være øvrige forsynende tjenester (f.eks. fra skog) eller viktige regulerende tjenester (f.eks. karbonlagring). Når det gjelder opplevelses- og kunnskapsgivende tjenester har vi påpekt de sannsynlige helse- og trivselseffektene av naturlige rekreasjonsområder rundt byer og tettsteder, dette er målt i levekårsundersøkelsen omtalt i kapittel 5. Tilgangen til by- og tettstedsnære rekreasjonsområder er i så måte en interessant indikator. Det bør settes bærekraftsmål for alle indikatorerne.

Selv om et bredt sett av indikatorer er nødvendig for å vise kompleksiteten i naturen og i samspillet mellom mennesker og natur, mener utvalget det også må utvikles *én, eller et fåtall, overord-*

⁵ Både miljømyndigheter og sektormyndigheter benytter indikatorer i utforming og oppfølgingen av miljøpolitikk og ressursforvaltning, jf. kapittel 11. Utvalget har ikke satt seg godt nok inn i dette til å vurdere egnetheten ved indikatorerne som benyttes.

nede indikatorer for forhold i naturen som er viktige for Norge. Slike overordnede indikatorer er trolig nødvendig for å synliggjøre koblinger mellom natur, økonomi og politikk, og for at utviklingen i forhold i naturen skal få tilstrekkelig politisk oppmerksomhet. Indikatoren(e) må utarbeides og presenteres i sammenheng med utformingen og presentasjonen av den overordnede politikken.

Vi vil understreke at gode indikatorer ikke nødvendigvis beskriver en økonomisk størrelse. Det finnes flere eksempler på indikatorer og data som får betydelig oppmerksomhet og politiske konsekvenser uten å være knyttet til økonomiske størrelser. Klimagassutslipp er et nærliggende eksempel, de oppgis i tonn.

Naturindeksen som økosystemtjenesteindikator

Biologisk mangfold har stor betydning for tilstanden i økosystemene, og dermed for kapasiteten til å levere økosystemtjenester. Naturindeksen, som er grundig presentert i kapittel 4, kan være en tilnærming som kan bidra til å belyse kapasiteten til å levere kurven av økosystemtjenester, spesielt for de typer tjenester der biologisk mangfold er vesentlig for produksjonen av tjenestene. I denne sammenhengen kan naturindeksens verdi og underliggende påvirkninger og drivkrefter også kunne synliggjøre avveininger («trade-offs») som gjøres mellom uttak av enkelte økosystemtjenes-

ter, forringelse av natur knyttet til andre påvirkninger og økosystemets kapasitet til å levere kurven av økosystemtjenester der biologisk mangfold er et vesentlig element for produksjonen av disse tjenestene (se boks 4.6).

Med bakgrunn i naturindeksens rammeverk og omfattende datagrunnlag kan det også være muligheter for videreutvikling knyttet til spesifikke økosystemtjenester. Nedenfor nevnes noen punkter hvor naturindeksens datagrunnlag kan være et utgangspunkt for å belyse ulike elementer av økosystemtjenester:

1. *Økosystemets kapasitet til å levere kurven av økosystemtjenester.* Naturindeksens verdi kan tolkes som et mål på økosystemets gjenværende kapasitet til å levere en «kurv» av økosystemtjenester for de typer tjenester der det biologiske mangfoldet har stor betydning. Som indikator for biologisk mangfold kan naturindeksens verdi belyse kapasiteten for å opprettholde grunnleggende livsprosesser (støttende økosystemtjenester) som er vanskelig å tallfeste. Datagrunnlaget bør særlig suppleres med flere indikatorer for primærproduksjon og nedbrytning. Behov for utvidet datagrunnlag for å belyse økosystemtjenester samsvarer godt med økte overvåkingsbehov for tilstand og utvikling av biologisk mangfold beskrevet i kapittel 4. Videre bør datagrunnlaget bli så detaljert at man kan beregne naturindeksver-

Boks 11.10 Sveits sitt indikatorsett for økosystemtjenester

En rekke land bruker og utvikler indikatorer for økosystemtjenester, og et eksempel på dette er Sveits (se bl.a. Staub mfl. 2011). Arbeidet har foregått i regi av de føderale miljømyndighetene (FEON¹).

Systemet inneholder 23 økosystemtjenester som ble identifisert som de mest sentrale i Sveits

etter en innledende kartleggingsrunde. Alle er varer eller tjenester som brukes direkte, grunnleggende livsprosesser er ikke inkludert. Det er utviklet én til tre fysiske indikatorer for hver tjeneste. I tabellen under vises noen eksempler på økosystemtjeneste og tilhørende indikator.

Økosystemtjeneste	Indikator
Rekreasjonstjenester fra parker og andre bynære rekreasjonsområder	Størrelse og tilgang på grønne områder Bruk av skogen til rekreasjon målt i antall besøk per dag
Karbonlagring	Årlig endring i karbonlagre pga. skogsdrift Årlig endring i karbonlager pga. endret arealbruk
Pollinering	Antall og kvalitet på pollen- og nektarproduserende planter per overvåkingsfelt Antall bier per kvadratkilometer

¹ <http://www.bafu.admin.ch>

dier på regionalt og fylkesnivå, blant annet for å illustrere potensialet for å opprettholde og prioritere mellom økosystemtjenester på mer lokalt nivå.

2. *Økosystemenes kapasitet til å levere spesifikke økosystemtjenester der data allerede inngår i kunnskapsgrunnlaget.* Naturindeksenes datasett for enkelte indikatorer kan benyttes til å utvikle temaindekser for kapasiteten til å levere spesifikke økosystemtjenester. Her kan ulike datasett kombineres til å illustrere ulike tema, f.eks. bestanden av hønsefugl som illustrerer samlet bestandsutvikling for disse i ulike områder. Temaindekser for humlebestandene kan f.eks. illustrere kapasiteten for pollinering av disse insektene. Også enkeltindikatorer kan benyttes til dette formålet (f.eks. sjøkreps, laks).
3. *Økosystemenes kapasitet til å levere spesifikke økosystemtjenester der biologisk mangfold i seg selv er av mindre betydning.* Levende organismer er en forutsetning for alle økosystemtjenester, men for noen typer tjenester er selve mangfoldet av mindre betydning. Naturindeksens kunnskapsgrunnlag kan utvides med flere indikatorer som belyser økosystemtjenester der indikatorene som inngår ikke er tilstrekkelig til å belyse disse tjenestene. Indikatorutvalget som inngår i beregning av selve naturindeksen bør gjenspeile formålet om å måle biologisk mangfold, men det fleksible rammeverket kan utvides med et komplementært indikatorsett og vil da trolig være velegnet til å belyse avveiningen mellom sentrale økosystemtjenester. Eksempler på økosystemtjenester der dette kan være relevant er karbonlagring og karbonbinding. De nye indikatorene kan sammen med etablerte indikatorer i naturindeksen inngå i ulike temaindekser for økosystemtjenester. Disse komplementære indikatorene skal ikke inngå i beregning av selve naturindeksen som er et måleverktøy for biologisk mangfold, men presenteres separat.

Nødvendig å videreutvikle nasjonalregnskapet

Det er viktig å bidra i arbeidet med å utvikle nasjonalregnskapet. Som omtalt tidligere er det i regi av FNs statistikkene et eksperimentelt økosystemtjenesteregnskap under utvikling, med mål om å utarbeide et regnskapssystem for beholdningen av økosystemkapital og strømmen av økosystemtjenester som er konsistent med den internasjonale standarden for nasjonalregnskap. Foreløpig prioriteres arbeidet med å lage et regnskapssystem i fysiske størrelser. Etter utvalgets vurde-

ring er dette en fornuftig tilnærming. Gitt utfordringene ved å verdsette økosystemtjenester på måter som er konsistente med nasjonalregnskapets prinsipper, er det svært usikkert om et økosystemtjenesteregnskap der strømmer og beholdninger måles i kroner og integreres fullt ut med nasjonalregnskapet er mulig eller fornuftig.

Fordelen med et regnskap sammenliknet med de fleste indikatorer er at det eksplisitt belyser *sammenhengene* mellom økosystemene, økosystemtjenestene og økonomien, selv om et slikt økosystemtjenesteregnskap altså neppe lar seg integrere fullt ut med nasjonalregnskapet, men fungerer som et satellittregnskap. Utvalget mener at dette arbeidet er både interessant og lovende, og Norge bør vurdere å delta mer aktivt enn vi gjør i dag. Å utarbeide et økosystemtjenesteregnskap som er konsistent med nasjonalregnskapet er en tverrfaglig oppgave som krever kompetanse både innen økonomi, statistikk og økologi, og norske miljøer har god erfaring med denne typen tverrfaglig samarbeid.

Et norsk pilotregnskap for ett eller et begrenset antall økosystemer og økosystemtjenester, basert på det teoretiske rammeverket for det eksperimentelle økosystemregnskapet er en mulig tilnærming. Et regnskap som viser sammenheng mellom produksjon i reiselivsnæringen, beholdningen av økosystemkapital og leveransene av økosystemtjenester er en mulig kandidat. Norge v/SSB utarbeider allerede satellittregnskap for reiselivet, og en synliggjøring av sektorens avhengighet av naturen vil på en god måte illustrere én side av verdien av økosystemtjenestene.

11.5 Utvalgets anbefalinger

På bakgrunn av drøftingen i dette kapitlet vil utvalget anbefale følgende:

- Det må utvikles én, eller et fåtall, *overordnede* indikatorer for forhold i naturen som er viktige for Norge. Indikatorene må utarbeides og presenteres i sammenheng med utformingen og presentasjonen av den overordnede politikken, for å synliggjøre koblinger mellom natur, økonomi og politikk.
- Dagens tilnærming med et bredt sett av indikatorer bør videreføres. Indikatorene kan måles i kroner eller fysiske størrelser, avhengig av hva som er mest relevant i ulike sammenhenger. Det omfattende datasettet som ligger til grunn for naturindeksen kan være et utgangspunkt for å videreutvikle indikatorer knyttet til økosystemtjenester.

- Bærekraftsindikatorerne på miljøområdet bør vurderes på nytt, og som et minimum suppleres med indikatorer knyttet til arealbruksendringer og fragmentering. Bybefolkningens tilgang til grøntområder, og arealbruksendringer langs kysten, er også gode kandidater. Indikatorerne bør videre koples til hvilken effekt disse har på tilstanden i økosystemene og kapasiteten til å levere økosystemtjenester.
- Naturindeksen bør vurderes som en fysisk indikator for økosystemenes kapasitet til å levere økosystemtjenester for de tjenestene der biologisk mangfold er sentralt. Supplering med komplementære data som belyser viktige økosystemtjenester er nødvendig, og hvordan datasettene skal settes sammen til selvstendige informative indikatorer for økosystemtjenester må gjennomgås.
- For bedre integrering av indikatorer og politikutforming bør det settes konkrete, kvantifiserte forvaltningsmål både for indikatorerne som inngår i settet med bærekraftsindikatorer og indikatorerne som inngår i settet med økosystemtjenesteindikatorer. Dette er nødvendig for å kunne måle om igangsatte tiltak er tilstrekkelige. Kvantifiserte mål vil også kunne bidra til større oppmerksomhet om det som måles.
- Norge bør delta mer aktivt i arbeidet i FN med å utvikle økosystemtjenesteregnskap i tilknytning til nasjonalregnskapet, og utarbeide pilot- og satellittregnskap i fysiske størrelser for noen økosystemtjenester, med sikte på å utvikle et mer fullstendig satellittregnskap for økosystemtjenester og økosystemtilstand.
- Det bør arbeides for bedre integrering mellom fagdisipliner ved utarbeidelse av indikatorer, både fysiske og økonomiske, slik at økosystemtjenestetilnærmingen kan bidra til å «bygge bro» mellom fagdisipliner.

Del IV
Synliggjøring gjennom virkemidler
og rammebetingelser

Kapittel 12

Innledning til Del IV – Synliggjøring gjennom virkemidler og rammebetingelser

Ethvert samfunn vil ha utfordringer knyttet til å sikre materiell velferd og samtidig ta hensyn til at økosystemene som sikrer livsgrunnlaget er av et visst omfang og en tilstrekkelig kvalitet

I en uregulert markedsøkonomi kan det fremstå som gratis – eller svært billig – å bygge ned eller høste av naturen. Dette kan være knyttet til uklare rettighetsforhold, historiske institusjoner av ulike slag og til uavklarte politiske rammevilkår. De faktiske kostnadene for samfunnet kan likevel være høye ved slik bruk, både fordi én type bruk forringer mulighetene for andre typer bruk, fordi bruk påfører tredjepart kostnader, og fordi samlet bruk kan bli så omfattende at vi tærer på naturkapitalen og reduserer naturens evne til å levere tjenester i fremtiden. Også i en regulert markedsøkonomi kan overforbruk av naturen fremstå som privatøkonomisk lønnsomt. Derfor er det bred enighet om at verdiene av biologisk mangfold og økosystemtjenester – eller kostnadene ved å bruke av dem – bør *synliggjøres* bedre for beslutningstakere enn i dag. Når verdiene er *synlige* vil de bli lettere å ta hensyn til når det fattes beslutninger om forbruk, produksjon, utbygging eller andre aktiviteter som påvirker økosystemene. Synlige verdier gjør beslutningstakere bedre i stand til å gjøre avveininger mellom bruk og vern, mellom de ulike økosystemtjenestene, og mellom ulike interessegrupper. TEEB peker f.eks. på at rammebetingelsene offentlige og private aktører handler under må endres slik at de reflekterer verdiene av biologisk mangfold og økosystemtjenester, og kostnadene ved at de forringes. Synliggjøring og rammebetingelser er tema for flere av Aichi-målene under konvensjonen for biologisk mangfold.

I del III i denne rapporten diskuterte vi bl.a. synliggjøring av verdier i nasjonal politikktutforming gjennom nasjonalregnskap og indikatorer, og synliggjøring av verdier i nytte-kostnadsanalyser og andre verktøy som brukes som støtte for beslutninger. Her i del IV ser vi på synliggjøring

av verdiene av biologisk mangfold og økosystemtjenester i rammebetingelsene private og offentlige beslutningstakere handler under, når de tar små og store beslutningene om hva som skal produseres, transporteres, forbrukes og bygges, og hvordan dette skal foregå. Disse beslutningene inkluderer avveininger mellom vern og bruk av økosystemer, mellom ulike økosystemtjenester, og avveininger i tid og rom.

Problemet med et ikke bærekraftig forbruk av økosystemtjenester oppstår i uregulerte økonomier, men kan ikke bare tilskrives manglende reguleringer. Norsk økonomi er f.eks. svært langt fra å være uregulert. Tvert i mot – det finnes mange lover, regler, skatter, avgifter og andre inngrep fra myndighetenes side som produsenter, forbrukere, utbyggere og andre økonomiske aktører må forholde seg til. Ofte er reguleringene nettopp motivert av et ønske om at de faktiske kostnadene ved å forringe og bruke av naturen skal komme til syne, og bli tatt hensyn til, av økonomiens mange aktører – uten at begrepet økosystemtjenester nødvendigvis er blitt brukt. *Blant annet* på grunn av de relativt omfattende reguleringene vi har lagt på bruk av natur i Norge, kunne vi i kapitlene 4 og 5 konkludere med at tilstanden for norske økosystemer og økosystemtjenester gjennomgående er god, selv om det er utfordringer på noen områder.

Utvalget er bedt om å «... *vurdere om insentivene beslutningstakerne står overfor gir tilstrekkelige motiver til å ta hensyn til samfunnsøkonomiske kostnader ved bruk av økosystemtjenester, og eventuelt foreslå tiltak for å bøte på dette.*» Dette er et spørsmål om rammebetingelsene myndighetene pålegger seg selv, andre offentlige beslutningstakere og private aktører leder aktørene til å ta hensyn til at økosystemene og de tjenestene de leverer er knappe ressurser.

I tråd med mandatet, er problemstillingen i kapitlene 13–17 i hvilken grad lover, regler, skatter, avgifter, næringsstøtte etc. sørger for at de

reelle kostnadene ved å bruke økosystemtjenester er synlige og tatt med i beslutningsgrunnlaget når vi bestemmer oss for hva som skal bygges, produseres og konsumeres, og hvor og hvordan hvordan dette skal foregå. Sikrer lovverket, skatte- og avgiftssystemet eller andre virkemidler at beslutningstakere tar hensyn til at nedbygging av jordbruksområder reduserer mulighetene for norsk jordbruksproduksjon i fremtiden? Sikrer f.eks. lovverket, skatte- og avgiftssystemet eller andre reguleringer at beslutningstakerne gjør samfunnsmessig sett fornuftige avveininger mellom uttak av skog og skogens biologiske mangfold og leveranser av karbonbinding, rekreasjon og andre økosystemtjenester? Og har vi tilstrekkelig insentiver til å ivareta det biologiske mangfoldet som er selve grunnlaget for velfungerende økosystemer? Og til å redusere presset på økosystemene gjennom bl.a. klimaendringer og forurensning? Hvis ikke – hvordan kan dette gjøres bedre? Vil en mer økosystemtjenestebasert tilnærming gi bedre resultater? Og ikke minst: er det områder hvor myndighetene tvert imot bidrar til å *skjule* de samfunnsøkonomiske kostnadene ved å bruke økosystemtjenester, f.eks. ved å subsidiere miljøskadelige aktiviteter?

Problemstillingen er omfattende – nær sagt all økonomisk aktivitet påvirker økosystemer og nær sagt all økonomisk aktivitet er påvirket av flere myndighetsbestemte rammebetingelser. Det er med andre ord nødvendig å gjøre en avgrensning. Med utgangspunkt i diskusjonen i kapitlene 4 og 5 har vi valgt å fokusere på rammebetingelser som påvirker de beslutningene som i særlig grad påvirker økosystemene og deres evne til å levere tjenester: beslutninger knyttet til arealbruk, klimagassutslipp og forurensning (inklusive biologisk forurensning gjennom fremmede arter).

Størst vekt har vi lagt på rammebetingelser for arealforvaltningen. Beslutninger knyttet til arealbruk står i en særstilling siden nesten alle inngrep i et areal vil ha konsekvenser for ett eller flere økosystemer. Arealinngrep er dessuten den viktigste årsaken til tap av biologisk mangfold. Ikke minst er arealforvaltning et område hvor den politikken man fører og de valgene man tar får direkte konsekvenser for faktisk arealbruk og økosystemers evne til å levere ulike økosystemtjenester. De direkte effektene av arealpolitikken er tydelige spesielt sammenliknet med klimapolitikken, hvor effektene av norsk politikk er vanskelige å spore i klimaendringene.

Før vi går løs på omtalen av virkemidler og rammebetingelser vil vi presentere noen organisasjonsmessige, ressursmessige og politiske trekk ved norsk miljøforvaltning som kan ha betydning når en mer økosystemtjenestebasert politikk skal utformes og gjennomføres (kapittel 13). Kapitlet presenterer også noen viktige prinsipper for norsk miljø- og ressurspolitikk, og i hvilken grad de er relevante og riktige når målet er å synliggjøre verdiene av biologisk mangfold og økosystemtjenester. Vi presenterer også noen viktige lover og internasjonale avtaler om biologisk mangfold og bruken av økosystemer. På kort sikt er dette rammebetingelser myndighetene i praksis må forholde seg til, når de utformer det øvrige virkemiddelapparatet.

Myndighetene må også bidra til at befolkningen generelt er opplyst om tilstanden i naturen. Kunnskap og informasjon om miljøforhold i befolkningen er både en rettighet og en nødvendighet, bl.a. for å skape handlingsrom og legitimitet for miljøpolitikken. Dette er tema for kapittel 14.

Kapittel 13

Grunnlaget for miljø- og naturressursforvaltningen

I dette kapitlet ser vi nærmere på noen viktige trekk ved norsk miljø- og naturressursforvaltning. Hensikten med gjennomgangen er å vurdere i hvilken grad rammeverket for dagens miljøpolitikk og naturforvaltning er relevant og hensiktsmessig for en mer økosystemtjenestebasert politikk, og hvordan norsk forvaltning er rustet for slike ambisjoner. Med «en mer økosystemtjenestebasert politikk» mener vi for det første at forvaltningen er økosystembasert, dvs. har en mer helhetlig tilnærming til økosystemene med fokus på hele systemer snarere enn avgrensede enkeltelementer, og i tillegg at miljøpolitikken i noe større grad enn i dag fokuserer på bidraget fra økosystemene til velferd og økonomi som et tillegg til etiske og økologiske argumenter. Synliggjøring av dette bidraget for beslutningstakere på alle nivåer er en viktig del av en mer økosystemtjenestebasert politikk. Tilnærmingen kan også innebære sterkere involvering av sivil samfunn og privat sektor (jf. kapittel 2). En slik politikk vil også i noe større grad enn i dag søke å benytte anslag for de økonomiske verdiene av disse bidragene som en del av beslutningsgrunnlaget (jf. kapitlene 8–10). Som vi har understreket tidligere (jf. kapittel 2), medfører etter vår oppfatning en mer økosystemtjenestebasert politikk *ikke* noen automatisk favorisering av økonomiske virkemidler framfor andre typer virkemidler.

Vi starter med å presentere noen trekk ved norsk miljø- og ressursforvaltning, og noen styringsmessige utfordringer en mer økosystemtjenestebasert tilnærming kan tenkes å medføre. Deretter gir vi en kort oversikt over noen viktige prinsipper som ligger til grunn for norsk miljø- og ressursforvaltning i dag, og vurderer i hvilken grad de er relevante for en mer økosystemtjenestebasert politikk. Som et bakteppe for diskusjonen av virkemidler senere i utredningen, presenterer vi også de viktigste lovene med relevans for økosystem- og økosystemtjenesteforvaltningen, og de mest relevante internasjonale avtalene.

13.1 Særtrekk ved norsk miljø- og naturressursforvaltning og aktuelle styringsutfordringer

En mer økosystemtjenestebasert miljøforvaltning innebærer som nevnt både økt oppmerksomhet om *større, komplekse systemer* og om økosystemenes *bidrag til velferd og økonomi*, og kan komme til å kreve en del tilpasninger og endringer innenfor og mellom eksisterende institusjoner. Det knytter seg både muligheter og utfordringer til dette som må vurderes, og vi vil her påpeke noen aktuelle forhold.

Miljøpolitisk styring (*environmental governance*) omhandler for det første styringssystemets *struktur* (arkitektur), med sin innebygde autoritet, makt, myndighet, ressursfordelingsstrukturer, mekanismer, lovverk, virkemiddelstruktur og etablerte aktørarenaer. Dette reiser bl.a. spørsmål om hvilke departementer/etater og andre offentlige og private aktører som skal delta i beslutningsprosessene og på hvilke styringsnivå ulike typer beslutninger bør tas. I tillegg til en etablert struktur, finnes det etablerte *politikkutformingsprosesser*, der det foretas avklaringer av problemforståelse, valg av mål, tiltak og virkemidler, systemer for implementering, oppfølging og kvalitetssikring osv. Dette omfatter både byråkratiske og politiske aspekter (se f.eks. Lemos og Agrawal 2006).

Samspillet mellom strukturer og prosesser står også sentralt. Valg og bygging av struktur påvirker politikkenes prosesser og resultater, samtidig som prosesser og aktører ofte forandrer strukturen for å endre politikkenes resultater. Videre er det viktig med en god forståelse av hvorfor og hvordan saker havner på den politiske dagsorden, se f.eks. Sundquist (1991) for en drøfting. Det er ikke alltid problemets alvorlighetsgrad som bringer tema på den politiske dagsorden, men press fra sivil samfunn og privat sektor, påvirkning fra media, globale politiske prosesser og avtaler osv. kan være slike faktorer.

Norsk naturressursforvaltning preges av ulike *maktstrukturer* og *nettverk*, bl.a. mellom personer og institusjoner innen næringssektorene og miljøsegmentet, og politiske nettverk som fremmer og kjemper for nettverkens egne interesser (se f.eks. Velvin mfl. 2010). Det miljøpolitiske segmentet i Norge har ikke tunge økonomiske interesser i privat sektor knyttet til seg på samme måte som f.eks. landbruk, fiskeri, olje eller samferdsel, og vil ofte være politisk sett svakere enn andre sektorsegmenter hvis konflikter eller uenigheter skulle oppstå.

God miljøforvaltning krever *kunnskap* og *kompetanse* både om komplekse sammenhenger i naturen og om samspillet mellom samfunn og natur. En mer økosystemtjenestebasert forvaltning kan komme til å kreve ny kompetanse på et felt preget av stor kompleksitet, risiko og usikkerhet. I dagens forvaltningssystem finnes det f.eks. begrenset kompetanse både på økosystemtjenesteregistrering og på verdsetting. Også vitenskapelig kunnskap er sosialt konstruert i en viss betydning, dvs. at kunnskap blir til i prosesser som er påvirket av forskernes implisitte normative verdier og erfaringsbakgrunn, og vi ser ofte i miljødebatten at det er uenighet og usikkerhet knyttet til bruk og fortolkning av kunnskap (både innad i forvaltningen og i den offentlige debatten). Behovet for å styrke kunnskapsgrunnlaget om økosystemer og økosystemtjenester generelt er drøftet i kapitlene 4 og 5, og i kapittel 10 påpeker vi behovet for å utvikle og teste ut metoder og praksis med økonomisk verdsetting i forvaltningen. Kommunenenes kompetansebehov blir omtalt i kapittel 15.

Kunnskapen videreutvikles i forvaltningen gjennom ulike *forvaltningskulturer*. I slike sosiale institusjoner utvikles verdier, normer, forståelsesformer og praktiske løsningsrutiner som blir felles for institusjonen, og de er ofte annerledes enn det man finner i andre forvaltningsinstitusjoner. Konflikter kan lett oppstå i møter mellom ulike forvaltningskulturer, både innad i sentralforvaltningen og nedover i lokal forvaltningen. Det kan være utfordrende å bli enige om en felles problemforståelse og om en mest mulig felles tolking av kunnskapsgrunnlaget. Eksempler på områder hvor dette kan slå ut er håndtering av saker mellom miljø- og landbruksforvaltningen, vektlegging av ulike fagtradisjoner i det nye Miljødirektoratet og utvikling av det faglige grunnlaget for de helhetlige forvaltningsplaner for norske havområder.

En spesiell utfordring for en helhetlig, økosystemtjenestebasert forvaltning ligger i dagens *fordeling av mål, ansvar og virkemidler* mellom

departementer og mellom ulike forvaltningsnivå. Alle departementene har et sektoransvar for miljø på sitt område, slik at miljøhensyn i prinsippet skal tillegges vekt på alle sektorenes ansvarsområder. Departementene har imidlertid også ansvarsområder og målsettinger som ikke uten videre lar seg forene med miljøhensyn, selv om politikken skal ivareta både fellesskapets økonomiske interesser og fellesskapets krav om å opprettholde en høy miljøstandard. Eksempelvis har noen departementer et overordnet ansvar for å utnytte landets ikke-biologiske naturressurser som mineraler, olje, gass, vann og vind. Verdiskaping basert på slike ressurser kan vanskelig gjennomføres uten at det påvirker økosystemtjenester til lands eller til vanns, og det må gjøres vanskelige avveininger. Disse avveiningene kan bære preg av at forståelsen av økosystemtjenester er svakt utviklet. Det samme gjelder utbygging av infrastruktur f.eks. innen samferdsel.

Landbruks- og matdepartementet og Fiskeri- og kystdepartementet har et hovedansvar for sentrale forsynende tjenester, knyttet til jordbruk, skogbruk og utnyttelse av levende marine ressurser. For å sikre langsiktig opprettholdelse av produksjonen, er en viktig oppgave å sikre ressursgrunnlaget og de grunnleggende livsprosessene som ligger til grunn for produksjonen. Disse departementene har derfor som en av sine målsettinger å sikre områder og økosystemkvalitet for fremtidig produksjon. Dagens produksjon kan påvirke de grunnleggende livsprosessene negativt, f.eks. i form av forurensning eller arealbruksendringer som medfører forringelse eller tap av biologisk mangfold. Et slående eksempel på dette er reduserte pollinerings-tjenester fra insekter som kan ha store, direkte økonomiske konsekvenser for matplanter. Mens miljøansvaret for de ulike sektorene ligger i de respektive departementene, har Miljøverndepartementet et overordnet ansvar for helheten i miljøpolitikken. Mange viktige tiltak og virkemidler ligger imidlertid i andre departementer, bl.a. skatte- og avgiftspolitikken og transportpolitiske, energipolitiske, fiskeripolitiske og landbrukspolitiske virkemidler.

Direktoratet for forvaltning og IKT (2011) har fremhevet nettopp samordningsproblemer som en av hovedutfordringene norske departementer står overfor. De viser bl.a. til at sektorovergripende samfunnsutfordringer (som f.eks. klima) peker i retning av mindre selvstendighet for det enkelte departement, og spør om det bør legges opp til at saker som berører flere departementers ansvarsområder blir gjenstand for en mer samlet saksbehandling.

Kommunene har ansvar for lokalt miljøvern og arealbruk, og er svært viktige aktører i forvaltningen av økosystemer og økosystemtjenester. Kommunene forventes å oppfylle alle departementenes til dels sprikende mål både om verdiskapning og ivaretagelse av miljø, og kommer opp i en rekke avveiningssituasjoner der overordnede mål ikke gir svar på hvordan dilemmaene skal løses. Det er heller ikke åpenbart at virkemidlene som kommunene har til rådighet er tilstrekkelig til å nå målene. Mulighetene til å pålegge lokale skatter og avgifter er f.eks. begrenset, og staten har en rekke muligheter for å styre kommunene eksempelvis når det gjelder arealbruk. En helhetlig, økosystembasert forvaltning vanskeliggjøres også av at økosystemene ikke følger kommune- eller fylkesgrenser, og at en kommune ofte må dele gevinstene ved f.eks. vern med sine omgivelser mens den bærer kostnadene selv, f.eks. i form av mindre rom for lokal næringsutvikling som hyttebygging. Vi kommer tilbake til kommunenes rolle i kapittel 15.

Sterkere fokus på verdiene – i vid forstand – av økosystemtjenester kan føre til at myndigheter som tar beslutninger med potensielt store miljøkonsekvenser i større grad tar hensyn til de langsiktige konsekvensene av disse beslutningene. For myndigheter som først og fremst opplever å ivareta de produserende tjenestene kan økosystemtjenestetilnærmingen føre til at betydningen av de grunnleggende livsprosessene bli mer synlige. Tilnærmingen kan også bidra til å gjøre det enklere å se sammenhenger og foreta avveininger for kommuner som skal ivareta kryssende interesser.

En økosystembasert forvaltning innebærer videre at man legger biologisk definerte økosystem til grunn for forvaltningen, – på tvers av kommune- og fylkesgrenser og på tvers av departementale ansvarsområder. Dette er ikke nytt i miljøforvaltningen, f.eks. strekker verneområder og vassdrag seg ofte over flere kommuner. Forvaltningsplanene for havområdene, jf. kapittel 15 er et fellesprosjekt mellom flere departementer og myndigheter. Vannforskriften (boks 15.7) tar utgangspunkt i vannforekomster og forvaltningen følger vassdraget eller kystområdet, ikke kommunegrensene. Tiltakene og virkemidlene for å innfri forskriften finnes i flere sektorer, særlig landbruk, samferdsel og energi, og i både statlig og kommunal sektor. Samarbeidet på tvers av myndigheter, kommune- og fylkesgrenser kan by på utfordringer med dagens organisering og fordeling av ansvar (Stokke og Indset 2012).

Det er imidlertid neppe slik at innføring av et nytt begrepsapparat bygd på økosystemtjenester uten videre fører til bedre samordning av mål, eller økt vektlegging av miljø i beslutningsprosesser. Det kan derfor være gode grunner til fortløpende å vurdere om dagens fordeling av ansvar og virkemidler i forvaltningen er optimal gitt et mål om bærekraftig forvaltning av økosystemer og økosystemtjenester.

13.2 Noen prinsipper og kriterier for miljøpolitikk og virkemiddelbruk

I miljø- og ressursforvaltningen er det de siste tiårene utviklet en rekke sentrale prinsipper som legges til grunn for tiltak og virkemidler (se omtale f.eks. i Miljøverndepartementets budsjettproposisjon (Prop. 1 S (2012–2013)). De fleste av disse er nedfelt i naturmangfoldloven, og gjelder dermed all forvaltning av norske økosystemer.

Føre var-prinsippet er nedfelt i bl.a. forurensningsloven, havressursloven, svalbardmiljøloven og naturmangfoldloven, og sier at dersom det er fare for at en aktivitet kan skade miljøet, skal man ta tilstrekkelige forholdsregler mot slik skade, eller la være å gjennomføre aktiviteten. Manglende eller utilstrekkelig kunnskap er ikke argument for ikke å sette inn tiltak. Føre var-prinsippet er med andre ord en form for forsikring.

Føre var-prinsippet er spesielt viktig når det er snakk om irreversible skader på naturen. Tap av biologisk mangfold, klimaendringer og opphoping av miljøgifter er tre problemområder med irreversible konsekvenser, hvor føre var-prinsippet veier tungt.

Sikre minimumsstandarder (safe minimum standards) og trygge økologiske grenser (safe ecological limits) er begreper som ofte nevnes i sammenheng med føre var-prinsippet. Begrepet sikre minimumsstandarder gis en rekke definisjoner og tolkninger, men beskrives av det europeiske miljøbyrået (EEA) som «en restriksjon (tabu, forbud, høstingssesong) som begrenser bruken av ressurser til nivåer som er antatt å være trygge, f.eks. bevaring av tilstrekkelig areal med leveområder til å sikre fortsatt forsyning av økologiske funksjoner og tjenester på økosystemnivå¹.» I fiskeriforvaltningen settes fiskekvotene på grunnlag av vurderinger av hva som er sikre minimumsstandarder (boks 13.1). Begrepet trygge økologiske grenser inngår i delmål 4 i Aichi-målene under konvensjonen for biologisk mangfold, og må derfor også inngå i norsk forvaltning. Målet lyder slik: «Senest

¹ <http://glossary.eea.europa.eu/terminology>

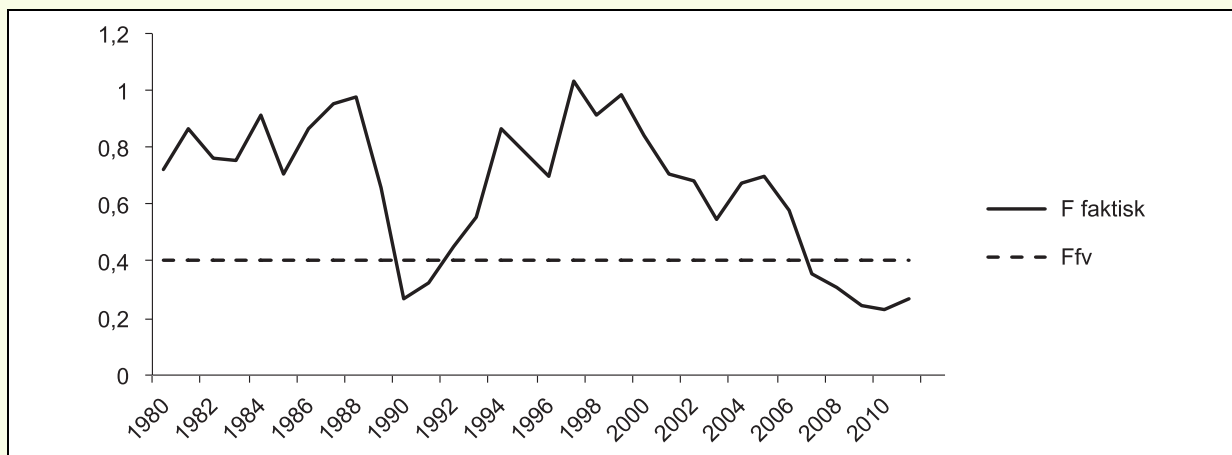
Boks 13.1 Sikre minimumsstandarder og forvaltning av nordøst-arktisk torsk

Den nordøst-arktiske torskebestanden, som Norge forvalter sammen med Russland, har i den senere tid opplevd svært positiv utvikling, og gytebestanden (GB) i 2012 var på et rekordhøyt nivå. Denne positive utviklingen har sammensatte årsaker, som både kommer av god forvaltning og gunstige miljøforhold. Her skal vi ta for oss noen av forvaltningsforholdene som har vært med på å bidra til den sunne tilstanden som torskebestanden er i.

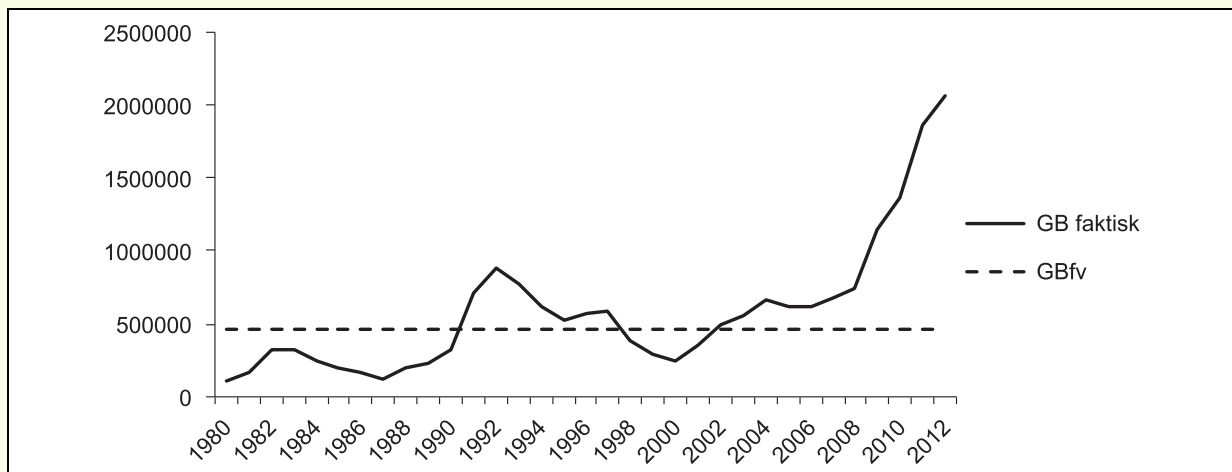
Det historiske samarbeidet i den Norsk-Russiske fiskerikommisjonen (heretter kalt fiskerikommisjonen) har en viktig rolle i forvaltningen av

torskebestanden, og mangt innen dette samarbeidet kan pekes på som medvirkende årsaker til torskebestandens gode helse.

Siden 1997 har fiskerikommisjonen vært enig om mål for føre-var grenser for gytebiomassen (GB_{fv}), og fiskedødelighet (F_{fv}), på henholdsvis 500 000 tonn og rundt 0,4, men uten spesifikke tidsrammer for oppnåelsen av disse målene. Vi ser av figur 13.1 og figur 13.2 forholdet mellom målene og de faktiske nivåene på fiskedødelighet og gytebiomasse.



Figur 13.1 Fiskedødelighet (F); faktisk og førevar nivået (F_{fv}).



Figur 13.2 Gytebiomasse (GB); faktisk og føre var nivået (GB_{fv}).

I 2004 fikk man på plass regler for høstingskontroll. Høstingsreglene innebar en estimering av total tillatt fangst (*total allowable catch*: TAC) for de tre påfølgende år basert på føre-var fiskedødeligheten F_{fv} . Hvert år blir TAC oppdatert for de tre påfølgende årene ved bruk av en stokastisk model (PROST). TAC tillates vanligvis ikke å endres mer enn +/-10 pst. sammenlignet med foregående år.

Hvis gytebestanden faller under føre var nivået, skal TAC reduseres ut fra et forhåndsbestemt mål.

Innen 2008 var torskebestanden ansett å være i så god forfatning at høstingsrestriksjonen for TAC ble frafalt. I lys av den sterke torskebestanden ble fiskerikommisjonen i 2009 enig om at det burde settes en *minimums* fiskedødelighet på 0.3.

innen 2020 har myndigheter, næringsliv og interesser på alle nivå satt i gang eller gjennomført planer for bærekraftig produksjon og forbruk, og har holdt konsekvensene ved bruk av naturressurser godt innenfor trygge økologiske grenser.» Konvensjonen beskriver økologiske grenser som et punkt der ressursmengden som tas ut eller brukes er mindre enn eller lik ressursmengden som økosystemene er i stand til å levere på en bærekraftig måte og samtidig opprettholde økosystemets funksjonalitet. Førre var-prinsippet kan oppfattes som en konsekvens av at disse grensene ikke alltid er kjente.

Prinsippet om *samlet belastning* er viktig i naturmangfoldloven og innebærer at man skal legge vekt på summen av påvirkninger for naturmangfoldet, både når det gjelder områder og arter, når planer legges og vedtak fattes.

Både forurensningsloven og naturmangfoldloven har nedfelt at man skal ta i bruk den til enhver tid beste tilgjengelige teknologi for å løse miljøproblemene, hensyn tatt til økonomiske forhold.

Forurenser betaler-prinsippet innebærer at den som har ansvaret for forurensningen og andre miljøskader også har ansvaret for å rydde opp og bære kostnadene ved oppryddingen. Prinsippet er nedfelt i forurensningsloven, og er utvidet i naturmangfoldloven hvor det heter at kostnadene ved miljøforringelse skal bæres av tiltakshaver. Forurenser/miljøpåvirker betaler-prinsippet er en forutsetning for et annet viktig prinsipp for miljøpolitikken, at virkemidlene og tiltakene skal være *kostnadseffektive*. Kostnadseffektivitet innebærer at de ressursene som settes inn for å løse et miljøproblem skal gi størst mulig effekt – det skal med andre ord ikke være mulig å få bedre resultater gjennom å omfordele innsatsen. Følger man prinsippet om at forurenser skal betale, vil hver og en av de som forårsaker miljøskader ha et økonomisk insentiv til å minimere skaden, og de vil ønske å gjøre det til lavest mulige kostnader, som er konsistent med kostnadseffektivitetsprinsippet.

Miljøavgifter er det klassiske eksemplet på et kostnadseffektivt virkemiddel, som nettopp sørger for at forurenser betaler. En avgift på et miljøskadelig produkt eller en aktivitet gir hver enkelt av oss, enten vi er utbyggere, produsenter, forbrukere eller noe annet, insentiver til å redusere aktiviteten eller bruken av produktet, og vi vil gjøre det på den måten som koster oss minst. En riktig fastsatt miljøavgift vil dessuten gi kontinuerlige insentiver til å la være å skade miljøet, og til å utvikle og ta i bruk ny teknologi og nye produkter med bedre miljøegenskaper. Derfor er riktig fastsatte miljøavgifter også et eksempel på et *dyna-*

misk effektivt virkemiddel – som er et annet prinsipp for valg av virkemiddel.

Men de miljøpolitiske virkemidlene skal også være *styringseffektive*, det vil si at de skal sørge for at man oppnår de forbedringene man ønsker. Det kan være en motsetning mellom kostnadseffektivitet og styringseffektivitet. Miljøavgifter er igjen et klassisk eksempel, hvor riktig fastsatte miljøavgifter som nevnt er kostnadseffektive og dynamisk effektive virkemidler, men hvor myndighetene ikke kan vite hvor store forbedringer avgiften vil føre til. Juridiske virkemidler er motsatt, ved påbud, forbud og andre reguleringer vet myndighetene bedre hva de oppnår, men produsenter og konsumenter gis ingen fleksibilitet, og virkemidlet er sjeldent særlig kostnadseffektivt. En regulering er gjerne absolutt, og man risikerer å «regulere bort» aktiviteter/produkter som gir høyere velferd enn de gir miljøskader. Reguleringer gir i utgangspunktet heller ikke insentiver til å gjøre mer enn det som er nødvendig for å tilfredsstille kravet, og er ikke spesielt dynamisk effektive. Men når det er viktig å stanse utslipp eller oppnå forbedringer raskt og med stor grad av sikkerhet, dvs. når styringseffektivitet er spesielt viktig, velger man gjerne juridiske reguleringer. For å hindre miljø- og helseskadelige utslipp av miljøgifter og for å sikre bevaring av truede arter og naturtyper bruker man f.eks. juridiske reguleringer.

Praktiske og administrative hensyn må også tillegges vekt, f.eks. må det være en svært nær sammenheng mellom det man avgiftslegger og det man vil til livs for at miljøavgifter skal være et godt og treffsikkert virkemiddel.

I tillegg må virkemidlet ha *legitimitet*, det vil si at involverte aktører må oppfatte virkemidler som fornuftige, rimelige og rettfærdige. Det forutsetter bl.a. at målet for politikken og de tiltakene virkemidlet utløser også oppfattes som legitime.

Mange forklarer tap av biologisk mangfold og forringelse av økosystemene med at det ofte er gratis – eller for billig – å høste av naturen, jf. boks 2.3 om «allmenningens tragedie», eksterne effekter og kollektive goder. Gratis bruk av natur hadde vært uproblematisk hvis naturen hadde hatt ubegrenset evne til å levere goder, men ikke når både natur og det den leverer er knappe ressurser. På en eller annen måte må denne knappheten synliggjøres for utbyggere, produsenter og forbrukere, slik at de tar hensyn til den når de treffer sine valg. Avgifter og andre økonomiske virkemidler er én mulig måte å rette opp dette på. I motsetning til alle andre virkemidler har avgifter, og andre ordninger som sørger for at forurenser/miljøpåvirker betaler, dessuten den nyttige egen-

skapen at de skaffer offentlig sektor inntekter – inntekter som kan brukes innenfor miljøområdet eller til andre formål.

Økonomiske virkemidler er imidlertid relativt lite brukt innenfor vern og bruk av økosystemer og biologisk mangfold, juridiske virkemidler er vanligere. Det kan være vanskelig å identifisere nøyaktig hvilke aktiviteter og/eller produkter som forringer økosystemene, og da kan det også være vanskelig å utforme relevante og treffsikre virkemidler. Direkte reguleringer (f.eks. utslippsforbud) er å foretrekke særlig i tilfeller der det er usikkerhet om hvor godt et økonomisk virkemiddel (som en avgift eller kvote) vil treffe, og når de potensielle miljøskadene av å overskride miljømålet overstiger de potensielle økonomiske kostnadene ved å innføre for kraftige tiltak. (Weitzman 1974 og Mead 1952). Men ikke minst henger begrenset bruk av økonomiske virkemidler sammen med at andre virkemidler kan ha større tradisjon og legitimitet i Norge. Det har vist seg at avgifter er spesielt vanskelige å få bred politisk oppslutning om.

Også i et eventuelt mer økosystemtjenestebasert forvaltningsregime må man legge vekt på hva slags politikk som er mest praktisk og legitim for ulike typer økosystemer og økosystemtjenester og hvor viktig en anser det er å oppnå forbedringer raskt. Det gjelder også tjenester som verdsettes monetært. I praksis vil neppe det om en tjeneste kan tilordnes en pris spille noen rolle for valget mellom økonomiske eller andre typer virkemidler. I forurensningspolitikken ser vi f.eks. at økonomiske virkemidler (avgifter og subsidier) dominerer i klimapolitikken uten at det foreligger noen grundige eller omforente anslag på kostnadene ved klimagassutslipp. Utslipp av partikler er derimot utelukkende regulert gjennom tekniske krav, bl.a. til kjøretøy, til tross for at man i en årrekke har forsket på helseeffektene av partikkelutslipp og regnet på hva de koster samfunnet.

13.3 Noen viktige lover

Selv om økosystemtjenestetilnærmingen er relativt ny og ikke eksplisitt reflektert i norsk lovverk, er svært mange lover og regler relevante for forvaltningen av biologisk mangfold og økosystemtjenester. Det gjelder både sektorlover, lover under miljømyndighetenes ansvarsområde, og lover som regulerer faktorer som skaper press på naturen. Lovverket vil ikke bli diskutert i denne rapporten i sin fulle bredde, men boks 13.2 gir en oversikt over noen av de mest sentrale. De viktigste, og spesielt naturmangfoldloven og plan- og

bygningsloven, kommer vi tilbake til senere i rapporten. For øvrig viser vi til vedlegg 7 i NOU 2004: 28 om naturmangfoldloven der det mest sentrale lov- og regelverket med betydning for biologisk mangfold (og indirekte for økosystemtjenester) blir gjennomgått og vurdert.

13.4 Internasjonalt ressurs- og miljøsam arbeid

Mange av de alvorligste miljøproblemene er grenseoverskridende og kan bare løses gjennom internasjonalt samarbeid, enten globalt eller regionalt. Det gjelder både tap av biologisk mangfold og flere av truslene mot økosystemene og deres evne til å levere tjenester. Klimaendringer er i en særstilling. Kombinasjonen av at klimaeffekten av et tonn klimagass er helt uavhengig av hvor på kloden utslippet finner sted, at utslippene fra ett enkelt land bare har marginal klimaeffekt, og at alle land får like stor nytte av de forbedringene man oppnår ved å redusere utslippene, gjør at klimaproblemet kanskje er det miljøproblemet hvor internasjonalt samarbeid og avtaler er aller mest påkrevd. Det enkelte land risikerer å pådra seg høye kostnader til ingen nytte, hvis ikke mange andre land også reduserer sine utslipp. Samtidig er det strengt tatt unødvendig for landet å redusere utslippene, så lenge tilstrekkelig mange andre land reduserer sine utslipp. Klimaregulering er med andre ord et felles gode, jf. boks 2.3, og forpliktende avtaler om utslippsreduksjoner er avgjørende for å skjære gjennom denne typen spillsituasjon.

Mange av økosystemtjenestene som Norge høster av er del av en felles, internasjonal ressursbase, som må forvaltes gjennom internasjonale overenskomster for å sikre et rettferdig og bærekraftig uttak. Dette gjelder spesielt marine ressurser og genetisk materiale.

Internasjonale avtaler kan være helt avgjørende for at samfunnet skal kunne håndtere grenseoverskridende miljøproblemer og fordelingen av naturressurser. Slike avtaler har også andre gunstige mer indirekte effekter, ikke minst ved å bidra til økt oppmerksomhet rundt de temaene de gjelder. Klimakonvensjonen generelt og Kyoto-protokollen² spesielt må f.eks. antas å være sterkt

² FNs rammekonvensjon om klimaendring (Klimakonvensjonen) er det sentrale rammeverket for det internasjonale klimasamarbeidet. Kyotoprotokollen fra 1997 er en juridisk bindende avtale under klimakonvensjonen mellom alle industrialiserte land utenom USA om konkrete utslippsreduksjoner inne 2012. Partene i konvensjonen skal forhandle om en ny avtale som skal gjelde alle land fra 2020.

Boks 13.2 Noen lover med betydning for økosystemer og økosystemtjenester

Lov 9. juni 1903 nr 7 om Statskontrol med Skibes Sjødygtighet mv (sjødyktighetsloven).

Lov 14. desember 1917 nr 17 om vassdragsreguleringer.

Lov 28. juni 1957 nr 16 om friluftslivet (friluftsløven).

Lov 21. juni 1963 nr 12 om vitenskapelig utforskning og undersøkelse etter utnyttelse av andre undersjøiske naturforekomster enn petroleumsforekomster.

Lov 21. juni 1963 nr 23 (vegloven).

Lov 12. mai 1972 nr 28 om atomenergivirksomhet.

Lov 30. juni 1972 nr 70 om bergverk.

Lov 4. mai 1973 nr 21 om undersøkelser etter og utvinning av petroleum i grunnen under norsk landområde.

Lov 6. juni 1975 nr 31 om utnyttning av rettar og lunnende med mer i statsallmenningane (fjellova).

Lov 17. desember 1976 nr 91 om Norges økonomiske sone.

Lov 10. juni 1977 nr 82 om motorferdsel i utmark og vassdrag.

Lov 13. mars 1981 nr 6 om vern mot forurensning og om avfall (forurensningsloven).

Lov 29. mai 1981 nr 38 om jakt og fangst av vilt (viltloven).

Lov 8. juni 1984 nr 51 om havner og farvann mv.

Lov 14. juni 1985 nr 68 om oppdrett av fisk, skaldyr m.v

Lov 29. juni 1990 nr 50 om produksjon, omforming, overføring, omsetning, fordeling og bruk av energi med mer (energiløven).

Lov 15. mai 1992 nr 47 om laksefisk og innlandsfiske mv.

Lov 19. juni 1992 nr 60 om skogdrift mv i statsallmenningene.

Lov 2. februar 1993 nr 38 om fremstilling og bruk av genmodifiserte organismer m.m. (genteknologiløven).

Lov 11. juni 1993 nr 100 om anlegg og drift av jernbane, herunder sporvei, tunnelbane og forstadsbane med mer (jernbaneløven)

Lov 11. juni 1993 nr 101 om luftfart (luftfartsloven)

Lov 12. mai 1995 nr 23 om jord (jordlova).

Lov 29. november 1996 nr 72 om petroleumsvirksomhet

Lov 24. november 2000 nr 82 om vassdrag og grunnvann (vannressursloven).

Lov 15. juni 2001 nr 79 om miljøvern på Svalbard (svalbardmiljøloven).

Lov 27. mai 2005 nr. 31 om skogbruk (skogbrukslova).

Lov 15. juni 2007 nr 40 om reindrift (reindriftsloven).

Lov 6. juni 2008 nr 37 om forvaltning av villevende marine ressurser (havressurslova).

Lov 27. juni 2008 nr 71 Om planlegging og byggesaksbehandling (plan-og bygningsloven).

Lov 3. april 2009 nr 100 om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven).

Lov 5. juni 2009 nr 35 om naturområder i Oslo og nærliggende kommuner (markaløven).

Lov 24. juni 2011 nr 39 om elsertifikater.

medvirkende til at temaet menneskeskapte klimendringer er svært synlig, både i politiske dokumenter og i media. Både politikere, media og «folk flest» har et forhold til klimaspørsmålet. Et tidligere eksempel er internasjonalt samarbeid og avtaler om sur nedbør, som bidro både med utslippsreduksjoner og med nødvendig oppmerksomhet.

Videre forutsetter avtaler rapportering, og dermed også overvåking og innsamling av viktige data. Dessuten er miljøavtalene i seg selv en god metode for å synliggjøre verdier. De antatte kostnadene ved å overholde et mål eller en avtale kan benyttes som anslag for verdien av miljøgoder og miljøkostnader. F.eks. foreslår utvalget som vurderte samfunnsøkonomiske analyser at prisbanen

som legges inn per tonn CO₂ i slike analyser bør bevege seg mot de beregnede kostnadene per tonn ved å nå togradersmålet. Ved en eventuell fremtidig bindende internasjonal klimaavtale, er det kostnaden ved å innfri avtalen som bør brukes (NOU 2012: 16).

Norge er part i en rekke internasjonale avtaler,³ både avtaler som gjelder vern av biologisk mangfold direkte, avtaler som regulerer tilgangen til naturressurser og avtaler som regulerer utslipp og andre påvirkningsfaktorer mot økosystemene. De viktigste konvensjonene og avtalene Norge er

³ Internasjonale avtaler blir også omtalt som konvensjoner, traktater eller overenskomster. Konvensjoner som utarbeides i henhold til bestemmelsene i en annen konvensjon, betegnes gjerne som protokoller.

part i som gjelder bevaring av biologisk mangfold og økosystemer og bruk av biologiske ressurser er vist i boks 13.3.

Som nevnt tidligere har økosystemtjenestetilnærmingen i økende grad blitt reflektert i vedtak

under flere av konvensjonene og i internasjonalt miljøstyresett. Dette reflekterer et økt fokus på menneskelige behov og avhengighet av naturen, og har blitt gjort uten å endre de underliggende forpliktelsene i de enkelte avtalene.

Boks 13.3 Internasjonale avtaler for vern og av biologisk mangfold og økosystemer og bruk av biologiske ressurser



Figur 13.3 Lovund i Nordland var ett av 12 internasjonalt viktige norske våtmarksområder som ble skrevet inn på Ramsarkonvensjonens liste i juli 2013.

Foto: Miljøverndepartementet

Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) er den første konvensjonen som omfatter vern og bærekraftig bruk av biologisk mangfold¹. Alle landene er forpliktet til å sette i verk tiltak for bevaring og bærekraftig bruk av naturmangfoldet, bl.a. gjennom nasjonale strategier, handlingsplaner og rapportering.

Den internasjonale plantetraktaten (ITPGRFA) om plantegenetiske ressurser som er viktige for mat og landbruk, skal sikre tilgang til genetiske ressurser og rettferdig foredling av verdier og goder som oppstår ved bruk av disse ressursene.

Bonn-konvensjonen om trekkende arter og ville dyr (CMS) handler om forvaltning og bærekraftig bruk av migrerende arter og deres leveområder.

CITES-konvensjonen om internasjonal handel med truede arter regulerer den internasjonale handelen med ville dyr og planter som står i fare for å bli utryddet.

Ramsarkonvensjonen om vern av våtmarker av internasjonal betydning (våtmarkskonvensjonen) er global og har vern og bærekraftig bruk av våtmarker som formål, så vel ferskvannsområder som marine områder.

Havrettskonvensjonen (UNCLOS) skal lette internasjonalt samkvem og fremme en fredelig bruk av havene, en rett og rimelig og effektiv utnyttelse av deres forekomster, bevaring av deres levende ressurser, samt studier, vern og bevaring av det marine miljø.

Boks 13.3 forts.

FN-avtalen om fiske på det åpne hav supplerer Havrettskonvensjonen og krever samsvar mellom forvaltningen av fiskeressursene på det åpne hav og i de tilgrensende nasjonale farvann.

UNESCOs konvensjon for vern av verdens kultur- og naturarv (verdensarvkonvensjonen) forplikter partslandene til å identifisere, verne, bevare, formidle og overføre til fremtidige generasjoner den del av verdensarven som måtte finnes på eget territorium.

Den internasjonale overenskomsten om regulering av hvalfangst har som mål å verne hvalarter mot overbeskatning og utryddelse. Avtalen er supplert med et omfattende regelverk om bl.a. fredning, fangsttider og fangstmetoder.

Bern-konvensjonen om vern av ville europeiske planter og dyr og deres leveområder, med særlig vekt på bevaring av arter og naturtyper som er truet eller sårbare.

Den europeiske landskapskonvensjonen har som formål å verne, forvalte og planlegge landskap, og å organisere europeisk samarbeid på disse områdene.

OSPAR-konvensjonen om beskyttelse av det marine miljøet i nordøst-Atlanteren er en omfattende, helhetlig konvensjon som regulerer alle forurensningskilder, samt bevaring av naturmangfoldet og marine økosystemer i Nordøst-Atlanteren.

Konvensjonen til vern av laks i det nordlige Atlanterhav setter forbud mot fiske etter laks utenfor landenes territorialfarvann og regulerer laksefisket rundt Færøyene og Grønland.

Avtalen om vern av isbjørn er en avtale mellom de fem arktiske statene Canada, Danmark (Grønland), Norge, USA og Russland. Avtalen freder isbjørn i alle områder i hele Arktis med enkelte unntak.

¹ CBD utgjør sammen med klimakonvensjonen (UNFCCC) og forørkningskonvensjonen (UNCCD) de såkalte Rio-konvensjonene, som ble vedtatt sammen i 1992 i arbeidet mot en mer bærekraftig utvikling.

Det finnes også en rekke andre bilaterale og regionale avtaler, bl.a. om forvaltning av marine ressurser og av grenseoverskridende vassdrag. Norge har ikke minst lang tradisjon for *fiskerisamarbeid* med våre naboer, og et eksempel på dette er det bilaterale fiskerisamarbeidet med Russland (se boks 13.1). Det er også etablert en rekke internasjonale institusjoner som er viktige for internasjonalt samarbeid om økosystemer, og som også har oppgaver knyttet til utvikling og implementering av disse avtalene. Globale eksempler på dette i FN-systemet er FNs miljøprogram (UNEP) og FNs organisasjon for mat og landbruk (FAO). Internasjonalt samarbeid står også sentralt i utviklingen av et bedre og mer omforent kunnskapsgrunnlag, og viktige eksempler på dette er klimapanelet (IPCC), naturpanelet (IPBES) og det internasjonale havforskningsrådet (ICES).

13.5 Norges avtaler med EU

Norge undertegnet EØS-avtalen i 1992 og den trådte i kraft i 1994. Flere andre avtaler mellom Norge og EU er kommet til i etterkant. Avtalene med EU har hatt enorm betydning for Norge på nesten alle samfunnsområder (jf. *Utenfor og innenfor* (NOU 2012: 2)). Norsk økonomi, nærings-

struktur, demografi, arbeidsmarked, distriktsutvikling, bosettingsmønster, transportomfang, energibruk og energiproduksjon, – det vil si alle de tunge driverne bak endringene i biologisk mangfold og tilstanden i økosystemene – er påvirket.

EU er også en svært viktig faktor for utviklingen av norsk miljøpolitikk. Siden EØS-avtalen trådte i kraft i 1994 er svært mye av miljøregelverk fra EU tatt inn i norsk rett gjennom forskrifter og lover. Vanddirektivet er et viktig eksempel, jf. boks 15.7. På forurensningsområdet har vi flere slike forpliktelser, blant annet om luft, avfall, vann og kjemikalier. Videre er store deler av EUs klimarelaterte regelverk gjennomført i norsk lov, blant annet er Norge forpliktet av det europeiske kvotehandelsystemet, og av fornybardirektivet som stiller bindende krav til økning av fornybarandelen i energiforbruket. Alt dette er viktige påvirkningsfaktorer for biologisk mangfold og økosystemenes evne til å levere tjenester. I følge utvalget som gikk gjennom Norges forhold til EU (NOU 2012: 2) har EØS-avtalen fra et miljøsynspunkt bidratt til en positiv utvikling av regelverk og praksis i Norge.

Den direkte betydningen av avtalene med EU om biologisk mangfold og økosystemtjenester er derimot mer begrenset, siden naturvern og forvaltning av naturressurser ikke er omfattet av

EØS-avtalen. I følge utvalget som vurderte Norges forhold til EU, har EU-samarbeidet stor betydning for arbeidet med vern av verdifulle naturområder og arter i Europa, og dersom Norge hadde deltatt i dette, ville man ha måttet styrke innsatsen på området. Særlig måtte reglene om områdevern ha blitt skjerpet, i det EUs regler på dette feltet er mer presise og forpliktende enn de norske reglene som følger av naturmangfoldloven. Tilsvarende vurderinger av forholdet mellom EUs regelverk og norsk naturforvaltning ble også gjort av Verdens naturfond (WWF 2002).

Landbruk og fiskeri er også holdt utenfor EØS-avtalen. Fiskerisamarbeidet med EU er basert på en bilateral rammeavtale fra 1980 med senere brevvekslinger, og Norge og EU har fastsatt totalkvoter på fellesbestander i Nordsjøen siden 1978, samt avtaler om EUs fiske i norsk økonomisk sone. Avtalene som er etablert nå samsvarer med anbefalingene fra det internasjonale havforskningsrådet (ICES). Norge arbeider for at EU skal innføre et forbud mot utkast av fisk, slik at det blir lettere å holde oversikt med den faktiske høstingen.

Til tross for at landbruk og fiskeri ikke er del av EØS-avtalen, mente utvalget som gjennomgikk Norges forhold til EU at næringene bl.a. påvirkes gjennom EUs regelverk for mattrygghet og veterinære forhold som er tatt inn i EØS-avtalen, diverse handelsavtaler og EØS-avtalens generelle regler bl.a. om arbeidsinnvandring.

I boks 13.4 er EU-direktivene med størst betydning for økosystemene presentert.

13.6 Utvalgets anbefalinger

Basert på gjennomgangen over har utvalget følgende anbefalinger:

- For å sikre en bærekraftig forvaltning av økosystemer og økosystemtjenester bør en gjennomgå kompetansen hos, og fordelingen av ansvar og virkemidler mellom, ulike institusjonelle nivåer og mellom ulike myndigheter i miljø- og ressursforvaltningen.
- Føre var-prinsippet må følges, slik det bl.a. er nedfelt i naturmangfoldloven.

Boks 13.4 EU-direktiver med betydning for økosystemene

EUs rammedirektiv for vann har som hovedformål å sikre beskyttelse og bærekraftig bruk av vannmiljøet, og om nødvendig iverksette forebyggende eller forbedrende miljøtiltak for å sikre miljøtilstanden i ferskvann, grunnvann og kystvann. Direktivet er innlemmet i EØS-avtalen og ble gjort gjeldende i Norge i 2008 gjennom vannforskriften, som blir nærmere omtalt i boks 15.7 om vannforvaltningsplaner.

EUs fornybardirektiv setter bindende nasjonale mål for andel fornybar energi i forbruket innen 2020 slik at det bidrar til det overordnede EU-målet om en 20 pst. andel i 2020. Fornybardirektivet er innlemmet i EØS-avtalen og trådte i kraft i Norge i desember 2011. I tillegg skal alle medlemslandene og Norge ha en andel på 10 pst. fornybar energi i transportsektoren i 2020.

EUs GMO-utsettingsdirektiv omhandler markedsføring og utsetting av levende GMO og har vært en del av EØS-avtalen siden EØS-avtalens iverksettelse. Det normale forløpet for godkjenning av nye produkter i EØS er at når en vare er godkjent i én del av EØS-området, er den også godkjent for bruk i resten av EØS-området. Dette gjelder ikke uten videre for GMO-er. Gjennom en tilpasningstekst i EØS-avtalen har Norge mulighet til å foreta egne vurderinger basert på genteknologiloven.

EUs tømmerforordning skal hindre omsetning av tømmer som er ulovlig hogd. Forordningen er foreløpig ikke tatt inn i EØS-avtalen

Miljøansvarsdirektivet har som formål å etablere et rammeverk for ansvar for miljøskade. Direktivet bygger på prinsippet om at forurensere skal betale. Direktivet er del av EØS-avtalen, men de nødvendige lovendringer er ennå ikke lagt fram for Stortinget.

Plandirektivet ble gjennomført i Norge i 2004 og innebærer at planer og programmer innen nærmere angitte sektorer skal undergis en miljøvurdering før de vedtas av en offentlig myndighet eller oversendes nasjonalforsamlingen.

INSPIRE-direktivet omhandler deling av data og tjenester mellom offentlige myndigheter, for å sette myndighetene i stand til å få tilgang til geodatasett og -tjenester, og til å utveksle og bruke slike sett og tjenester når de utfører offentlige oppgaver som kan ha en miljøvirkning

Tre EU-direktiver som Norge har valgt å stå utenfor bør også nevnes:

Fugledirektivet har som formål å beskytte og forbedre vilkårene for de ville fuglearter som finnes i EU, mens *Habitatdirektivet* har som formål ta vare på biologisk mangfold mer generelt. Fugledirektivet og habitatdirektivet er EUs viktigste redskap for å oppfylle Bernkonvensjonen og verneforpliktelsene under konvensjonen om biologisk mangfold, bl.a. gjennom verneområdenettverket Natura 2000.

Havstrategidirektivet omfatter landenes økonomiske soner og territorialfarvann inn til grunnlinjen. Hovedmålsettingen er å oppnå god miljøtilstand i alle EUs havområder innen 2020. Bl.a. skal det biologiske mangfoldet opprettholdes, fremmede arter ikke forårsake skader, kommersielle bestander utnyttes innenfor trygge biologiske grenser, overgjødning være på et lavt nivå og forurensning med skadelige virkninger ikke forekomme.

Videre ble et forslag til direktiv for *marin arealplanlegging og integrert kystsoneforvaltning* lagt fram mars 2013. Direktivet vil innføre en felles ramme for nasjonale planer og prosesser til støtte for EUs tverrsektorielle målsettinger som vedrører hav- og kystområder. De marine arealplanene skal kartlegge havområder på måter som identifiserer nåværende og mulig fremtidig utvikling av bl.a. energiinstallasjoner, transportruter til sjøs, kabler, fiskeområder, akvakultur-anlegg og verneområder. Strategiene for integrert kystsoneforvaltning skal inneholde en sammenstilling av ulike sektorinteresser i kystsonen og analysere behov for tiltak som kan sikre en helhetlig gjennomføring av mål som EU har satt for bl.a. energi, maritim transport, fiskeri og akvakultur, og miljø. Et sentralt poeng er at arealplanene og kystsonestrategiene skal ses i sammenheng. De skal utfylle hverandre og vil også overlape rent geografisk i landenes kyst og territorialfarvann.

Det må antas at mye av substansen i direktivforslaget i praksis er ivaretatt i Norge gjennom forvaltningsplanene for havområder og plan- og bygningsloven. EØS-relevansen er ennå ikke vurdert.

Kapittel 14

Formidling av kunnskap, engasjement og legitimitet

Kunnskap er informasjon satt inn i faglige og kulturelle rammer og kontekster. I denne utredningen går det et analytisk skille mellom på den ene siden å fremskaffe kunnskap som muliggjør politiske mer informerte beslutninger og på den annen siden å skulle formidle kunnskap videre til ulike målgrupper. Mens det første poenget er tatt opp tidligere i rapporten, vil dette kapitlet ta opp sider ved kunnskapsformidling og kommunikasjon i videre forstand.

Formidling er en instrumentell aktivitet, der «avsender» har bestemte mål knyttet til legitimering av vedtak og politikkgjennomføring. Den kan også ta sikte på å forme folks kognitive forståelse av feltet, men også deres normative oppfatninger om politikken. Er den rett eller gal? Er den rettferdig eller ikke?

Men formidling er også i videre forstand en kommunikasjonsaktivitet der involvering og lokal deltakelse er viktige hensyn. Slik deltakelse er ikke bare et spørsmål å legitimere en politikk og skape nye meningsfeller, men er også et spørsmål om en rettighetsbasert tenkning der deltakelse er en rett folk har og der man fra politisk side må legge til rette for slik aktivitet. Folk må få komme fram med sine syn og sin lokale kunnskap, og erfaringsbaserte innsikter knyttet til økosystemtjenestene må være en naturlig del av politiske beslutningsdialoger og prosesser. Da er kommunikasjon og deltakelse en rett og ikke et instrumentelt virkemiddel for å nå egne mål sett fra politiske og forvaltningsmessig hold.

14.1 Kunnskap som rettighet og virkemiddel

Formidling av informasjon og kunnskap omtales ofte i litteraturen som *pedagogiske virkemidler*, men kan like gjerne oppfattes som en grunnleggende demokratisk *rettighet*. Det gjelder helt

generelt, og på miljøområdet er retten formalisert gjennom en egen lov – *Lov 2003-05-09 nr 31: Lov om rett til miljøinformasjon og deltakelse i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet*, som er Norges gjennomføring av Århuskonvensjonen¹. Loven har til formål å sikre allmennheten tilgang til miljøinformasjon og derved gjøre det lettere for den enkelte å bidra til vern av miljøet, å verne seg selv mot helse- og miljøskade og å påvirke offentlige og private beslutningstakere i miljøspørsmål. Loven skal også fremme allmennhetens mulighet til å delta i offentlige beslutningsprosesser av betydning for miljøet².

Kunnskap, engasjement og deltakelse legitimerer også miljøpolitiske tiltak og virkemidler, og er en forutsetning for god forvaltning. Videre er det en nær sammenheng mellom hva befolkningen, media og det politiske miljøet er opptatt av, og større folkelig engasjement kan i neste omgang føre til økt interesse i media og hos politikere for spørsmål som dreier seg om økosystemene og økosystemtjenestene.

Klimautfordringene er et eksempel på et slikt samspill. I løpet av det siste tiåret har klimautfordringen blitt viet stor oppmerksomhet i media og er kommet høyt opp på den politiske dagsorden. De aller fleste er oppmerksom på at en global oppvarming er på gang, selv om meningene er delte om i hvilken grad endringen er menneskeskapt. Klimapolitiske virkemidler er gjennomgående akseptert, selv CO₂-avgiften. Kunnskapen blant «folk flest» om hva biologisk mangfold og robuste økosystemer betyr for vår økonomi og velferd er trolig langt dårligere enn kunnskapen om klimaendringer.

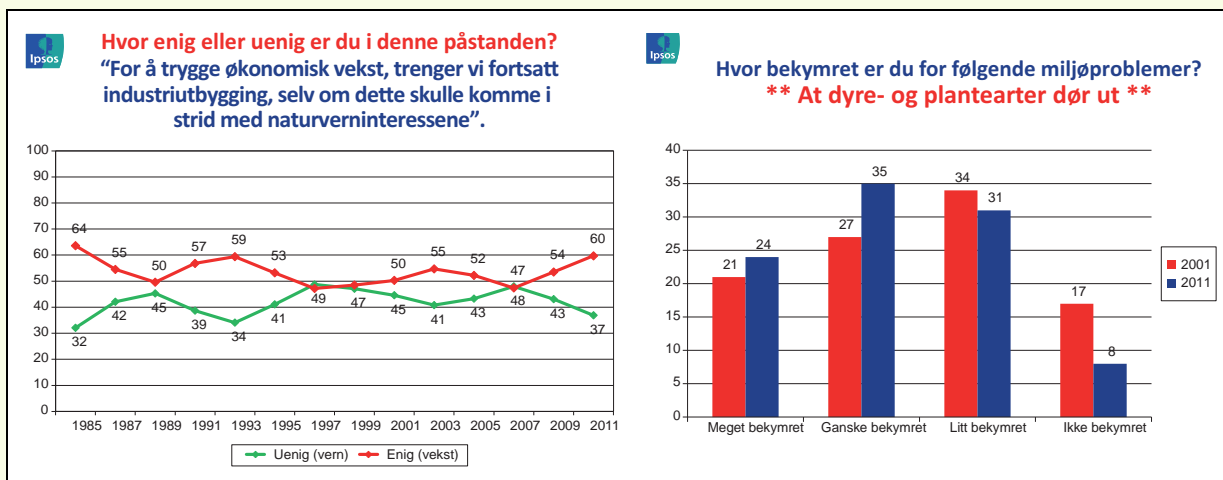
¹ Århuskonvensjonen ble vedtatt i 1998 og trådte i kraft i 2001. Den ble etablert på initiativ fra FNs økonomiske kommisjon for Europa (ECE). Norge ratifiserte konvensjonen i 2003.

² www.lovdatabasen.no

Boks 14.1 Nordmenns forhold til naturen

Norsk Monitor er en omfattende spørreundersøkelse som er gjennomført hvert annet år, første gang i 1985 og siste gang høsten 2011. Hovedmålsettingen med undersøkelsen er å gi brukerne en omfattende og helhetlig beskrivelse av nordmenns holdninger og adferd på viktige samfunnsområder. Spørsmål om nordmenns forhold til naturen har vært en viktig del av Norsk Monitor helt siden starten i 1985. Sentralt i denne sammenhengen er det klassiske spørs-

målet som stiller industrivekst opp mot naturvern. I diagrammet nedenfor ser vi hvordan spørsmålet er formulert, og hvordan andelen helt uenige (vern) og andelen helt enige (vekst) har utviklet seg siden 1985. Vi ser at 1997 og 2007 er de eneste årene at andelen som var for vern av naturen har vært høyere enn andelen som mener vi trenger fortsatt industriutbygging.



Figur 14.1 Nordmenns svar på to spørsmål om natur.

Kilde: Ipsos MMI

Betydningen av naturmangfoldet kan også belyses gjennom svarene i Norsk Monitor. Spørsmålet om bekymring for artsmangfoldet i naturen er blitt stilt siden 2001. Vi ser at andelen som er bekymret er større enn andelen som ikke er bekymret, og at andelen bekymrede nå er omtrent på samme nivå, men marginalt høyere enn i 2001. I perioden 2001 til 2003 skjedde en betydelig endring ved at andelen som var meget bekymret steg kraftig og holdt seg på et høyt

nivå fram til 2007, hvoretter andelen meget bekymrede har sunket signifikant. Andelen som ikke er bekymret, har holdt seg på et temmelig lavt nivå siden 2003.

Et interessant spørsmål, som utvalget ikke har sette på, er hvorfor svarene i 2001 var så forskjellige fra senere år. Det kan skyldes at tema ble diskutert i mediene, spesielle begivenheter som aktualiserte spørsmålet, andre forhold eller rene tilfeldigheter.

14.2 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

På klimaområdet gjennomfører miljømyndighetene store kampanjer for å engasjere og informere om klimaproblemet, jf. boks 14.2. Tilsvarende satsinger kan utarbeides og gjennomføres for å øke kunnskapen og engasjementet om verdien av biologisk mangfold og økosystemtjenestene. Økosystemtjenestetilnærmingen, med sitt klare fokus på hva naturen betyr *for oss*, kan være et svært godt

utgangspunkt. Samtidig kan økosystemtjenester som vi tidligere har klassifisert som grunnleggende livsprosesser være vanskeligere å kommunisere betydningen av. De aller fleste har heller ikke selvopplevde erfaringer med at regulerende økosystemfunksjoner som pollinering og karbonbinding blir svakere, eller forstår konsekvensen av at arter blir sjeldnere. Noen har imidlertid erfart dårligere fritidsfiske eller småviltjakt, og at opplevelsesverdiene blir dårligere etter inngrep i landskap.

Boks 14.2 Eksempler på formidlingstiltak

Klimaløftet (klimalofet.no) er miljømyndighetenes satsing på klimainformasjon til befolkningen. Prosjektet ledes av Miljøverndepartementet. Klimaløftet skal formidle den vitenskapsbaserte kunnskapen om klimatilstanden, informere om nasjonale klimatiltak og gi råd om hva hver enkelt kan bidra med gjennom en mer klimavennlig livsstil.

Klimaløftet gjennomfører prosjekter rettet mot befolkningen, skoler og bedrifter. For skolene tilbyr Klimaløftet foredrag for elever og lærere i ungdomsskoler og videregående skoler, og klimakurs for lærere og studenter. Bedrifter tilbys et eget handlingsprogram som er en start-hjelp til å gå i gang med klimatiltak i egen bedrift. Bedriftene deltar i et nettverk for kompetansebygging og erfaringsutveksling. Klimaløftet driver også tiltak rettet mot befolkningen generelt, bl.a. kampanjer i massemedia og sosiale medier, utgivelse av ulike publikasjoner, støtte til tv- og filmproduksjon og websider samt støtte og utvikling av verktøy som f.eks. klimakalkulator.

Den naturlige skolesekken (www.natursekken.no) er en nasjonal satsing som skal bidra til å utvikle nysgjerrighet og kunnskap om natur og samfunn, bevissthet om bærekraftig utvikling og økt miljøengasjement hos elever og lærere i grunnopplæringen. Den naturlige skolesekken deler hvert år ut midler til skoler og eksterne aktører. Midlene skal stimulere til prosjekter der skolen utarbeider undervisning som tar i

bruk andre læringsarenaer, samarbeider med eksterne aktører og fremmer undervisning for bærekraftig utvikling. Den naturlige skolesekken arrangerer årlige nasjonale og regionale kurs og konferanser som skal bidra til å sette de neste generasjoner i stand til å forstå, mestre og bidra til løsninger på dagens og fremtidens mange miljøproblemer.

Forum for friluftsliv i skolen (www.miljodirektoratet.no/friluftsliviskolen) informerer om ulike friluftaktiviteter og gir tips til aktiviteter som skolene kan gjøre ute i naturen.

La humla suse ble lansert våren 2013 av Miljøverndepartementet. Hovedinnholdet i kampanjen er å bevisstgjøre og oppfordre hageeiere til å legge til rette for miljøvennlig hagebruk, gjennom å fokusere på riktig plantevalg som sikrer leveområder for pollinerende insekter (humler, bier og sommerfugler), giftfrie miljøer (ikke bruk av plantevernmidler) og klimatilpasning. Kampanjen retter seg primært mot private hageeiere i hele landet, men legger også opp til noen utadrettede tiltak som kommuniserer budskapene mot offentlige myndigheter og kommuner og andre eiere av parker og grønne lunger i byene.

Det Norske Hageselskap er hovedsamarbeidspartner for kampanjen, – Hageselskapet har 19 fylkeslag, 350 lokallag og ca. 25 000 medlemmer. Hageselskapet vil få et tilskudd i 2013 for å gjennomføre flere av aktivitetene i kampanjen.

Det kreves nytenkning og økt prioritering av formidling om betydningen av økosystemer og økosystemtjenester. Mange aktører er viktige både som mottakere og formidlere av slik kunnskap:

Kommunene er en av de mest sentrale natur- og arealforvalterne i landet. Gjennom sitt ansvar for arealpolitikken bestemmer kommunene hvordan arealene skal disponeres på de ca. 84 pst av landarealet som ikke er vernet. Kommunene har også mange andre viktige oppgaver på miljøområdet. Kommunene er dessuten sentrale for å sette i gang og gjennomføre lokale prosesser og diskusjoner rundt arealpolitikken og hvordan økosystemer og økosystemtjenester ivaretas gjennom den. Gjennom arealpolitikken og prosessene rundt den, har kommunene unike muligheter til å engasjere og involvere befolkningen i spørsmål som

dreier seg om natur- og miljøforvaltning, og nærheten til befolkningen er den viktigste årsaken til at kommunene er tillagt dette ansvaret i utgangspunktet.

Sannsynligvis er det betydelige variasjoner mellom kommunene både med hensyn til hva slags utfordringer de møter i arealforvaltningen og miljøkompetanse i kommuneadministrasjonen. Mange utmarkskommuner har inngående kunnskap om forvaltning av lokale (allmenings-)ressurser, basert på lang praksis og etablerte lokale organisasjoner (fjellstyrer, villreinutvalg etc). Andre småkommuner med rike naturressurser og/eller store utmarksarealer kan stå over betydelige utfordringer i arealforvaltningen. Det samme gjelder en del kystkommuner med store interessekonflikter mellom hyttebygging og naturvern. I små kommuner, med få eller ingen aktive

Boks 14.3 Politikerskole i miljølære – en metode for skolering og ansvarliggjøring av lokalsamfunnet i miljøpolitikken

Politikerskolen i miljølære ble utviklet som en del av økokommuneprogrammet (Forum for norske økokommuner) tidlig på 1990-tallet. Opprinnelig ble teknikken utprøvd som en miljølærerskole på Norsk Hydro, Sunndal Verk.

Eksempel fra Tingvoll kommune: Flere generasjoner kommunestyre og administrasjon i Tingvoll kommune har gjennomført politikerskolen. Innholdet og utformingen har vært litt ulikt, tilpasset det konkrete kunnskapsbehovet og dagsaktuelle saker og problemstillinger. Skolen har også vært åpen for interesserte innbyggere, og ofte har det vært deltakere fra Naturvernforbundet og andre frivillige organisasjoner, samt fra næringslivet. Eksempler på tema som har vært tatt opp er arealforvaltning, energilære og energipolitikk, avfallspolitikk, klimapolitikk, miljøstyringssystemer, vennsksarbeid nord-sør, kulturminneforvaltning og lokaldemokrati. Det opprinnelige konseptet inneholdt tre – fire kurskvelder, med eksterne forelesere, gruppearbeid, diskusjoner og oppgaveløsninger. Til slutt ble det utdelt diplom til alle som hadde fullført.

I 2010 ble deltakerne invitert til å delta i et endags verksted, med følgende tre temaer:

1. Arealkonflikter og miljøutfordringer knyttet til etablering av oppdrettsanlegg
2. Bygging av småkraftverk i et vassdrag
3. Høringsuttalelse til fylkets transportplan

Verkstedet ble organisert med en felles innledning der en gikk gjennom hvordan deltakerne skulle jobbe og delte ut nødvendig materiell, som f.eks. litteraturhenvisninger til aktuelt fagstoff. Deretter ble det arrangert et kort gruppearbeid eller fordypning enkeltvis for den som ønsket det. Til slutt ble det arrangert et rollespill, et formannskapsmøte med ordfører og representanter for alle politiske parti. Deltakerne ble tildelt roller som var uvanlige for dem. Noen fikk tildelt rolle som presse, og noen som interessegrupper som var møtt opp for å gi

høringsuttalelser i sakene og overvære behandling av «sine» saker.

Formannskapet – som var satt sammen for anledningen – skulle behandle disse tre sakene og komme fram til et vedtak. Deltakerne ble utfordret til å presentere vedtaket eller sitt syn til en pågående journalist, som var til stede på møtet.

Det er også gjennomført tilsvarende opplegg for miljøutvalget i Møre og Romsdal fylkeskommune.

Resultatet av denne type skolering, inkludert rollespill, har vært at kunnskapsnivået er økt hos de lokale beslutningstakerne. De har fått dypere innsikt i fagområder og problemstillinger som vanligvis ikke er høyt på dagsorden i lokalpolitikken. Av konkrete resultater i Tingvoll kommune kan nevnes at det er lagt inn vannbåren varme i alle kommunale bygg fra 1990, det ble innført kildesortering med kompostering av matavfall/våtorganisk avfall allerede i 1990, det ble innført energistyringssystem og enøk-tiltak i alle kommunale bygg på begynnelsen av 2000-tallet, det er innført 50 pst. økologisk mat på sykehejemmet, det er innført miljøvurderingssystem i kommunal saksbehandling, kommunen har deltatt i Vennskap nord-sør og er medlem i ICLEI (internasjonal organisasjon for miljøforvaltning). I valgperiode etter valgperiode har det vært stort flertall for videreføring av miljøtiltakene og økokommuneprofilen. Politikerskolen har bidratt til mer kunnskapsbaserte lokalpolitiske beslutninger til beste for miljøet.

Både den nye naturmangfoldloven og plan- og bygningsloven krever mer kunnskapsbasert forvaltning, samtidig som det også skal legges vekt på erfaringsbasert kunnskap. Politikerskolen i miljølære eller tilsvarende opplegg kan være en effektiv måte å forene forskningsbasert kunnskap og erfaring i forvaltningen på lokalt og regionalt nivå.

lokale organisasjoner innen ressursforvaltning, miljø eller naturvern, kan manglende miljøkompetanse i kommunene heller ikke suppleres fra organisasjonene. Kommunene har videre sterke insentiver til å legge til rette for næringsutvikling og vekst. Avveininger mellom behovet for økosys-

temtjenester, bruk av nye arealer og næringsutvikling vil derfor være et stadig tilbakevendende tema. Ofte er det slik at gevinstene av å etablere ny virksomhet høstes av andre enn dem som bærer tapet av at økosystemtjenester som er viktige for dem forringes. En satsing på kommunika-

sjon, synliggjøring, formidling og dialog om naturmangfold og økosystemtjenester vil kunne bidra til økt bevissthet rundt disse avveiningene. Kommunesektoren er aktuell for å få satt fokus på dette, blant annet gjennom prosjekter som håndteres av plan- og bygningsloven. Vi kommer tilbake til kommunenes rolle i kapittel 15 om virkemidler i arealforvaltningen.

Bærekraftig bruk av natur er like viktig som vern av natur. Dette gjelder også i forbindelse med tilrettelegging for friluftsliv, utnyttelse av høstbare arter og arealplanleggingen på land og til havs. Det er viktig å formidle hvordan *grunneiere, kommuner og næringsliv* kan få til både verdiskaping og bærekraftig bruk av natur, og å formidle hvilken rolle økosystemene spiller for dette. I kapittel 15.6.1 diskuterer vi økt bruk av ordninger med betaling for økosystemtjenester, slik som dagens ordning med frivillig skogvern er et eksempel på. Økt bruk av frivillige avtaler om vern og råderettsinnskrenkninger forutsette vilje og evne til dialog og til utstrakt bruk av kommunikasjon og dialog som aktive virkemidler.

Hele samfunnet. Økosystemtjenester er et lite tilgjengelig begrep, og mange kan ha dårlig forståelse av hva begrepet betyr. Formidling må ta utgangspunkt i gleden over natur og friluftsliv og naturengasjement.

Barn og unge representerer fremtidens beslutningstakere. Engasjement skapes fordi noe oppleves som viktig å kjempe for. Mye av grunnlaget for naturglede legges tidlig i livet. Det er viktig å legge til rette for friluftsliv og andre gode naturopplevelser helt fra tidlig alder, enten det er i barnehagen, med foreldrene, i skolen eller gjennom fritidsaktiviteter. Det bør i samarbeid med skolesektoren og andre aktuelle samarbeidspartnere (Naturfagsenteret, frivillige natur- og friluftslivsorganisasjoner mfl.) jobbes strategisk og langsiktig med undervisningsmateriekknyttet til naturmangfold og økosystemtjenester.

Naturvernorganisasjonene er svært viktig for å få i gang kommunikasjon og dialog med lokalbefolkning om økosystemtjenester. Naturvernorganisasjonene er i stor grad med på å forme agendaen for debatter om natur- og miljøspørsmål i det offentlige rom, særlig gjennom media. De er derfor helt sentrale i arbeidet med å få verdien av godene vi får fra naturen på den politiske dagsorden. Men de har klare begrensninger hva gjelder kapasitet til å jobbe med viktige pågående saker og delta i sentrale prosesser samt drive lokale prosjekter. En satsing i form av bidrag fra kunnskapsrike formidlere og økonomiske ressurser til prosjekter, kampanjer etc. vil kunne gi økt aktivitet i



Figur 14.2 Naturgleden vekkes hos en av morgendagens beslutningstakere.

Foto: Torbjørn Eika

organisasjonene, økt synlighet og rekruttering, og økt fokus på verdien av robuste økosystemer og økosystemtjenester i samfunnet. Ikke minst er aktiviteten i organisasjonene ofte nødvendig for å skape politisk handlingsrom for sakene miljømyndighetene jobber med.

Lokale organisasjoner som fjellstyrer, villreintvalg etc. er helt sentrale ressurser i lokalt forankret forvaltning og vil trolig lett kunne sette seg inn i økosystemtjenestetenkningen. Slike lokale organisasjoner er viktige kompetansemiljøer og bør brukes aktivt i formidlingen av betydningen av økosystemer og økosystemtjenester.

14.3 Utvalgets anbefalinger

Basert på diskusjonen foran, har utvalget følgende anbefaling:

- Myndighetene må sørge for at befolkningen generelt får bedre kunnskap om hva naturen betyr for vår velferd og økonomi. Det bør utvikles og gjennomføres kommunikasjonsstrategier for å få til dette. Strategiene bør fokusere på alle godene vi får fra naturen snarere enn på trusler og ødeleggelse. Økosystemtjenestetilnærningen legger godt til rette for en slik positiv tilnærming. Elementer i en slik strategi kan bl.a. være å:
 - utnytte engasjementet og kunnskapen i frivillige organisasjoner,
 - vektlegge lokale møter der naturgodene diskuteres og der man vurderer avveininger mellom ulike bruk av økosystemer,

- integrere og utnytte lokal, erfaringsbasert kunnskap gjennom dialog, samarbeid og aktiv involvering,
- prioritere forskningsformidling i langt større grad enn i dag.
- For å øke kunnskapen om naturens verdi for menneskenes helse og velferd, bør miljø- og utdanningsmyndighetene sørge for å utarbeide opplæringsmateriell som kan benyttes i grunnskole og videregående skole. Lærerkompetansen bør styrkes.

Kapittel 15

Virkemidler i arealforvaltningen

Rundt 2 pst. av Norges landareal er bebyggt¹. Fysiske inngrep i de øvrige 98 pst., samt fysiske inngrep i havarealene, vil påvirke økosystemene og økosystemtjenestene. Fysiske inngrep og endret arealbruk utgjør dessuten den viktigste negative påvirkningen på biologisk mangfold, jf. kapittel 4, spesielt i fatlands-Norge. I følge Artsdatabanken² har hele 87 pst. av de truede og nær truede artene på Rødlista 2010 blitt påvirket negativt av menneskeskapte arealendringer i artenes leveområder, og blir det fremdeles. Spesielt er det mange rødlistede arter som blir påvirket av fysiske inngrep i landarealer, skogbruk og jordbruk (Kålås mfl. 2010b). Arealendringer er også den viktigste årsaken til at naturtyper forsvinner. Mange små inngrep, som hver for seg kan virke ubetydelige, kan samlet få betydelige følger for arters og bestanders muligheter til å overleve og for økosystemenes produksjonsevne.

Omfanget av inngrepsfrie naturområder (INON)³ reduseres stadig. Over 1 000 kvadratkilometer inngrepsfri natur gikk tapt i perioden 2003–2008, til tross for at en politisk målsetting om å bevare gjenværende inngrepsfrie natur er uttrykt i flere stortingsmeldinger de senere årene. Energisektoren var ansvarlig for 40 pst. av det totale bortfallet av inngrepsfrie naturområder i perioden, og jord- og skogbrukssektoren sto bak drøyt 30 pst. Inngrep knyttet til reiseliv og turisme sto for et bortfall på drøyt åtte pst.

Norge er et land i sterk økonomisk vekst, og det er et nasjonalt mål at denne veksten skal komme hele landet til gode. Selv i et så spredtbyggt land som Norge, legger vekst press på landarealer, sjøområder og naturressurser, og skaper konflikter mellom vern og bruk og mellom ulike bruksområder. Både private og offentlige aktører over press på arealene, og dermed på økosyste-

mene. Litt forenklet kan vi si at utbygging og bruk av arealer er bestemt av to ting – hva som er lønnsomt og hva som er lov. Private utbyggere er opp-tatt av hva som er privatøkonomisk lønnsomt mens presset fra offentlig utbyggere bør være motivert fra hva som er samfunnsøkonomisk lønnsomt. Både private og offentlige aktører er sterkt påvirket av tiltak og virkemidler fra myndighetenes side, – økonomisk politikk, næringspolitikk, arbeidsmarkedspolitikk, innvandringspolitikk, distriktspolitikk osv. vil påvirke lønnsomheten i utbyggingsprosjekter og dermed også økosystemene og deres evne til å levere tjenester. Svært mange sider ved offentlig politikk kunne altså vært diskutert når man skal vurdere om verdien av økosystemtjenester er synliggjort i rammebetingelsene private og offentlige aktører handler under når det gjelder arealbruk.

Utvalget har imidlertid valgt å fokusere på juridiske og økonomiske rammebetingelser som påvirker bruken av arealene mer direkte. Plan- og bygningsloven (pbl) og naturmangfoldloven er særlig sentrale for økosystemene utenom hav og polare økosystemer – i dag er ca. 84 pst. av bruken av norske landarealer fastsatt gjennom vedtak etter plan- og bygningsloven og det meste av de resterende 16 pst. er fastsatt gjennom vedtak etter naturvernloven og naturmangfoldloven⁴. Miljøvern-departementet har ansvar for både naturmangfoldloven og plan- og bygningsloven. Virkemidlene i naturmangfoldloven ligger i hovedsak hos staten nasjonalt (Miljøverndepartementet) og regionalt (fylkesmennene), mens arealbeslutninger etter plan- og bygningsloven i hovedsak fattes av kommunestyrene og i noen grad av fylkesting. Vi gir en kort presentasjon av naturmangfoldlovens viktigste arealvirkemidler i kapittel 15.1. Planleggingen etter plan- og bygningsloven og lovens virkemidler for å sikre at nasjonale hensyn blir ivaretatt i lokal planlegging er tema for kapittel 15.2. Kommunenes rolle, ansvar og insentiver i arealplanleggingen drøftes nærmere kapittel 15.3,

¹ www.ssb.no/arealstat/

² www.artsdatabanken.no

³ Områder mer enn 1 km fra nærmeste tyngre tekniske inngrep, se www.miljødirektoratet.no/inon/. Statusen for INON kartlegges på nytt i 2013.

⁴ Naturvernloven ble erstattet av naturmangfoldloven i 2009.



Figur 15.1 Energisektoren var ansvarlig for 40 pst. av bortfallet av inngrepsfrie naturområder i perioden 2003–2008.

Foto: Miljøverndepartementet

og kommunenes økonomiske insentiver i kapittel 15.4.

Forvaltningsmessig er havområdene svært annerledes enn kyst- og landarealene. Det er ingen privat eiendomsrett knyttet til hav, og verken kommuner eller fylkeskommuner er tillagt planleggingsoppgaver. Bruken av havområdene reguleres gjennom et helt annet lovverk og verken plan- og bygningsloven eller naturmangfoldloven gjelder⁵. Staten er «planmyndighet» og for-

⁵ Plan- og bygningsloven gjelder ut til én nautisk mil utenfor grunnlinjen, og naturmangfoldloven ut til 12 nautiske mil utenfor grunnlinjen (norsk territoralfarvann).

valtningsplanene for havområdene det viktigste verktøyet for å ivareta de marine økosystemene. Den arealmessige forvaltningen av havområdene er omtalt i kapittel 15.5.

Utvalgets vurderinger følger i kapittel 15.6. Her diskuterer vi om verdien av biologisk mangfold og økosystemtjenester er tilstrekkelig reflektert i rammebetingelsene for arealforvaltningen, og om andre arealpolitiske virkemidler bør vurderes. Kommunesektoren drøftes spesielt – har den gode insentiv og tilstrekkelige ressurser og kompetanse til å sørge for at verdiene ivaretas? Til slutt i kapitlet følger utvalgets anbefalinger.

15.1 Naturmangfoldloven

Naturmangfoldlovens formål er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern⁶. Loven omfatter all natur i norsk landterritorium og norsk territorialfarvann (ut til 12 nautiske mil fra grunnlinjen), og gjelder for alle sektorer som forvalter naturmangfold eller tar beslutninger som har konsekvenser for dette mangfoldet. Loven virker sammen med andre lover som påvirker eller regulerer norsk natur. Ettersom loven gjelder alle sektorer, kan den medvirke til bedre samordning av forvaltningen av naturmangfoldet samlet sett.

Loven har en rekke virkemidler. Det er særlig lovens alminnelige bestemmelser om bærekraftig bruk av natur, og reglene om områdevern og utvalgte naturtyper som har betydning for arealbruk, men også prioriterte arter vil ha betydning for arealforvaltning.

15.1.1 Generelle regler om bærekraftig bruk

Forvaltningsloven sier at forvaltningsorganene skal påse at en sak er så godt opplyst som mulig før vedtak treffes⁷. Dette inkluderer plikt til å utrede og vurdere konsekvenser for naturmangfoldet. Naturmangfoldlovens kapittel II supplerer og konkretiserer forvaltningslovens bestemmelser om utrednings- og begrunnelsesplikt for naturmangfold. Gjennom *prinsippene for offentlig beslutningstaking* stiller loven krav om at alle beslutninger skal bygge på kunnskap om naturmangfoldet og hvordan et planlagt tiltak påvirker dette. Det skal gjøres en vurdering av den samlede belastningen som naturmangfoldet blir, eller vil bli, utsatt for. Kostnadene ved miljøforringelse som tiltaket medfører skal bæres av tiltakshaver. Vet man lite om virkningene av tiltaket og det er risiko for vesentlig skade på naturmangfoldet, skal føre-var-prinsippet tillegges stor vekt. Når saken avgjøres skal hensynet til naturmangfoldet veies opp mot andre samfunns-hensyn. Forvaltningen har plikt til å synliggjøre hvordan de ulike momentene i saken er vurdert. Det legges ikke føringer for resultatet i hver enkelt sak, men prinsippene skal bidra til at naturmangfoldet samlet sett forvaltes bærekraftig.

Videre fastsetter loven bestemmelser om *forvaltningsmål* for økosystemer, naturtyper og

arter. Forvaltningsmålene skal sørge for at det ikke fattes vedtak som gjør det umulig å nå målene, f.eks. at en art dør ut eller at en naturtype forsvinner. Dette ansvaret påhviler den aktuelle vedtaksmyndigheten i den konkrete saken. Videre vil forvaltningsmålene være retningsgivende for bruk av naturmangfoldlovens øvrige virkemidler, og ved skjønnsutøvelse etter annet lovverk som påvirker arter, naturtyper og økosystemer. De vil også ha betydning ved utforming av lover og forskrifter og ved revisjon av disse.

Aktsomhetsplikten medfører plikt til å gjøre seg kjent med hvilke naturverdier som kan bli skadelidende som følge av et tiltak, pluss plikt til å gjøre det som er rimelig for å unngå skade på naturmangfoldet. Aktsomhetsplikten omfatter alle, både private og det offentlige, og vil særlig kunne få betydning for bruk eller tiltak som ikke krever en myndighetsbeslutning.

15.1.2 Områdevern

Områdevern er av særlig betydning for å hindre nedbygging, fragmentering og andre irreversible inngrep i områdene som vernes. Verneområder kan opprettes på land, i vassdrag og i sjø ut til territorialgrensen. Opprettelse av verneområder kan ha ett eller flere mål, f.eks. bevaring av variasjonsbredden av naturtyper og landskap, bevaring av arter og genetisk mangfold, bevaring av truet natur og økologiske funksjonsområder for prioriterte arter, bevaring av større intakte økosystemer eller områder med særskilte naturhistoriske verdier, eller bevaring av natur preget av menneskers bruk gjennom tidene (kulturlandskap).

Det finnes ulike former for områdevern, som har ulike formål og restriksjonsnivå:

- Nasjonalparker: Større naturområder som inneholder særegne eller representative økosystemer eller landskap og som er uten tyngre inngrep.
- Landskapsvernområder: Natur- eller kulturlandskap av økologisk, kulturell eller opplevelsesmessig verdi, eller som er identitetsskappende.
- Naturreservater: Områder som inneholder truet, sjelden eller sårbar natur, representerer en bestemt type natur, på annen måte har særlig betydning for biologisk mangfold, utgjør en spesiell geologisk forekomst, eller har særskilt naturvitenskapelig verdi.
- Biotopvernområder: Områder som har eller kan få særskilt betydning som økologisk funksjonsområde for en eller flere nærmere bestemte arter.

⁶ www.lovdatab.no

⁷ www.lovdatab.no

- Marine verneområder: Marine verneområder er en egen vernekategori med hjemmel i naturmangfoldloven, som opprettes for å beskytte marine verneverdier, herunder naturverdier som er økologiske betingelser for landlevende arter. En prosess for å verne 17 områder ble satt i gang i 2009 og Norges tre første marine verneområder ble opprettet i juni 2013 (Framvaren i Vest-Agder, Tauterryggen i Nord-Trøndelag og Saltstraumen i Nordland). Marine verneområder skal inneholde særegne eller representative økosystemer og være uten tyngre naturinngrep, inneholde truet, sjelden eller sårbar natur, representere en bestemt type natur, på annen måte ha særlig betydning for biologisk mangfold, utgjøre en spesiell geologisk forekomst, ha særskilt naturvitenskapelig verdi, eller ha særskilt betydning som økologisk funksjonsområde for en eller flere nærmere bestemte arter.

Utgangspunktet for områdevern er altså primært et områdes naturvitenskapelige verdier. Med unn-

tak av at økosystemtjenester vi tidligere har klassifisert som opplevelses- og kunnskapstjenester, tillegges ikke det at et område kan levere økosystemtjenester eksplisitt vekt i vernesammenheng.

Vernevedtak skjer i henhold til naturmangfoldloven kapittel V og fattes av Kongen i statsråd. Vernesakene forberedes av fylkesmannen og av Miljødirektoratet (tidl. Direktoratet for naturforvaltning). Grunneiere, rettighetshavere og andre berørte interesser trekkes inn i verneplanprosessene gjennom omfattende høringer og andre former for dialog med vernemyndighetene. Når nasjonalparker og andre store verneområder er etablert, får berørte kommuner tilbud om å overta forvaltningsmyndigheten for området gjennom deltakelse i politisk sammensatte nasjonalpark-/verneområdestyrer.

Grunneiere og rettighetshaveres økonomiske tap som følge av et vernetiltak skal erstattes. Ved frivillig vern av skog kommer det først tilbud om vern fra private skogeiere.



Figur 15.2 Jotunheimen – en av Norges mest besøkte nasjonalparker.

Foto: Miljøverndepartementet

15.1.3 Prioriterte arter og utvalgte naturtyper

God forvaltning av naturmangfoldet krever at vi ser artene og artenes leveområder i sammenheng. Naturvernloven ga hjemmel til å fastsette forbud mot plukking og uttak (fredning), men leveområdene til arten fikk ikke noen beskyttelse med fredningsvedtaket. Ved *prioritering av arter* blir enhver form for uttak, skade eller ødeleggelse av arten forbudt. Dette omfatter f.eks. hogging av trær der en prioritert fugleart har reir, nedbygging av vannforekomst som er tilholdssted for en prioritert art, eller forurensing eller grøfting, drenering eller gjenfylling i artens leveområde. I vurderingen av om en art skal prioriteres, skal det legges vesentlig vekt på om:

- arten har vist stor bestandsnedgang,
- Norge har et spesielt ansvar for å ta vare på den (ansvarsart), eller
- arten er på lister i internasjonale konvensjoner.

Ordningen med *utvalgte naturtyper* peker på at noen typer natur trenger å tas spesielt hensyn til, og gjelder for alle sektorer. En naturtype er en ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der. Det kan dreie seg om små områder som hule eiker, eller større sammenhengende områder som kystlynghei – begge eksempler på truede naturtyper i Norge. I produktiv skog vil bestemmelsene bare gjelde områder av mindre omfang.

I utvalgte naturtyper skal det tas spesielle hensyn til naturbruk, forvaltning og arealplanlegging. Ved vurderingen av om en naturtype skal klassifiseres som utvalgt vil det særlig legges vekt på om:

- den er en truet naturtype,
- naturtypen er viktig for en eller flere prioriterte arter,
- er en naturtype Norge har et særlig ansvar for, eller
- omfattes av internasjonale forpliktelser.

På samme måte som for områdevern, prioriteres arter og naturtyper etter naturvitenskapelige verdier. Økosystemtjenesteverdier er ikke et kriterium.

15.2 Plan- og bygningsloven

15.2.1 Planlegging etter plan- og bygningsloven

Plan- og bygningsloven skal fremme bærekraftig utvikling til beste for den enkelte, samfunnet og fremtidige generasjoner. Planlegging etter loven

skal bidra til å samordne statlige, regionale og kommunale oppgaver og gi grunnlag for vedtak om bruk og vern av ressurser. Planlegging og vedtak skal sikre åpenhet, forutsigbarhet og medvirkning for alle berørte interesser og myndigheter. Det skal legges vekt på langsiktige løsninger, og konsekvenser for miljø og samfunn skal beskrives. Prinsippet om universell utforming skal ivaretas i planleggingen. Det samme gjelder hensynet til barn og unges oppvekstvilkår og estetisk utforming av omgivelsene⁸.

Kommunene er hovedaktøren i arealplanleggingen som gjelder alt areal som ikke er vernet. De skal ha oppdaterte kommuneplaner, herunder kommuneplanens arealdel, og plikter å utarbeide reguleringsplaner der det er fastsatt i arealdelen og for alle større tiltak. Det vil si at all utbygging (bolig, næring, infrastruktur med enkelte unntak) og uttak av mineralske ressurser skal skje på grunnlag av godkjent reguleringsplan. Kommunene har myndighet til å egengodkjenne planer etter plan- og bygningsloven. Også verneområdene skal inn i kommuneplanen, men eventuelle tiltak kan ikke gå på tvers av verneforskriften.

15.2.2 Statlig styring av lokal planlegging

Kommunene i Norge har altså stor myndighet i arealplanleggingen. Men det er en forutsetning at kommunene også ivaretar nasjonale og vesentlige regionale interesser. Dette kan gjelde miljø og klima, jordvern, friluftsliv, kulturminner, støy, hensynet til biologisk mangfold og andre interesser. Plan- og bygningsloven gir staten flere virkemidler for å sikre at nasjonale interesser blir ivaretatt i arealplanleggingen lokalt:

Innsigelsesinstituttet gir statlige og regionale myndigheter adgang til å fremme innsigelse til forslag til kommuneplanens arealdel og reguleringsplan i spørsmål som er av nasjonal eller vesentlig regional betydning, eller som av andre grunner er av vesentlig betydning for vedkommende organs saksområde. Instituttet er et kraftig virkemiddel overfor kommunen som planmyndighet, og medfører at kommunen ikke kan vedta arealplan med endelig virkning før innsigelsen er trukket eller i siste instans om plansaken blir avgjort i Miljøverndepartementet.

Innsigelsesinstituttet har møtt mye kritikk de siste årene for å forsinke og fordyre planprosessen. I følge en undersøkelse av Asplan Viak og Agenda Kaupang (2012) oppgir kommunene i gjennomsnitt 10 måneder lengre prosess for kom-

⁸ www.lovdatab.no

muneplanprosesser når det fremmes innsigelser enn ellers. Rapporten viser også at miljø og jordvern er de interessene det oftest er knyttet innsigelse til. I tillegg kommer samordnet arealbruk og transportsystem og kulturmiljø/kulturminner høyt. Dette er interesser som har et sterkt nasjonalt fokus og sektorlovverk, og som derved også får fokus i innsigelsessakene. Rapporten viser også at det er bred enighet om at innsigelsesinstituttet har en viktig funksjon for å sikre at både lokale, nasjonale og vesentlig regionale interesser ivaretas i arealplanleggingen, men at det er store utfordringer knyttet til praktiseringen. Utredningen peker spesielt på behov for nye rammer for en bedre og mer enhetlig praktisering av innsigelse om instituttet fortsatt skal ha legitimitet, og fylle den viktige rollen det har i plansystemet.

I Boligmeldingen (Meld. St. 17 (2012–2013)), varsler regjeringen at den vil gjennomgå innsigelsesinnstituttet og vurdere virkemidler for å sikre at ordningen blir brukt i tråd med intensjonene. Spesielt blir det pekt på behovet for en mer enhetlig praksis.

Hvert fjerde år skal Kongen i statsråd utarbeide et dokument med *nasjonale forventninger* til regional og kommunal planlegging. Forventningsdokumentet sammenfatter regjeringens politikk og synliggjør hvilke planoppgaver fylkeskommunene og kommunene forventes å ta tak i og hvilke hensyn de forventes å legge til grunn for sin planlegging. Forventningene, vedtatt første gang i 2011, er relativt generelle og kan ikke betraktes som et virkemiddel som gir direkte statlig styring av arealbruk. Det er heller ikke intensjonen å anviser eller diktere løsninger.

Forventningsdokumentet som ble lagt fram i 2011 omfatter temaene klima, klimaendringer og energi, by- og tettstedsutvikling, samferdsel og infrastruktur, verdiskaping og næringsutvikling, natur, kulturmiljø og landskap, og helse, livskvalitet og oppvekstmiljø (Miljøverndepartementet 2011c). Mange av faktorene som påvirker økosystemer og økosystemtjenester er altså eksplisitt omtalt og det er knyttet forventninger til dem. Forvaltning av økosystemtjenester er ikke eget tema, men selv om begrepet ikke benyttes eksplisitt blir flere viktige tjenester omtalt. F.eks. forventes det at landbruksplanene tar hensyn til opptak av CO₂, at man unngår å bygge ned landbruks-, natur- og friluftsområder, og betydningen av tilgjengelig grønnstruktur og friluftsområder i byene nevnes spesielt. Det forventes videre at det legges til rette for naturbasert verdiskaping, bl.a. innen reiseliv, fiskeri og havbruk, og at reindriftens interesser ivaretas.

På bakgrunn av forventningsdokumentet og regionale og lokale utfordringer skal fylkeskommunene og kommunene utarbeide og vedta henholdsvis regional og kommunal planstrategi i løpet av det første året av valgperioden. I de regionale planstrategiene tar fylkestingene stilling til hvilke regionale planer som skal utarbeides i valgperioden. Viktige tema for regional planlegging er f.eks. knyttet til samordnet areal- og transport, regionale planer for villreinområdene og kystsoveforvaltning. I de kommunale planstrategiene tar kommunestyret stilling til om kommuneplanen skal revideres og behovet for andre viktige planer i valgperioden. Regional planstrategi skal godkjennes av Kongen, mens kommunal planstrategi vedtas av kommunestyret selv.

Regjeringen kan benytte *Statlige planbestemmelser* (tidligere rikspolitiske bestemmelser i plan- og bygningsloven av 1985) for å klargjøre statlig politikk på bestemte områder. Ordningen har imidlertid bare vært brukt i noen få tilfeller, og er da knyttet til bestemte geografisk avgrensede områder, eller tema, som lokalisering av kjøpesentra, eller i forbindelse med avgrensing av større verneområder.

Statlige planretningslinjer (tidligere rikspolitiske retningslinjer (RPR) i plan- og bygningsloven av 1985) gir rammer for kommunenes arbeid med planer etter plan- og bygningsloven, og de gir viktig grunnlagsinformasjon som kommunene skal bygge sin planlegging på. Aktuelle eksempler er statlige planretningslinjer for klima- og energiplanlegging i kommunene, og RPR for vernede vassdrag, RPR for Oslofjorden og RPR for samordnet areal- og transportplanlegging.

Statlig arealplan betyr at staten overtar kommunens rolle som planmyndighet ved å utarbeide og vedta kommunal arealplan. Dette kan gjelde alle de kommunale arealplanene og gir en direkte statlig styring med arealbruksløsningen. Statlig arealplan er lite brukt, men når det brukes, er det gjerne knyttet til statlig infrastruktur og utbygging av viktige samfunnsinstitusjoner som f.eks. sykehus.

I plan- og bygningsloven er det dessuten noen spesielle virkemidler som gir *direkte forbud mot* eller *vilkår for* arealbruk. Det gjelder forbud mot andre tiltak enn fasadeendring i 100 meters-beltet langs sjø, og muligheten for å «fryse» arealbruken ved å fastsette begrensinger i kommunens adgang til å endre deler av kommuneplanens arealdel. Det vil si at arealbruken ikke kan vurderes fritt hvert fjerde år. I lovproposisjonen nevnes jordvern, «markagrenser» og større infrastruktur- og utbyggingsoppgaver som eksempler på saker der bestemmelsen kan brukes, men den er hittil ikke brukt.

Videre kan berørte statlige og regionale myndigheter *starte, og et stykke på vei gjennomføre, planlegging* for å løse planoppgaver av nasjonal eller regional betydning. Samordnet areal- og transportplanlegging, planlegging av sammenhengende natur- og friluftsområder ved byer og tettsteder, samordnet vannplanlegging og kystsonoplanlegging nevnes i loven som aktuelle planoppgaver. Mesteparten av statlig vei- og jernbaneplanlegging foregår etter disse bestemmelsene.

Markaloven (Lov 2009-06-05-35 om naturområder i Oslo og nærliggende kommuner) gir i praksis staten rollen som planmyndighet i nærmere angitte deler av de 19 kommunene som har en del av arealet sitt i Oslomarka. Miljøverndepartementet er øverste forvaltningsmyndighet etter loven.

15.2.3 Regelverket om konsekvensutredninger

Krav til dokumentasjon er et viktig statlig styringsverktøy for å sikre at konsekvenser for nasjonale interesser blir ivaretatt. Regelverket for konsekvensutredninger er spesielt relevant. Regelverket er forankret i plan- og bygningsloven, men

gjelder også for planer og tiltak etter annen lovgivning som kan få vesentlige virkninger for miljø og samfunn. Bestemmelsene om konsekvensutredninger er utdypet i egen forskrift (KU-forskriften).

Frem til 2005 omfattet KU-regelverket kun store utbyggingsprosjekter. Samferdselsprosjekter, vassdragsutbygginger, mineral- og masseuttak, industriltak og store offentlige og private bygg har utgjort en stor andel av tiltak som har vært konsekvensutredet. De senere årene har vindkraftanlegg vært den klart dominerende tiltakstypen. KU-forskriften skiller mellom tiltak som alltid skal utredes (Vedlegg I-tiltak) og tiltak som skal vurderes etter nærmere gitte kriterier med hensyn til KU-plikt.

Begrepene økosystem og økosystemtjeneste benyttes ikke i forskriften (eller i plan- og bygningsloven), og mulig påvirkning av økosystemer og økosystemtjenester er dermed heller ikke et eksplisitt kriterium for utredningsplikt. Imidlertid er påvirkning av både friluftsliv, tilgjengelighet til uteområder, landbruk og reindrift kriterier for utredningsplikt, i tillegg til virkninger på inngrepsfrie naturområder eller områder som er viktige for naturmangfoldet (jf. forskriftens §4).



Figur 15.3 Markaloven gir et generelt byggeforbud i Oslomarka – et område som er nærmeste større tur-område for rundt 1,2 mill. mennesker.

Foto: Marianne Gjørsv

Gjennomførte konsekvensutredninger har særlig vurdert enkeltprosjekters virkninger for ulike miljøtema. Av temaene som etterspørres i forskriften er flere påvirkningsfaktorer for økosystemer og økosystemtjenester (forurensning, transportbehov, energibruk), og noen er økosystemer og økosystemtjenester i vår terminologi (sikring av jordressurser, samisk kultur- og naturgrunnlag, tilgjengelighet til uteområder) i tillegg til virkninger for plante- og dyreliv, men begrepene økosystem og økosystemtjeneste benyttes ikke.

Ved siste revisjon av forskriften (2009) ble det tatt inn en ny bestemmelse om at når flere utbyggingstiltak i et område samlet kan få vesentlige virkninger, så skal tiltakets kumulative karakter med hensyn til andre gjennomførte og planlagte tiltak i utbyggingstiltakets influensområde vurderes. Det foreligger imidlertid ikke dokumentasjon på hvordan denne bestemmelsen har blitt tatt i bruk. En særlig utfordring knyttet til vurdering av sunnvirkninger og kumulative effekter er mangel på gode metoder. I forbindelse med den omfattende planlegging av nye vindkraftverk de siste årene, er det gjort en del metodisk utviklingsarbeid, men det gjenstår fortsatt mye før metodikken er ferdig utviklet og ikke minst før den kan tas i bruk på andre tiltakstyper.

Fra 1. april 2005 ble regelverket om konsekvensutredninger utvidet fra bare å omfatte prosjekter til også å gjelde *planer*. Det omfatter først og fremst kommuneplaner, særlig kommuneplanens arealdel, og regionale planer som gir retningslinjer for utbygging. Et eksempel på det siste er regionale vindkraftplaner, som flere fylker etter hvert har utarbeidet.

Konsekvensutredninger av planer er forutsatt å være på et overordnet nivå, og skal vurdere de samlede virkningene av den samlede utbyggingen som planen legger opp til. Denne type planer vil antakelig ha bedre forutsetninger enn rene prosjektutredninger for å legge en økosystemtilnærming til grunn for utredningsarbeidet. Som sagt gjenstår imidlertid et betydelig metodeutviklingsarbeid før dette kan bli en realitet.

Det pågår for tiden en revisjon av forskriften om konsekvensutredninger. Blant temaene som diskuteres er hvordan utredningskravene etter forskriften bør tilpasses for gi et tilfredsstillende kunnskapsgrunnlag i tråd med naturmangfoldlovens prinsipper om bl.a. samlet belastning og økosystemtilnærming, og som grunnlag for helhetlige vurderinger etter vannforskriften (jf. boks 15.7).

15.3 Spesielt om kommunenes rolle, ansvar og kompetansebehov

Kommunene har altså hovedansvaret for arealplanlegging og arealbruk for de 84 pst. av Norges arealer som ikke er vernet. Men kommunene har også stort ansvar på miljøområdet generelt, og er tillagt myndigheter og plikter etter en rekke lover som gjelder areal og miljø⁹. I tillegg til de lovpå-

⁹ Fjellevloven, forurensningsloven, friluftsløven, kulturminneloven, lakse- og innlandsfiskekloven, markaloven, miljøinformasjonsloven, motorferdselloven, naturmangfoldloven, vass- og kloakkavgiftslova, viltloven, matrikkelloven, geodataloven i tillegg til plan- og bygningsloven (www.miljokommune.no).

Boks 15.1 Plan- og bygningsloven som samordningslov

Planleggingen etter plan- og bygningsloven skal være samordnende, slik at krav i andre lover ivaretas gjennom behandlingen etter plan- og bygningsloven og overflødiggjør særbehandling etter særlov. I den grad det også kreves tillatelse etter særlov, skjer saksbehandlingen integrert. Prinsippet er at alle vesentlige avklaringer er gjort når arealplanen vedtas, og at ingen myndighet i etterkant kan treffe vedtak som endrer forutsetningene for den enkelte plan. Eksempelvis skal jordvern hensyn avveies i den enkelte arealplanprosess, og landbruksmyndighetene kan ikke i etterkant kreve behandling etter jordloven og komme til at arealet likevel ikke kan omdisponeres. Tilsvarende fastsetter naturmangfoldloven prinsip-

per for beslutningstaking i arealplansammenheng, ved at naturverdier og påvirkningen på disse skal dokumenteres. Loven i seg selv setter ingen grense for hva som er akseptable inngrep.

Sektormyndigheter kan kreve supplerende behandling etter sitt lovverk, og vedta vilkår som utfyller den enkelte arealplan. Dette er f.eks. tilfelle for forurensende virksomheter, der det ikke alltid er hensiktsmessig – eller juridisk mulig – å fastsette alle vilkår i en reguleringsplan. Mineraluttak og akvakultur er eksempler, her vil vilkårene være et samspill av virkemidler fra plan- og bygningsloven, forurensningsloven og henholdsvis mineralloven og akvakulturløven.

Boks 15.2 Ulike tiltakstyper krevet ulik planlegging og ulike avveininger

Planlegging av *akvakulturanlegg*, i sjø og større anlegg på land, skjer etter akvakulturloven, men skal følge føringer gitt i kommunale arealplaner. Det må også gis tillatelse etter forurensningsloven. Konesjon etter akvakulturloven gis av fylkeskommunen. Konfliktene knytter seg gjerne til næringsinteresser versus naturvern-, sårbar natur/biologisk mangfold, friluftsliv, fiske- og viltinteresser.

Boligbygging skjer etter pbl med kommunene som myndighet. Kommunale planer kan bygge på regionale planer for langsiktig utbygging. Boligbygging kan være i konflikt med hensynet til naturvern, sårbar natur/biologisk mangfold, strandsonen, friluftsliv, landskap, jordvern, kulturminner eller Rikspolitiske retningslinjer for samordnet areal- og transportplanlegging. Boligbebyggelse beslaglegger 23 pst. av det bebygde arealet i Norge.¹

Fritidsbebyggelse planlegges etter pbl med kommunene som myndighet. Fritidsbebyggelse kan være i konflikt med byggeforbudet i 100-metersbeltet langs sjø og vassdrag, landskaphensyn i ulike typer landskap, villrein og annet naturmangfold, inngrepsfrie naturområder (INON) og landbruks- eller reindriftsinteresser. 8 pst. av Norges bebygde areal er fritidsbygg (SSB, jf. note 1).

Uttak av mineraler behandles både som plan saker etter pbl og konsesjonssaker etter mineralloven og forurensningsloven. Direktoratet for mineralforvaltning gir konsesjon etter mineralloven og Miljødirektoratet (tidl. Klima- og forurensningsdirektoratet) gir konsesjon etter forurensningsloven. Konfliktene gjelder i hovedsak næringsinteresser versus hensyn til naturmangfold, fiskeriinteresser, friluftsliv, forurensning og kulturminner. Mineralnæringen er omtalt i boks 15.8.

Transportanlegg planlegges etter pbl. Anleggene beslaglegger store arealer og det oppstår ofte konflikter mellom nye anlegg og hensynet til biologisk mangfold, kulturminner, naturvern, friluftsliv og jordvern. Veiarealer beslaglegger hele 40 pst. av det bebygde arealet i Norge (SSB, jf. note 1). Dette er langt mer enn andre former for arealbruk. Havner, veier og jernbane bør helst ligge der folk bor og næringsliv er lokalisert, og under 0,5 pst. av bortfallet av inngrepsfrie områder i perioden 2003–2008 skyldes offentlig infrastruktur, – som transportanlegg er en del av.

Kraftledninger, vind- og vannkraftprosjekter var ansvarlig for ca. 40 pst. av det totale bortfallet av inngrepsfrie naturområder i perioden 2003–2008.²

Vindkraftanlegg og kraftlinjer saksbehandles etter energiloven. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har fått delegert myndighet til å avgjøre slike energiprojekter. Eventuelle klager avgjøres av Olje- og energidepartementet. Større vannkraftanlegg behandles både etter energiloven, vannressursloven og vassdragsreguleringsloven. Vedtaksmyndigheten ligger hos Kongen i statsråd. Store eller kontroversielle utbyggingssaker legges først fram for Stortinget.

Mindre vannkraftverk³ behandles etter vannressursloven og NVE har myndighet til å gi konsesjon, med Olje- og energidepartementet som klageinstans. Kraftverk som ikke er til skade eller ulempe av betydning for allmenne interesser trenger ikke konsesjon etter vannressursloven. Et eventuelt konsesjonsfritak avgjøres av NVE. Mindre anlegg er heller ikke omfattet av krav om konsekvensutredning.

Planlegging og godkjenning av energitiltak ble grundig drøftet av planlovutvalget (NOU 2003: 14) og i Ot.prp. nr. 32 (2007–2008). Konklusjonen ble at de store anleggene for produksjon og overføring av elektrisk energi bare trenger konsesjonsbehandling, for å sikre en effektiv og forutsigbar behandling av disse sakene. Konsesjonene omfatter også rett til å anlegge atkomst- og internveger samt ledningsanlegg fram til hovednett.

Energianlegg kan ha store og negative effekter på biologisk mangfold og komme i konflikt med en rekke naturhensyn. Dette er nærmere beskrevet i kapittel 17 om næringsstøtte med mulige uheldige konsekvenser for biologisk mangfold og økosystemer, se spesielt boks 17.1.

For *havner og farleder* er i utgangspunktet kommunen myndighet etter pbl til 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen. Utenfor dette er staten myndighet etter havne- og farvannsloven. I forskrift til havne- og farvannsloven (farledsforskriften) er det imidlertid fastsatt nasjonale farleder og havneområder innenfor grunnlinjen. Havner og farleder kommer i beskjedne grad i konflikt med andre hensyn.

Boks 15.2 forts.

Konsesjoner til *undersøking etter, og utvinning og transport av petroleum* gis med hjemmel i petroleumsløven. Regler om konsekvensutredning er også hjemlet i denne loven. Forurensningsloven

regulerer forurensningen fra petroleumsvirksomheten. Petroleumsvirksomhet kommer særlig i konflikt med fiskeri, reiseliv og rekreasjon.

¹ www.ssb.no/arealstat/

² www.miljødirektoratet.no/inon/

³ Uten reguleringsevne og med installert effekt under 10 MW

lagte oppgavene forventes det at kommuner (og fylker) tar hensyn til klimagassutslipp, energibruk og produksjon av fornybar energi, transport, avfall, landbruk, tettstedsutvikling, byutvikling osv. (Miljøverndepartementet 2011c). Klimatilpassningsutvalget slår videre fast at et styrket plansystem som inkluderer klimatilpassning, synes å være det viktigste grepet samfunnet kan gjøre for å tilpasse seg et endret klima (NOU 2010: 10). Kommunene er også tillagt forvaltningsansvar for verneområdene.

Samtidig viser flere undersøkelser de senere årene at plan- og miljøkompetansen i kommunesektoren er svekket, og at det er et voksende gap mellom de forventninger og krav som stilles og den kapasiteten og kompetansen kommunene besitter (se Nilsen og Langset 2010) for en oppsummering av utredninger om forventninger til og kompetanse i kommunesektoren). Nilsen og Langset konkluderer også med at mangel på kompetanse og kapasitet svekker kommunenes mulighet for å ivareta sitt ansvar som miljømyndighet på en tilfredsstillende måte.

Miljøkompetansen i kommunene ble bygget opp gjennom den såkalte MiK-reformen (miljøvern i kommunene) på 1990-tallet. Ordningen innebar en øremerking av midler til kommunene til ansettelse av miljøvernledere. Resultatet var at 90 pst. av landets kommuner hadde en miljøvernleder i 1997. I 1998 ble midlene frigjort for øremerking og lagt inn i statens overføringer til kommunene som rammetilskudd, og antallet kommuner med slike stillinger gikk tilbake (Nilsen og Langset 2010). Jo mindre en kommune er, desto mindre sannsynlig er det at kommunen har en miljøvernleder. Men rapporten påpeker også at dette i seg selv ikke sier noe om hvorvidt miljøhensyn blir dårligere ivaretatt, det kan også bety at miljøhensyn er bedre integrert i den øvrige administrasjonen. Nilsen og Langset mener videre at de fleste kommuner er for små til å ha spisskompetanse innen alle områder kommunen har ansvaret for. De må enten få veiledning fra fyl-

keskommune eller stat, samarbeide med andre kommuner, formalisere interkommunalt samarbeid eller kjøpe konsulenttjenester.

Miljøverndepartementet har i løpet av de siste årene etablert en rekke programmer og ordninger for å bistå kommunene i å ivareta sitt ansvar på plan- og miljøområdet:

«*Livskraftige kommuner*» er et 5-årig samarbeidsprogram mellom Miljøverndepartementet og Kommunesektorens organisasjon (KS) der kommunene arbeider i læringsnettverk med andre kommuner om konkrete miljøtemaer. Over 200 kommuner har deltatt i programmet, og nesten alle har arbeidet med klima og energi som ett av temaene. Evalueringen viser at samarbeid i læringsnettverk styrker kommunenes evne og vilje til å drive plan- og miljøarbeid. Det ble bevilget ca. 50 mill. kr. til denne kompetansesatsingen fram til 2011.

«*Framtidens byer*» er et samarbeid mellom Miljøverndepartementet og de 13 største byene om å redusere klimagassutslippene og gjøre byene miljøvennlige. Det blir lagt stor vekt på eksempelproduksjon, formidling og læring fra dette arbeidet. Programmet går over perioden 2008–2014 og har en ramme på inntil 200 mill. kr.

Over Miljøverndepartementets budsjett bevilges det midler til *opplæring* bl.a. i den nye plan- og bygningsloven og ny naturmangfoldlov. Det er dessuten gjennomført et større opplæringsopplegg bl.a. for kommunene innen arealloverket de siste årene. Dette er gjort gjennom møter, seminarer, veiledning og nettverk der ulike tema er brakt opp og belyst gjennom eksempler. I samarbeid med KS er det også igangsatt ulike typer relevante etterutdanningskurs for kommunene. Dette kompletteres av arbeidet med å styrke forskning og utdanning, særlig innen planlegging. Det er også gitt støtte til noen høyskole- og universitetsmiljø for å utarbeide skreddersydde etterutdanningstilbud til kommunene.

Nettportalen www.miljokommune.no skal være et saksbehandlingsverktøy for kommunene. For-

målet er å få kommunene til å bruke myndigheten de er tillagt etter forurensningsloven, plan- og bygningsloven, naturmangfoldloven, kulturminneloven og annen miljølovgivning mer korrekt og effektivt enn i dag. Videre skal det forenkles myndighetsutøvelsen. Alle etater under Miljøverndepartementet har bidratt med innhold til nettstedet, som inneholder veiledninger, maler for vedtak, sjekklister og eksempler, samt en oversikt over alle oppgaver kommunen har innenfor miljøområdet. Nettstedet er operativt, men fremdeles under utarbeidelse. Det er planlagt ferdig 1.1.2014.

15.4 Kommunenes økonomi

Som vi var inne på innledningsvis, er arealbruken ikke bare bestemt av regelverket, men også hva som er lønnsomt. Vi påpekte også at lønnsomheten for utbyggere blir påvirket av en lang rekke virkemidler, som vi ikke vil diskutere nærmere her. Men også kommunene er påvirket av inntekts- og lønnsomhetsvurderinger i sin arealpolitikk.

Kommunesektorens inntektsfundament består i hovedsak av lokale skatteinntekter og rammeoverføringer. Utover rammetilskuddet omfatter overføringer fra stat til kommune øremerkede tilskudd og skjønnstilskudd.

Rammetilskuddet for hver enkelt kommune blir fastsatt av Inntektssystemet for kommuner (IS)¹⁰, og er midler kommunene kan disponere fritt innenfor gjeldende lov- og regelverk. Hovedelementene i IS er inntektsutjevning, utgiftsutjevning og regionalpolitiske tilskudd. Dagens system bygger på prinsippet om full utgiftsutjevning, som innebærer at utjevningen skal kompensere for ufrivillige kostnads- og etterspørselsforhold som skaper forskjeller i utgiftsbehov.

Kommunenes *skatteinntekter* består av inntekts- og formueskatt fra personlige skatteyttere, eiendomsskatt og naturressursskatt fra kraftforetak. Skatteinntektene er innlemmet i rammetilskuddet ved at de blir utjevnet i inntektsutjevningen (Kommunal- og regionaldepartementet 2013a). Utformingen av inntektsutjevningen er basert på avveiningen mellom hensynet til utjevning av de økonomiske forutsetningene for et likeverdig tjenestetilbud og hensynet til å gi kommunene muligheter for å påvirke egne inntekter.

Gjennom utgiftsutjevningens kostnadsnøkler, som består av objektive kriterier og vekter, omfor-

deler man midler fra de relativt sett lettdrevne kommunene til de relativt sett tungdrevne. Denne ordningen utjevner forskjeller i utgiftsbehov innenfor syv tjenesteområder: Administrasjon, som inkluderer miljø og landbruk, grunnskole, pleie og omsorg, sosialhjelp, barnevern, helse og barnehage. Haakonsen og Lunder (2009) gjennomførte en vurdering av om det finnes andre kriterier som fanger opp kommunenes utgifter innen miljøområdet på en bedre måte enn dagens kriterier. De konkluderer med at det er vanskelig å finne. Prop. 124 S (2009–2010) legger derfor opp til at miljøvern fortsatt skal fanges opp av basiskriteriet og antall innbyggere, som tidligere.

Hovedhensikten med *øremerkede tilskudd* er at kommunene skal produsere mer av de tjenestene som omfattes av slike tilskudd enn de ville gjort dersom midlene ble gitt som en rammeoverføring. Øremerkede tilskudd er ofte utformet som refusjonsordninger hvor kommunene mottar tilskudd fra staten i forhold til egen ressursinnsats, enten som stykkpris- eller prosenttilskudd. På miljøområdet ble det f.eks. bevilget øremerkede midler fra Miljøverndepartementet via Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) til et lokalt utviklingsfond for de tre berørte kommunene Rollag, Sigdal og Nore og Uvdal på 30 mill. kr over fem år for utvidet vern i Trillemarka-Rollagsfjell (Prop. 124 S (2009–2010)). Imidlertid er øremerkede tilskudd generelt ikke vurdert som en ønskelig finansieringsform for kommunene (Nilsen og Langset 2010).

Kommunal- og regionaldepartementet, via fylkesmennene, fordeler årlig en del av rammetilskuddet til kommuner via skjønn. I følge retningslinjene bør *skjønnstilskuddet* kunne brukes til å løse problemer og utfordringer av både midlertidig og mer permanent karakter, inkludert «særlige miljøutfordringer» (Kommunal- og regionaldepartementet 2013b). Ansvaret for fastsettelsen av størrelsen på de fylkesvise rammer ligger hos departementet. Så vidt vi vet, gis i dag lite skjønnsmidler med miljøbegrunnelse.

Som denne korte oversikten viser, gir dagens inntektssystem ingen eksplisitte insentiver til å ta vare på biologisk mangfold og økosystemtjenester. Derimot vil tilrettelegging for næringsutvikling, sysselsetting, bosetting, hyttebygging og kraftproduksjon gi økte skatteinntekter. Egne insentiver til miljøvern i dagens rammetilskudd er vurdert tidligere. For eksempel kunne indikatorer på kommunens miljøinnsats og miljøresultater vært kriterier i inntektssystemet. Et eksempel på en slik resultatindikator kunne være andel og styrke på bruksrestriksjoner i kommunenes areal-

¹⁰ Inntektssystemet for kommuner er beskrevet i NOU (2005: 18) og Prop. 110 S (2011–2012).

planer. Modellen er imidlertid forkastet med begrunnelse at slike insentiver vil gripe inn i kommunens egne prioriteringer og vurderinger, ved at det ville lønne seg for kommunen å bygge ut en del av tjenestetilbudet fremfor et annet. Kriterier som ikke er objektive (som kommunen selv kan påvirke ved egne prioriteringer) vil kunne medføre at kommunene tilpasser tjenestetilbudet etter hva som gir mest uttelling i IS, heller enn hva som er det faktiske behovet i kommunene. Dette vil kunne medføre en ineffektivitet ved at ressursene ikke settes inn der de kaster mest av seg i form av velferd for kommunens innbyggere, men der de bidrar til å øke kommunens inntekter. Vektlegging av rammefinansieringsprinsippet, som IS er basert på, taler altså for at man ikke skal bruke rammetilskuddet til å påvirke kommunenes prioriteringer, se blant annet Haakonsen (2009).

15.5 Arealplanlegging til havs

Plan- og bygningsloven gjelder ut til én nautisk mil utenfor grunnlinjene. Bruk av havområdene utenfor er statens ansvar. Dette gir rom for en mer økosystembasert forvaltning enn når planleggingen blir begrenset av kommunegrensene.

Forvaltningsplaner for havområdene¹¹ dekker områdene fra grunnlinjen og utover i åpent hav. Formålet med forvaltningsplaner er å legge til rette for verdiskaping gjennom bærekraftig bruk av ressurser og økosystemtjenester og samtidig opprettholde økosystemenes struktur, virkemåte, produktivitet og naturmangfold. En forvaltningsplan skal gi en helhetlig og overordnet plan for ressursforvaltning og bevaring av økosystemer. Ni departementer og en rekke direktorater og forskningsinstitusjoner er involvert.

Forvaltningsplanene omfatter all menneskelig aktivitet som påvirker havmiljøet, og er således mer enn bare arealplaner, men de helhetlige rammene for bruk og vern/beskyttelse av havområdene legges her. Bl.a. på grunnlag av kartleggingen av miljøverdier, biologiske ressurser og sårbarhet, identifiseres særlig verdifulle og sårbare områder i havet som har særskilt behov for beskyttelse. Videre blir de helhetlige rammene for petroleumsvirksomhet fastlagt gjennom forvaltningsplanene for hvert enkelt havområde basert på kunnskap om blant annet miljø og andre næringer. Rammene for virksomhet i åpne

områder kan omfatte miljø- og fiskerivilkår, areal- og boretidsbegrensninger og gjelder for nye utvinningstillatelser. For de delene av havområdet som ikke er åpnet for petroleumsvirksomhet har det i forvaltningsplanene for Norskehavet og Barentshavet – Lofoten blitt tatt stilling til hvor det skal og hvor det ikke skal igangsettes en konsekvensutredning etter petroleumsloven.

Kravene til KU i petroleumssektoren er gitt i forskrift til petroleumsloven. På samme måte som KU-forskriften etter plan- og bygningsloven, er ikke økosystemer eller økosystemtjenester begreper som benyttes. Økosystemtjenesteperspektivet er imidlertid indirekte til stede gjennom kravet om at konsekvenser for næringsvirksomhet skal belyses, i tillegg til dyre- og planteliv, forurensning og andre miljøforhold.

15.6 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

Økosystemene og de tjenestene de yter er uavhengig av kommunegrensene. Dette kan gjøre det krevende å ha et økosystemtjenesteperspektiv på arealforvaltningen, som jo i all hovedsak foregår innenfor kommunegrensene. Utvalget har tatt utgangspunkt i dagens kommunestruktur og ansvarsdeling i sine vurderinger og anbefalinger.

Økonomisk vekst skaper press på arealene og behov for krevende avveininger mellom vern og bruk og mellom ulike bruksområder. Arealplanleggingen er en viktig arena for å avveie ulike interesser, mål og ønsker. Så vidt utvalget kan se, gir naturmangfoldlovens generelle føringer og arealrettede bestemmelser om områdevern, prioriterte arter og utvalgte naturtyper et godt grunnlag for også å verne og beskytte økosystemer. Sammen med plan- og bygningsloven gir den også et solid grunnlag for å legge betydelig vekt på miljøhensyn i forvaltningen av den delen av Norges landarealer som ikke vernes. De formelle kravene til arealplanlegging, utredning og dokumentasjon er omfattende, og har sterkt fokus på å synliggjøre konsekvenser for miljø og samfunn. Plan- og bygningsloven sikrer dessuten at planleggingen er åpen, og at berørte parter inviteres til medvirkning. Kommunene har gode muligheter til å sikre viktige økosystem- og økosystemtjenestehensyn innenfor egne grenser gjennom bruk av plan- og bygningsloven. Landskapsplanlegging og analyse kan kobles inn som grunnlagsverktøy for å synliggjøre økosystemsammenhenger. Fylkeskommunal planlegging kan sikre dette på fylkeskommunalt nivå. I den grad miljømyndighetene sentralt

¹¹ Norskehavet (St.meld. nr. 37 (2008–2009)), Barentshavet – Lofoten (oppdatert i Meld. St. 10 (2010–2011)) og Nordsjøen og Skagerrak (Meld. St. 37 (2012–2013)).

mener lokale og regionale myndigheter ikke tar tilstrekkelig hensyn til nasjonale mål og prioriteringer, inneholder plan- og bygningsloven virkemidler som gir staten denne muligheten.

Selv om rammebetingelsene for arealplanleggingen gjennomgående er gode, er det likevel noen utfordringer, og utvalget drøfter noen av disse i det følgende. En aktuell problemstilling er om økosystemtjenestetilnærmingen kan gi en annen, og bedre, arealforvaltning. Vi starter med å diskutere beslutninger om vern, og om ordningen med betaling for økosystemtjenester kan være en modell for å få til beslutninger som i større grad tar hensyn til økosystemtjenestene. Vi diskuterer også ordninger med økologisk kompensasjon, der det ikke er mulig å finne bedre løsninger for vernede områder. Deretter går vi over til å diskutere rammebetingelsene bak beslutninger om arealbruk. Er verdien av økosystemtjenester tilstrekkelig synliggjort i regelverket for arealbruk og hva kan eventuelt gjøres annerledes? Hva kan gjøres for å bedre kommunenes miljø- og plankompetanse? Bør de ha økonomiske insentiver til å ivareta økosystemtjenester bedre?

Naturmangfoldloven har sikret et godt lovverk, men naturhensyn er ikke i samme grad innarbeidet i sektorlovgivningen. Manglende samordning mellom sektorene kan være en utfordring, og dette er omtalt i kapittel 13.1.

15.6.1 Vern og betaling for økosystemtjenester

Flere naturtyper trenger bedre vern

Som nevnt er rundt 16 pst. av Norges fastlandsareal vernet. Høyfjellsområder dominerer i arealomfang. Områdevernet i Norge (utenom havområder og Arktis) ble evaluert av NINA i 2010 (Framstad mfl. 2010). Evalueringen vurderer om vernet er i tråd med nasjonale og internasjonale mål, herunder mål om representativitet. Evalueringen konkluderte med at vernet areal gir brukbar dekning for de fleste hovednaturtypene, men har mangelfull dekning for skog generelt og produktiv skog spesielt. Skogvernet er i dag i hovedsak frivillig vern og det er finansieringen som begrenser fremdriften, se også boks 15.3.

Også kulturlandskap og ferskvann/våtmark trenger bedre vern i form av skjøtsel og andre sikringstiltak om hele variasjonsbredden av norsk natur skal ivaretas gjennom vernet. Vernet areal i lavereliggende områder i varme vegetasjonssoner og i produktive områder er underrepresentert i verneområdene. Det er i disse områdene vi finner

Boks 15.3 Skogkur 2020

I samarbeid med Naturvernforbundet og SABIMA har Verdens naturfond (WWF) laget et forslag til skogvernstrategi (WWF 2012b). Rapporten tar utgangspunkt i at vi trenger mer skogvern i Norge og anbefaler at det settes klare politiske mål for hvor mye som skal vernes. På grunnlag av internasjonale skogvernforpliktelser og faglige anbefalinger mener organisasjonene at minimum 10 pst. av skogen må vernes innen 2020. Dette må realiseres gjennom frivillig vern, og det anbefales å øke bevilgningene kraftig, til 1 mrd. kr i 2013 og videre til 1,5 mrd. kr per år frem til 2020, til sammen 11,5 mrd. kr.

Rapporten understreker at den mest verdifulle skogen må vernes først. WWF, Naturvernforbundet og SABIMA har utarbeidet et forslag til en opptrappingsplan for skogvernet, med oversikt over hvor mye som må vernes, når det må vernes og hvor mye det vil koste. 50 unike skogområder som bør prioriteres for vern er identifisert. På listen finnes blant annet rike lavlandsskoger, bekkekløfter, kalkskoger, boreal regnskog og olivinfuruskog. Dette er skogtyper som Norge har et internasjonalt ansvar for å bevare. Rapporten påpeker at alle de 50 utvalgte områdene har unike naturverdier som gjør at de må vernes i sin helhet. Et vern av disse områdene vil i stor grad bidra til å bøte på manglene som er påpekt i evalueringen av områdevern i Norge (Framstad mfl. 2010).

det mest varierte naturmangfoldet og flertallet av truede arter. Evalueringen slår videre fast at vernet langt på vei tilfredsstillende krav i internasjonale konvensjoner, men to mangler blir fremhevet. Dette er at vernet ikke er fullt ut representativt og at forvaltningen av verneområdene ikke er god nok.

At et område eller naturtype bidrar med økosystemtjenester er i dag ikke et selvstendig argument for vern i henhold til naturmangfoldloven, det er kvalitetene ved naturen og det biologiske mangfold som tillegges vekt i loven. Som vi har påpekt tidligere er det en nær sammenheng mellom biologisk mangfold og økosystemets evne til å levere tjenester, og områdenes leveranser av økosystemtjenester tillegges derfor vekt indirekte. Et mer eksplisitt fokus på bidraget fra naturen til velferd og økonomi vil likevel kunne

påvirke både omfanget av vern og hvilken natur som vernes.

Betaling for økosystemtjenester

Betaling for økosystemtjenester (*Payment for Ecosystem Services*) er et økonomisk incentivbasert virkemiddel som de senere årene har blitt tatt i bruk som et nytt instrument i forvaltningen av økosystemtjenester internasjonalt. I Norge er frivillig skogvern og ordningen med utvalgte kulturlandskap i jordbruket eksempler på virkemidler som blant annet har til formål å bidra til å stanse tap av biologisk mangfold ved å betale landeiere enten for å verne et område (skogvern) eller for å opprettholde en bestemt type skjøtsel og vedlikehold (utvalgte kulturlandskap)¹². Dagens kompensasjon til skogeiere er kun basert på verdien av fiber/tømmer, selv om en vurdering av verneverdiene ligger til grunn for valg av område. Ved å knytte betalingen til faktiske verdier kan det (1) bli mulig å verne ekstra verdifulle områder (som skogeiere ikke er interessert i å verne med dagens kompensasjonsordning), og (2) virkemiddelet kan bli mer kostnadseffektivt (gitt at ikke gevinsten spises opp av økte administrasjonskostnader).

I litteraturen er betaling for økosystemtjenester ikke ett enkelt virkemiddel, men en samling virkemidler som alle baserer seg på en tanke om at de som eier og/eller disponerer arealer (f.eks. jord- eller skogeiere) som forvalter eiendommen sin på en måte som fremmer produksjon av etterspurte økosystemtjenester skal kompenseres for å gjøre det, og at de som nyter godt av disse økosystemtjenestene skal betale for det. Ordninger med betaling for økosystemtjenester er basert på at partene inngår en *frivillig avtale* der overvåkningsmekanismer og sanksjonsmuligheter sikrer at leveransen av økosystemtjenester opprettholdes. Betaling for økosystemtjenester innebærer at minst én kjøper betaler minst én tilbyder av økosystemtjenester for å sikre en positiv eksternalitet som rent vann, bevaring av biologisk mangfold, karbonopptak eller lignende. Betalingen kan maksimalt være lik betalingsvilligheten til kjøper, og må minimum dekke alternativkostnadene til

eieren ved ikke å utnytte landområdene på annet vis, pluss transaksjonskostnader forbundet med å etablere og forvalte ordningen.

For at ordninger med betaling for økosystemtjenester skal fungere etter hensikten er det blant annet viktig å ha en god forståelse av økosystemtjenestene og hvordan de eventuelt henger sammen med bestemte forvaltningspraksiser eller tiltak. Videre er kunnskap om aktørenes fordele og kostnader knyttet til endret arealbruk avgjørende for å kunne utforme effektive ordninger.

I ordninger som skal sikre vern, blir eiere av landområder kompensert for tapte inntekter eller kostnader de pådrar seg ved at det legges begrensninger på hvordan eiendommen kan forvaltes¹³. Denne typen ordninger er oftest finansiert av det offentlige (på vegne av samfunnet), men det kan også være private aktører som betaler eiere av landområder direkte. Summen som betales er ofte en form for fast-sum knyttet til forvaltningsaktiviteter eller alternativkostnader forbundet med tidligere/alternativ bruk, uten å være gjenstand for forhandlinger mellom kjøper og selger. Dersom alternativkostnadene, faren for degradering av natur og/eller kostnadene ved å implementere et nytt forvaltningsregime varierer betydelig, vil slike ordninger sjelden være kostnadseffektive. Da kan ordninger med anbud eller auksjoner være et godt alternativ. Anbuds- eller auksjonskomponenten sikrer at kjøperen av økosystemtjenester kan velge å inngå avtaler med de selgerne som kan tilby mest av ønsket økosystemtjeneste til lavest pris.

Internasjonalt er ordninger med betaling for økosystemtjenester i dag hovedsakelig knyttet til bevaring og reetablering av våtmarksområder og biodiversitet, bevaring av landskapskvaliteter og karbonfangst og -lagring. En gjennomgang av erfaringer med bruk av ordninger med betaling for økosystemtjenester i Norden og andre OECD-land finnes i Zandersen mfl. (2009).

Utvalget vurderer betaling for økosystemtjeneste-ordninger som et interessant virkemiddel for å øke skogvernet opp til det omfanget som anbefales fra naturfagelig hold. Jo mer skog som skal vernes, desto viktigere er kostnadseffektivitet. Derfor er det viktig at betalingen står i forhold

¹² I 2013 er det bevilget 231 mill. kr til frivillig skogvern over Miljøverndepartementets budsjett. Utvalgte kulturlandskap i jordbruket er et prosjekt der det er inngått avtaler om skjøtsel mellom myndigheter og grunneiere for 22 landskap med store biologiske og kulturhistoriske verdier. Prosjektet samfinansieres over jordbruksavtalen og Miljøverndepartementets budsjett, og det er bevilget 14 mill. kr i 2013.

¹³ Litteraturen bruker ofte begrepet *payment for ecosystem services* om alle ordninger som etablerer markeder for økosystemtjenester som vanligvis ikke omsettes i markeder, uavhengig av om det er frivillig eller ikke å kjøpe eller selge (f.eks. utslippskvoter), eller der det betales for forvaltningspraksis eller vern som ville funnet sted uavhengig av betalingen.

Boks 15.4 Eksempel på ordninger med betaling for økosystemtjenester i USA

USA har lang erfaring med å betale jordeiere for økosystemtjenester. Å betale bønder for å ta jordområder ut av aktiv produksjon har spesielt vært et viktig virkemiddel i landbrukspolitikken. Opprinnelig ble jord tatt ut av produksjon for å øke prisene på jordbruksprodukter eller beskytte jorda, men på 90-tallet ble det økt fokus på å motvirke og redusere landbrukets negative effekter på miljøet. Det amerikanske landbruksdepartementets (United States Agricultural Department) Conservation Reserve Program (CRP) er den største betalingsordningen i landet. Under dette programmet tilbys jordeiere 10–15 års kontrakter for å ta jordområder ut av aktiv landbruksproduksjon. For å være kvalifisert til å inngå kontrakt stilles det krav om at områder må ha vært brukt til jordbruksproduksjon, være sterkt erodert og ligge innenfor et nasjonalt eller statlig prioritert område, eller være viet til istandsetting av våtmarksområder eller utgjøre buffersoner langs elver/bekker eller verneområder.

Som kompensasjon for å ta land ut av produksjon kan jordeierne motta støtte til å plante alternativ vegetasjon som gress eller trær på området, og årlige utbetalinger til å kompensere for tapte inntekter og vedlikeholdskostnader. Jordeiere som vil delta i ordningen må presentere tilbud som spesifiserer landområdet de er villig til å ta ut av produksjon, hva slags vegetasjon de vil etablere på området og hvilken kom-

pensasjon de er villig til å akseptere. Innkomme tilbud blir rangert ved hjelp av en indeks (Environmental Benefit Index – EBI), og de beste tilbudene blir akseptert av myndighetene. Tidligere ble alle tilbud under en fastsatt grense akseptert, men dette ble endret for å oppmuntre jordeiere til by mot hverandre for å øke kostnadseffektiviteten i programmet.

Indeksen som brukes til å rangere tilbudene vurderer faktorer knyttet til evne til å redusere jorderosjon, redusere sedimentering i elver og innsjøer, forbedre vannkvalitet, forbedre luftkvalitet og etablere habitat for dyreliv. Videre vurderes sannsynligheten for at området forblir dekket av vegetasjon over tid og kostnadene ved å inngå kontrakt. Jordeiere kan forbedre sin indeks-skår og på den måten øke sannsynligheten for å få delta i ordningen ved å redusere summen som kreves i årlige kompensasjon, ved å avstå fra å kreve støtte til etablering av vegetasjonsdekke eller ved å etablere et dekke som er mer effektivt som habitat for dyreliv.

Forskning viser at innføring av EBI har økt miljøverdiene fra CRP, men at miljøverdiene fremdeles kan økes ytterligere ved å legge mer vekt på evne til å forbedre vannkvalitet og tilby habitat for dyreliv fremfor ivaretagelse av jordsmonnet. Dette ville øke kostnadseffektiviteten i programmet gjennom at staten ved å bruke samme sum som tidligere vil få større miljøverdier tilbake (Claassen mfl. 2008).

til de tjenestene som ytes. Et opplegg der avtalene om skogvern ble auksjonert bort vil kunne bedre kostnadseffektiviteten ved ordningen.

Ordningen er også interessant for flere økosystemer. Flere naturtyper i Norge har mangelfullt vern og/eller skjøtsel, blant annet våtmark og kulturlandskap. Flere økosystemtjenester fra våtmark er viktige i klimasammenheng og de demper virkningene av både flom og tørkeperioder. En ordning med betaling for disse tjenestene ville anerkjenne våtmarker som en del av den naturlige infrastrukturen som en buffer mot virkninger av flom og annet ekstremvær. Våtmarker er dessuten forholdsvis lette å restaurere.

Vi viser også til anbefalingen fra utvalget som vurderte samfunnets sårbarhet og behov for tilpassing til konsekvensene av klimaendringene (NOU 2010: 10). Mer omfattende bruk av ordninger med betaling for økosystemtjenester er i tråd

med anbefalingen derfra om «*Betre ivaretaking av naturområde for å sikre både naturmangfold og karbonlager gjennom robuste og vel fungerende økosystem, noko som òg reduserer klimasårbarheita.*»

Naturens evne til å motstå ekstremvær og dempe negative effekter av klimaendringer blir også påpekt i Meld. St. 33 (2012–2013) Klimatilpassing i Norge. Meldingen peker spesielt på våtmarkene og økosystemene de yter i form av flomdemping, og på at drenering og nedbygging av myr og annen våtmark bør unngås gjennom en helhetlig arealplanlegging. Det vises også til det pågående arbeidet med å restaurere og bevare våtmarker, og til at en nasjonal plan for restaurering av prioriterte våtmarker er under utarbeiding. Meldingen foreslår imidlertid ingen nye virkemidler for å sikre og utnytte naturens evne til å dempe effektene av klimaendringene.

15.6.2 Økologisk kompensasjon – et mulig supplement til vern?

På norsk brukes begrepet økologisk kompensasjon om lag med samme betydning som *biodiversity offsets* (se boks 15.5) og betegner ordninger hvor utbygger/tiltakhaver etablerer erstatningsområder for viktige naturområder som går tapt eller mister sin funksjon som følge av et konkret tiltak, f.eks. en vei eller kraftutbygging.

Internasjonalt har flere land langvarig praksis med kompensasjon av naturområder. I Europa er Nederland et eksempel, her ble økologisk kompensasjon for å redusere tap av naturområder til store infrastrukturprosjekter innlemmet i statlige føringer allerede i 1993. Det overordnede prinsippet for kompensasjon er der «*unngå, begrenns og kompensere inngrep*». Tyskland har brukt kompensasjonsmetoder siden 1970-tallet og er det landet som har mest utviklet praksis for kompensasjon. I Sverige ble det gjennomført omfattende kompensasjonstiltak i forbindelse med utbyggingen av Botniabanen (1999–2010), som gikk gjennom et stort vernet deltaområde av internasjonal betydning.

Økologisk kompensasjon av naturområder kan omfatte både større skjøtselstiltak, vern av nye områder, restaurering av forringete miljøer og etablering av nye habitater. Både tiltak tett inntil inngrepet og kompensasjonstiltak i andre områder vil kunne betraktes som økologisk kompensasjon. Det må imidlertid stilles klare betingelser til kriterier og krav som må være oppfylt for at et tiltak skal kunne aksepteres som økologisk kompensasjon, både økologiske og juridiske.

Det er ingen etablert praksis med økologisk kompensasjon i Norge, men naturmangfoldloven åpner for at det kan kreves kompensasjon dersom det gis dispensasjon fra vernevedtak, eller ved inngrep i en prioritert arts funksjonsområder. I slike tilfeller kan tiltakshaver pålegges å bære rimelige kostnader ved ivaretagelsen, opprettelsen eller utviklingen av et tilsvarende område eller forekomst.

Utvalget legger vekt på at fremtidig infrastruktur ikke skal berøre viktige naturområder. Det er likevel viktig at mulighetene for økologisk kompensasjon utredes dersom det *unntaksvis* vurderes som nødvendig å berøre vernede områder. Det bør utarbeides klare kriterier for hvordan



Figur 15.4 Kulturlandskap trenger skjøtsel – ordninger med betaling for økosystemtjenester er et mulig virkemiddel for å oppnå dette.

Foto: Marianne Gjorv

kompensasjonsordninger skal utformes for å kunne aksepteres.

Alle naturområder har sine særegne kvaliteter, og det vil aldri være mulig å finne et erstatningsområde som er identisk med området som blir ødelagt. Derfor er det viktig at det vurderes i hvert enkelt tilfelle om erstatningsområdet er egnet til å sikre relevante økologiske prosesser og økosystemtjenester på en tilfredsstillende måte. Økologisk kompensasjon bør bare vurderes når

alle muligheter for å unngå eller redusere omfanget av inngrepet har blitt vurdert på en grundig måte først. Hovedmålet må fremdeles være i størst mulig grad å unngå nedbygging av viktige naturområder.

Når det gjelder kulturlandskap og verdier som identitet, tilhørighet, historie osv. er dette verdier som ikke kan fanges opp gjennom «økologisk kompensasjon» nettopp fordi arealene ansees som unike.

Boks 15.5 Biodiversity offsets og biodiversity banking

Biodiversity offsets brukes med litt forskjellig meningsinnhold i ulike sammenhenger og noen ganger nærmest synonymt med *biodiversity banking* (se under). Det kan imidlertid være nyttig å skille de to begrepene fra hverandre. Definisjonen til Business and Biodiversity Offsets Programme (2013) ser ut til å ha stor oppslutning. Her brukes *biodiversity offsets* som betegnelse på tiltak som iverksettes for å kompensere for gjenværende negative effekter på det biologiske mangfoldet som følger av prosjekter,¹ etter at hensiktsmessige tiltak for å avverge og minimere negative effekter er gjennomført. Målsetningen med *biodiversity offsets* er å unngå netto tap og fortrinnsvis bedre det biologiske mangfoldet med hensyn til artssammensetning, habitatstruktur, økosystemfunksjon og menneskers bruk og kulturelle verdier forbundet med biodiversitet.

Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP)² er et internasjonalt samarbeid mellom bedrifter, finansinstitusjoner, myndigheter og frivillige organisasjoner. BBOP ønsker å hjelpe bedrifter til å ta vare på det biologiske mangfoldet på en økologisk effektiv og økonomisk rasjonell måte samtidig som de forfølger sine foretningmessige målsetninger. Medlemmene samarbeider om å utvikle «*best practice*» for *biodiversity offsets* ved å følge et etablert hierarki for å begrense skader på naturen. Først ved å unngå inngrep hvis mulig, deretter ved å iverksette tiltak for å minimere negative effekter og tiltak for å rehabilitere og restaurere. Etter at de negative effektene er begrenset så langt det lar seg gjøre ved hjelp av disse tilnærmingene kan gjenværende negative effekter kompenseres ved bruk av «*offsets*». BBOPs tilnærming er basert på et sett med prinsipper som bl.a. anerkjenner at det finnes inngrep og effekter det ikke lar seg gjøre å kompensere for,

at det må tas hensyn til bredden av biologiske, sosiale og kulturelle verdier av biologisk mangfold, og at *offsets* må utvikles slik at det er mulig å kvantifisere effektene på biologisk mangfold. BBOP har videre utviklet en standard for *biodiversity offsets* (Business and Biodiversity Offsets Programme 2012) som et hjelpemiddel for bedrifter og investorer som ønsker å se til at internasjonal «*best practice*» følges både når det gjelder å unngå og minimere negative effekter på biologisk mangfold, ved rehabilitering og restaurering, og til slutt ved kompensasjon av gjenværende negative effekter.

Mens *biodiversity offsets* vanligvis spesialdesignes og utvikles for enkeltprosjekter, brukes *biodiversity banking*³ om markedssystemer – basert på *biodiversity offsets* – som gjør «*offsets*» om til rettigheter det kan handles med. Grunneiere eller andre som gjennomfører forbedringstiltak og forplikter seg til å verne biologisk mangfold, kan selge rettigheten til forbedringen. Forbedringen kan i neste omgang kjøpes av en utbygger for å kompensere for negative effekter som følger av en utbygging e.l.l. Rettighetene til forbedringen kan også kjøpes av organisasjoner eller myndigheter som ønsker å investere i bevaring av biologisk mangfold. I så fall tas rettigheten til forbedringen ut av markedet, og kan ikke senere brukes til å kompensere negative effekter. Etablering av systemer for omsetning av slike forbedringer gjør at de positive tiltakene og effektene de kompenserer for ikke trenger å være sammenfallende i tid eller ha noen konkret sammenheng. Grunneiere kan opparbeide og selge rettigheter til forbedringer de gjennomfører og på den måten finansiere forvaltningstiltak, mens utbyggere kan kjøpe rettigheter når de har behov for det. Et etablert system gjør det mulig å lagre rettigheter over tid.

Boks 15.6 forts.

Australias BioBanking⁴ og Bush Broker⁵ er eksempler på systemer som er utarbeidet for å bevare naturlig vegetasjon og truede arter gjennom å selge rettigheter til forbedringer ett sted til utbyggere som medfører negative effekter andre steder. I USA har «våtmarksbanker»⁶, hvor utbyggere som ikke kan unngå å gjøre inngrep i våtmarker kan kjøpe rettighetene til forbedringer andre steder, eksistert siden 70-tallet. Flere andre land har også etablert eller er i ferd med å teste ut

ulike markedsbaserte systemer for omsetning av rettigheter til forbedringer av biologisk mangfold (se f.eks. Morandeu og Vilaysack 2012).

På tross av målsetninger om at *biodiversity banking* skal kompensere for negative effekter på biodiversitet med tiltak som sikrer tilsvarende verdier og funksjoner andre steder, viser erfaring at det i praksis som regel er størrelsen på berørte arealer som brukes som mål når rettighetene til forbedringer omsettes.

¹ Selv om man vanligvis snakker om «biodiversity offsets» eller økologisk kompensasjon i forbindelse med konkrete prosjekter (f.eks. vei eller kraftutbygging), kan tilsvarende mekanismer i prinsippet også brukes til å kompensere for effekter som følger av planer eller programmer.

² <http://bbop.forest-trends.org/>

³ Conservation banking, mitigation banking og wetland banking er begreper som i noen sammenhenger brukes synonymt med og/eller som betegnelse på konkrete systemer for biodiversity banking.

⁴ <http://www.environment.nsw.gov.au/biobanking/index.htm>

⁵ <http://www.dse.vic.gov.au/conservation-and-environment/biodiversity/rural-landscapes/bushbroker>

⁶ <http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/mitbanking.cfm>

15.6.3 Sterkere økosystemtjenestefokus i reglene for lokal planlegging?

Som vi har påpekt foran, benyttes ikke begrepet økosystemtjenester i plansystemet, men mange tjenester fanges opp gjennom andre innganger. Forsyningstjenester fra jordbruk, fiske og rein-drift, karbonbinding og tjenester som vi i kapittel 5 klassifiserte som opplevelses- og kunnskapstjenester (som friluftsliv), skal tillegges vekt i henhold til nasjonale forventninger til regional og kommunal planlegging. Påvirkning av friluftsliv, tilgjengelighet til uteområder, landbruk og rein-drift er kriterier for utredningsplikt etter KU-forskriften. Det er imidlertid ingen krav om at verdiene skal synliggjøres økonomisk.

Mange av økosystemtjenestene høstes lokalt, og lokale planmyndigheter har insentiver til å ta hensyn til dem allerede. Det gjelder særlig forsyningstjenester og opplevelses og -kunnskapstjenester, men også flere regulerende tjenester. Men kommunene kan mangle oversikt over hvilke tjenester den faktisk har tilgang til og hva de betyr for velferd og økonomi lokalt. Bl.a. for å øke bevisstheten om verdien av robuste økosystemer og økosystemtjenester, mener utvalget at hensynet til økosystemtjenester bør reflekteres mer eksplisitt i planleggingsregelverket. Dette er også viktig av hensyn til økosystemtjenester som det i større grad må oppfattes som et nasjonalt ansvar å ta vare på, som mange regulerende tjenester og de fleste grunnleggende livsprosesser (økosystemfunksjoner/støttende tjenester).

Mulig påvirkning av økosystemer og økosystemtjenester bør vurderes som kriterium for utredningsplikt. Det bør også vurderes om KU-forskriften bør kreve at konsekvensene for flere økosystemer og tjenester synliggjøres enn tilfellet er i dag.

Hensynet til økosystemtjenester kan også være et tema i forventningsdokumentet som skal utarbeides hvert fjerde år. Det bør også vurderes om temaet egner seg for en statlig planretningslinje.

Samtidig er utvalget opptatt av at ikke handlingsrommet i arealplanleggingen skal bli for begrenset, og at summen av krav og forventninger som legges på lokale myndigheter skal være akseptabel. En sterk statlig styring av kommunene reduserer kommunenes mulighet til å gjøre egne valg og helhetlige prioriteringer. Jo flere nasjonale mål og forventninger som stilles til kommunene, desto større er risikoen for at målene vil være motstridende. Forventningene til lokal planlegging er full av motstridende mål allerede, det skal legges til rette for både vekst og vern. F.eks. skal det legges til rette for produksjon av fornybar energi, havbruk og uttak av mineralressurser, samtidig som naturhensyn skal ivaretas. En offensiv økosystemtjenestetilnærming i arealplanleggingen må derfor sees i sammenheng med andre krav og forventninger, og staten må signalisere hva som er viktigst. Det er også behov for en sortering og presisering av begrepene. Som nevnt er en del økosystemtjenester allerede innarbeidet i plansystemet, uten at begrepet benyttes.

Boks 15.6 Økosystemtjenester, lokal og regional arealplanlegging og landskapsanalyse

Skal hensynet til økosystemtjenester integreres bedre i arealplanleggingen enn i dag, må kommunene ha kunnskap om hvor disse tjenestene finnes, hva de består i og hva slags verdier de bidrar med.

Med utgangspunkt i Landskapskonvensjonen, er det i senere år utviklet metodikk for landskapsanalyse (Direktoratet for naturforvaltning og Riksantikvaren 2010 og 2011). Landskapsanalyse har som formål å stedfeste kunnskap om natur-/kulturinnhold og sammenhenger mellom disse i et gitt område. Landskapsmetodikkens oppbygging, hvor blant annet landformer, vann og vegetasjonspreg er med på å bestemme typeklassifisering og avgrensing, gjør det sannsynlig at økosystembaserte egenskaper og funksjoner også kan dokumenteres og stedfestes. Dette vil kunne bidra til å synliggjøre økosystemene og hvilke tjenester de yter på en måte som er mulig å integrere i regional og lokal planlegging og beslutninger.

Den europeiske landskapskonvensjonen definerer landskap slik: *Landskap betyr et område, slik folk oppfatter det, hvis særpreg er et resultat av påvirkning fra og samspill mellom naturlige og/eller menneskelige faktorer.*

Norge er forpliktet gjennom Landskapskonvensjonen til å analysere landskapenes karakter og hvilke krefter og trusler som fører til at de endrer seg. I kommunal plansammenheng vil det også være behov for detaljert kunnskap om det enkelte landskapsområde. I formålsrettede landskapsanalyser vil dette være kunnskap som brukes direkte i prosjektplanlegging og konsekvensvurdering av tiltak.

Landskapsanalyse i lokal planlegging tar utgangspunkt i identifisering av unike landskapsområder hvor hvert områdes individuelle særpreg og karakter danner grunnlag for områ-

deavgrensingen. Som støtte for beskrivelse av landskapskarakter, er det utarbeidet en sjekklister basert på fire hovedkategorier av egenskaper: a) fysisk og opplevd innhold (landformer, vegetasjon, arealbruk etc.) b) endrings- og vedlikeholdsprosesser (naturprosesser, jordbruk, skogbruk, bygge- og anleggsprosesser etc.), c) sammenhenger og brudd (geografiske, funksjonelle, historiske sammenhenger), og d) naturskapte og menneskeskapte nøkkelementer (naturfenomen, landemerker etc). Funksjonelle forhold knyttet til aktive naturprosesser og sammenhenger mellom naturgrunnlag og anvendelse er også inkludert i landskapskarakterbeskrivelsen.

I metoden legges det videre opp til en verdivurdering på en femdelte skala (altså ingen økonomisk verdsetting) av hvert enkelt landskapsområde. Verdivurderingen gir grunnlag for å studere i hvilken grad et planlagt tiltak vil påvirke/endre landskapets karakter.

I tabellen er det forsøkt vist prinsipielt hvordan en områdevis sammenstilling av kunnskap om landskapskarakter, verdsetting av landskap og dokumentasjon av økosystemtjenester, kan brukes som grunnlag for vurdering av endret tilstand for økosystemtjenestene i kommunal planlegging (Beskrivelsene er basert på eksempel fra Ringerike kommune, slik de er presentert i Direktoratet for naturforvaltning og Riksantikvaren (2011)).

Landskapskarakteranalyser kan altså bidra til å dokumentere og stedfeste funksjonelle og opplevelsesmessige forhold ved natur og miljø. Økosystemtjenestene kan på den måten bli mer synlig og håndterbare i arealplanleggingen. Det er imidlertid behov for metodeutvikling og utprøving for å teste ut hvordan dette vil fungere i praksis.

Boks 15.6 forts.

Område	Landskapskarakter	Landskapsverdi	Hovedøkosystem	Aktuelle økosystemtjenester Forsynende, regulerende, opplevelse/kunnskap	Tiltak/ annen påvirkning	Vurdring av tiltakets virkning for landskapskarakter og økosystemtjenester
Langenga	Skogkledd åslandskap med ravineformasjoner og bekkeløp som omkranser Hønefoss, noe skogsdrift	<i>Middels</i> Godt synlig og lett tilgjengelig fra Hønefoss og en del av byens karakter	Skog	Materialer Regulering av vannstrøm Beskyttelse av leveområder Nærrekreasjon	Boligbygging	Fjerning av skog og omdisponering til boliger Reduserte rekreasjonsmuligheter
Viul	Meandrerende elvelandskap med skogkledd elvebredder og skrenter. Variert jordbruksmark og gårdsbosetning. Industrihistorie	<i>Middels</i> Områdets historiske betydning med elvetilknytning til industri	Jordbruksområder	Matforsyning Regulere vannstrøm Vannrensing Naturarv (elveløp) Informasjon og kunnskap	Nytt stor skala industribygg	Nedbygging av matjord, fragmentering av kantsoner mot vassdrag
Haug	Mosaikkpreget, småskala jordbrukslandskap med tidsdybde tilbake til jernalder. God hevd tuftet på fruktbare marine avsetninger	<i>Stor</i> Variert og vel-drevet småskala jordbrukslandskap med lang historisk kontinuitet	Jordbruksområder	Matforsyning Opprettholdelse av jordfertilitet Opplevelse og stedsidentitet	Spredt boligbygging	Mulig fragmentering av kantsoner, og spredningskorridorer Betydning for identitet

15.6.4 Behov for mer helhetlig planlegging

Arealplansystemet som er beskrevet i kapittel 15 er utformet for å få til en bærekraftig, hensiktsmessig og forutsigbar bruk av arealene i et administrativt avgrenset område, primært en kommune. Arealplanene dekker som regel flere økosystemer og mange typer infrastruktur og utbygginger. At arealplanleggingen i hovedsak skjer innenfor relativt små geografiske enheter gir flere utfordringer i et økosystemtjenesteperspektiv, og vi skal peke på to:

For det første er kommunens insentiver til å ta hensyn til tjenester de ikke selv har direkte glede av begrenset. Det gjelder både tjenester som først og fremst er et nasjonalt ansvar (f.eks. karbonbinding) og tjenester som først og fremst er et regionalt ansvar (f.eks. å sikre tilgang til urørt natur for nabokommunes hytteeiere).

For det andre kan summen av hver for seg akseptable tiltak gi for høy totalbelastning. Selv om hver enkelt arealplan legger opp til bærekraftig arealbruk og gode avveining mellom ulike

bruksområder, kan summen av alle tiltak gi en uforholdsmessig stor belastning på ett eller flere økosystemer og påvirke evnen til å levere tjenester negativt. KU-forskriften sier at utbyggingstiltakenes samlede effekter skal vurderes, men dette gjelder tiltakene innenfor det aktuelle området og den aktuelle planen.

Fra et økosystem- og økosystemtjenesteperspektiv er det lettere å få til gode avveininger mellom bruk og vern, og mellom ulike bruksområder med en mer helhetlig planlegging. En mer helhetlig planlegging vil også gjøre det lettere å vurdere samlet belastning slik naturmangfoldloven krever.

Nedenfor presenterer vi tre modeller for en mer helhetlig planlegging: arealplanlegging innenfor dagens system men for større områder; økosystembaserte forvaltningsplaner slik vi har for havområdene og mer tematiske planer som Samlet plan for vassdrag og NVEs nye konsekvensutredning av havvind.

Både regionale planer og interkommunalt plan-samarbeid er mulige modeller for planlegging av spørsmål som har betydning for flere kommuner.

Planlegging på regionalt nivå skiller seg fra kommunal planlegging ved at den normalt vil ta opp avgrensede oppgaver. Begge modeller benyttes i dag. De fleste fylkeskommuner har samordnede planer for areal- og transportplanlegging og for friluftsliv. Flere fylkeskommuner har utarbeidet regionale planer for kystsonen, vindkraft, småkraft, fjellområdene (inklusive villrein fjell), grønnstruktur og biologisk mangfold (Prop. 1 S (2012–2013) for Miljøverndepartementet). Miljøverndepartementet, eventuelt i samarbeid med andre berørte departementer, f.eks. Olje- og energidepartementet i energisaker, utgir retningslinjer for hvordan slike planer skal utarbeides.

Regionale planer kan brukes til å stille krav om interkommunale tematiske planer. De kan bidra til at utbygging skjer etter mer helhetlige og langsiktige vurderinger, og slik at konfliktene overfor andre hensyn blir mer akseptable. For utbygginger som krever konsesjon, kan konsesjonsprosessene bli mer effektive og forutsigbare, noe utbyggere også etterspør.

Imidlertid er regionale planer ikke bindende. Det er uklart i hvilken grad planene som lages er gode nok og i hvilken grad gode planer faktisk blir fulgt. For eksempel fikk Rogaland fylkeskommune godkjent sin regionale vindkraftplan av Miljøverndepartementet i 2009. Her er områdene delt inn i ja-, nei- og kanskje-områder (områder med behov for mer utredning). Sommeren 2012 fikk likevel fem vindkraftverk i Rogaland konsesjon, fire av disse ligger i Rogalandplanens nei-områder.

Forvaltningsplanene for havområdene, som vi omtalte i kapittel 15.5, er et verktøy for å forvalte havarealene og økosystemet hav. Forvaltningsplanene tar hensyn til kompleksiteten i økosystemene og sammenhenger mellom de forskjellige økosystemtjenestene, og er planer for bærekraftig bruk av økosystemtjenester, i tillegg til vern av økosystemet. Hav og vann (gjennom Vanndirektivet, jf. boks 15.7) er de eneste store økosystemene som forvaltes i et slikt helhetlig perspektiv i dag. Men modellen kan også benyttes i forvaltningen av andre store økosystemer. Gevinsten ved slike helhetlige og økosystembaserte planer er sannsynligvis størst der det er viktigst å få til gode avveininger mellom de ulike økosystemtjenestene. Skog, særlig bynær skog, og kyst er mulige kandidater. Utvalget som leverte NOU 2009: 16 påpeker også dette:

«Kompleksiteten av arter og økosystemer og mange kryssende interesser og hensyn knyttet til bruk og bevaring gjør at beslutninger om forvalt-

ning av biologisk mangfold bør foretas mest mulig helhetlig. Utvalget tilrår at det utarbeides samlede planer for forvaltning av de viktigste kategoriene av økosystemer, slik det alt foregår med forvaltningsplaner for havområdene og med forvaltning av vassdragene etter EUs vannrammedirektiv. Utvalget ser spesielt behov for en bedre samlet planlegging og forvaltning av kritiske økosystemer, som f. eks. kystområdene med sukkertareskogen i sør og stortareskogen i nord.»

Heller ikke forvaltningsplanene er bindende, og det er et åpent spørsmål i hvilken grad de blir fulgt.

*Samlet plan for vassdrag*¹⁴ ble etablert på 1980-tallet med målsetning om å få til en samlet, nasjonal forvaltning av landets vassdrag, og går på tvers av alle administrative grenser. Planen er stortingsbehandlet gjennom tre stortingsmeldinger¹⁵. Gjennom disse behandlingene har Stortinget vurdert aktuelle utbyggingsprosjekter og rangert dem ut fra konflikt og kraftverksøkonomi. Prosjektene har blitt plassert i ulike kategorier, der de billigste og minst konfliktfylte gir mulighet for å søke konsesjon (kategori I), mens de mest konfliktfylte eller kostbare (kategori II) ikke kan søke konsesjon nå.

Etter 1993 har det vært en administrativ behandling av nye og videreførte prosjekter i Samlet plan. Miljøverndepartementet har delegert ansvaret for den administrative driften av Samlet plan til Miljødirektoratet (tidl. Direktoratet for naturforvaltning). Avgjørelser innen Samlet plan skjer i samråd med Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). NVE har ansvar for den teknisk/økonomiske vurderingen av prosjektet og Fylkesmannen uttaler seg angående allmenne interesser. Stortinget vedtok i 2005 at vannkraftprosjekter med en planlagt installasjon opp til 10 MW eller med en årsproduksjon opp til 50 GWh er fritatt for behandling i Samlet plan.

NVEs strategiske *konsekvensutredning for havvind* (Norges vassdrags- og energidirektorat, 2012) er i samme gate som Samlet plan for vassdrag, men er i en tidlig fase. I henhold til havenergiloven kan etablering av fornybar energiproduksjon til havs kun skje etter at staten har åpnet bestemte geografiske områder for søknader om konsesjon. Før havområder kan åpnes for søknader om konsesjon skal det gjennomføres conse-

¹⁴ Metodikken som er benyttet i Samlet plan er beskrevet i boks 8.2 i kapittel 8

¹⁵ St.meld. nr. 63 (1984–85), St.meld. nr. 53 (1986–87) og St.meld. nr. 60 (1991–92).

kvensutredninger i områdene. Dette er de samme reglene som gjelder for petroleumsvirksomhet.

I den strategiske konsekvensutredningen kartlegges arealbruksinteressene i 15 utredningsområder. Det er gjennomført konsekvensvurderinger for nærings-, samfunns- og miljøinteresser i og rundt utredningsområdene, og områdenes teknisk-økonomiske egnethet er vurdert. Utredningene skal gi et tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for å gi anbefalinger om åpning av områder for konsesjonssøknader om utbygging av havvindkraft.

Etter utvalgets vurdering er alle disse modellene interessante for å få en mer samlet og helhetlig forvaltning av økosystemene og bedre avveininger mellom ulike økosystemtjenester. Hva som er mest hensiktsmessig avhenger av problemstillingen. Er det den samlede belastningen på et økosystem (eller en del av et økosystem) som risikerer å bli for stor, bør planen gjelde økosystemet, men er det samlet belastning fra en aktivitet (eventuelt i et begrenset område) som er for stor, bør planen gjelde aktiviteten. Utvinning av mineraler kan være et eksempel på en aktivitet som bør planlegges mer samlet. Mineralutvinning kan

Boks 15.7 Vannforvaltningsplaner

Vannforvaltningsplanene representerer en form for helhetlig planlegging og forvaltning som er interessant for flere økosystemer og/eller tjenester. Vannforskriften er den norske gjennomføringen av EUs rammedirektiv for vann, som Norge har sluttet seg til gjennom EØS-avtalen. Vannforskriften er hjemlet i forurensningsloven, plan- og bygningsloven og vannressursloven, og er svært mye mer forpliktende enn f.eks. forvaltningsplanene for havområdene eller regionale planer. Bl.a. kan eventuelle brudd på regelverket klages inn til ESA, slik vannkraftkommuner og miljøorganisasjoner har gjort fordi de mener regjeringen ikke satte tilstrekkelig strenge miljøkrav til gamle vannkraftanlegg.

Forskriften deler Norge inn i elleve vannregioner og i tillegg fem internasjonale regioner som vi deler med Sverige og Finland. En vannregion består av ett eller flere tilstøtende nedbørsfelt med tilhørende grunnvann og kystvann ut til en nautisk mil utenfor grunnlinjen. Grensene trekkes altså etter hvor vannet renner, og gir grunnlag for en helhetlig forvaltning av vannet innenfor vannregionen. Nettstedet vannportalen.no gir fyldig informasjon om forskriften og arbeidet med å følge den.

Hovedformålet med vannforskriften er å sørge for at vannmiljøet blir beskyttet og brukt på en bærekraftig måte. Bruksområdene berører en rekke økosystemtjenester. Forskriften krever at tilstanden i vannforekomstene skal kartlegges, overvåkes og vurderes. Den setter konkrete miljømål for alt vann, både i elver, innsjøer, kystvann og grunnvann. For å oppfylle miljømålene skal hver vannregion utarbeide en regional vannforvaltningsplan hvor de fastsetter konkrete miljømål for de enkelte vannforekom-

stene i vannregionene, og et tiltaksprogram som beskriver hvilke tiltak de vil iverksette for å nå disse miljømålene. Vannforvaltningsplanene skal være helhetlig og økosystembasert. Miljømålene for de ulike vannforekomstene avhenger av tilstanden i forekomsten i utgangspunktet. Tiltaksprogrammet skal være basert på samfunnsøkonomiske vurderinger av nytte og kostnader av ulike tiltak. Tiltak finnes bl.a. innen landbruk, kommunale avløp eller kraftproduksjon, eller mot avrenning fra samferdselsektoren.

Vannregionene er nå i gang med å fremkaffe en oversikt over vannkvaliteten i sine respektive områder. Deretter settes miljømål og det utarbeides tiltaksplaner. De endelige vannforvaltningsplanene skal vedtas av fylkestingene som en regional plan etter plan- og bygningsloven og godkjennes av Kongen i statsråd innen utgangen av 2015. Etter seks år, dvs. innen utgangen av 2021, skal miljømålene være oppnådd. Planen oppdateres hvert sjette år.

Godkjent plan skal legges til grunn for fylkeskommunal virksomhet og være retningsgivende for kommunal og statlig planlegging og virksomhet i vannregionen.

I følge Stokke og Indset (2012), innebærer implementeringen av direktivet store utfordringer for forvaltningen. En rekke forskjellige sektorer og forvaltningsnivåer har myndighet og det knytter seg mange og sterke tradisjoner til bruk av vannressursene, som fiskeri, oppdrett, vannkraft, landbruk, industri og friluftsliv. De mange involverte brukerne og aktører med forvaltningsansvar har motsetningsfylte interesser og preferanser, og det er tidvis stor uenighet om ansvar og virkemiddelbruk.

komme i konflikt med naturmangfold og landskapsvern, og økosystemtjenester som fiske og friluftsliv. En samlet plan vil kunne avklare nærmere hvilke mineralressurser som er aktuelle for utvinning og hvilke som ikke er aktuelle.

Akvakultur er et annet eksempel. Både et ekspertutvalg oppnevnt av Fiskeri- og kystdepartementet (arealutvalget, Gullestad mfl. 2011) og Riksrevisjonen (2012a) etterlyser en mer samlet vurdering av arealbruken langs kysten og en samling av flere anlegg i færre, men større områder. Utbyggingen av vind- og småkraft er andre eksempler med potensielt store konflikter med andre hensyn og tilsvarende behov for en mer planlagt utvikling. Både energiprosjekter, oppdrettsanlegg og mineralutvinning kan i prinsippet planlegges gjennom regionale planer utarbeidet av fylkeskommunene eller som strategiske konsekvensutredninger utarbeidet av staten, jf. prosessen med å kartlegge aktuelle områder for vindkraft i havet og Samlet plan for vassdrag. Akvakultur er imidlertid også et tema som kunne tenkes å bli planlagt mer samlet gjennom en forvaltningsplan for kystsonen. Slike planer vil også bidra til å gi forutsigbarhet for næringene.

Regionale planer, enten de er for et økosystem eller for en spesiell type utbygginger, er mest i tråd med dagens ansvarsdeling mellom staten, fylkeskommuner og kommuner. For hav, enten det gjelder forvaltningsplaner for økosystemet eller utbygging av energiinstallasjoner, er forholdet mellom staten og regionale og lokale myndigheter i mindre grad en problemstilling, men for andre økosystemer og utbyggingsprosjekter må de ulike institusjonelle nivåenes roller og ansvar avklares.

Samtidig som samlede perspektiver er viktig, er hensyn til lokal involvering, utnyttning av lokal kunnskap, historie og erfaring og nærhet til beslutninger viktige argumenter for at kommunene fortsatt har en overordnet styring med arealbruk innen kommunens grenser.

15.6.5 Behov for bedre plan- og miljøkompetanse i kommunene

I kapittel 15.3 viste vi til utredninger som viser at kommunesektorens kompetanse og ressurser ikke står i rimelig forhold til det ansvaret de har for planlegging og miljø, spesielt i små kommuner. Etter utvalgets oppfatning er det avgjørende å styrke denne kompetansen for å sikre god forvaltning av økosystemene og de tjenestene de yter. Utvalget ser det imidlertid som lite realistisk, og sannsynligvis heller ikke hensiktsmessig, å få til en styrking av ressursituasjonen i alle landets

kommuner a la MiK-reformen. Plan- og miljøoppgavene er mange og kan være svært varierende. En liten kommune risikerer å måtte håndtere alt fra mineralsaker til hyttebygging, samtidig som den skal ivareta de nasjonale forventningene til energibruk, klima, universell utforming osv. Andre kommuner kan ha lite utbyggingspress og få utfordringer knyttet til å innfri nasjonale forventninger og nå nasjonale mål.

Det kan derfor være mer effektivt å dekke kompetansebehovet gjennom mer sentralisert satsing, fremfor at hver kommune skal ha tilstrekkelig plan- og miljøkompetanse til å håndtere alle typer saker. Utvalget vil spesielt peke på muligheten for å etablere, eller styrke eksisterende, natur- og miljøkunnskapsklynger hvor flere kommuner deler på kompetansestillinger som inngår i større fagmiljøer. Dette kan skje uformelt, eller mer formelt gjennom interkommunalt samarbeid om arealforvaltning. Det siste ble foreslått av Nilsen og Langset (2010), som har vurdert tiltak for å styrke miljøvernarbeidet i kommunene på oppdrag av Miljøverndepartementet. I følge Nilsen og Langset ligger dagens kompetanseutfordringer først og fremst i kommunestrukturen, både fordi dagens inndeling er lite funksjonell i forhold til de oppgavene kommunene har, og fordi små kommuner har små og sårbare fagmiljøer og rekrutteringsproblemer. Gitt dagens kommunestruktur mener de at et mer forpliktende samarbeid mellom kommunene, fortrinnsvis gjennom formalisert interkommunalt samarbeid, kan være et alternativ. Interkommunalt samarbeid er inngått på mange andre samfunnsområder for at også små kommuner skal kunne høste noen av stordriftsfordelene som finnes i kommunal planlegging og drift, bl.a. innen kommuneadministrasjon, helse-tjenester og kultur. Forpliktende og formalisert interkommunalt samarbeid kan, i følge Nilsen og Langset, styrke lokal kompetanse og kapasitet gjennom større og mer robuste fagmiljøer, og det legger til rette for et grenseoverskridende perspektiv på miljøutfordringene. Det siste kan være svært relevant når fokus er på økosystemer og økosystemtjenester – disse følger sjeldent kommunegrensene. Nilsen og Langset foreslår videre å stimulere til kommunesamarbeid gjennom en ny øremerket insentivordning over Miljøverndepartementets budsjett, slik at kommuner som inngår forpliktende interkommunalt samarbeid mottar økte statlige tilskudd. Både engangstilskudd for å finansiere etableringskostnader og årlige bevilgninger for å finansiere driften av samarbeidstil-taket er mulig. Etter utvalgets oppfatning er dette en interessant modell for å styrke kapasiteten og

kompetansen i kommunesektoren. Enten samarbeidet skjer i mer uformelle kunnskapsklynger eller gjennom et formelt interkommunalt samarbeid krever tiltakene økt statlig finansiering. Styrket veiledningskapasitet i fylkene er en annen mulighet, som kan innføres parallellt med ordninger som styrker kommunene. Også dette vil kreve økt statlig finansiering.

Sist, men ikke minst, vil vi minne om at kunnskap om arealtilstanden er avgjørende for å kunne lage gode planer. Det er nødvendig å få til et samordnet system for kartlegging og overvåking av arealbruken og bedre tilgang til kart og geografisk miljøinformasjon. Videre er det viktig med enkle og gode nettbaserte veiledere til kommunene på plan- og miljøområdet, som www.miljostatus.no og www.miljokommune.no. Dette kan også bidra til å øke kvaliteten på planer og konsekvensutredninger. Det er også viktig å systematisere og formidle relevante eksempler på best praksis. Etablering og drift av plan- og miljøfaglige nettverk er fortsatt viktig. Trolig er det også nødvendig å styrke planleggerutdanningen.

Naturmangfoldlovens og KU-forskriftens krav om å synliggjøre og vektlegge summen av påvirkninger på naturen er både svært viktig og svært krevende. Det må utvikles metoder som kan håndtere slike affekter.

15.6.6 Større økonomiske insentiver for kommunene

Som vi påpekte tidligere, har kommunene insentiver til å ta vare på økosystemtjenester som høstes lokalt, men færre insentiver til å ta vare på tjenester med nasjonal eller mer regional betydning. Ulike ordninger i plan- og bygningsloven skal bidra til at nasjonale og regionale hensyn ivaretas, inklusive nasjonale og regionale miljøhensyn. Etter utvalgets oppfatning bør kommunene i tillegg ha økonomiske insentiver til å ta vare på økosystemtjenester av nasjonal og regional betydning. Sammenliknet med styring gjennom lovverket, kan økonomiske insentiver ha den fordel at de gir kommunene større grad av valgfrihet i å oppnå bestemte miljømål. I tillegg til at selvrådrett kan være ønskelig i seg selv, kan friheten eller fleksibiliteten også gjøre at miljømål oppnås til lavest mulige kostnader (kostnadseffektivt). I inntektssystemet er det imidlertid ingen slike insentiver, insentivene trekker heller i retning av å legge til rette for økt bosetting og sysselsetting, og flere eiendommer generelt og vannkraftproduksjon spesielt.

Det er en rekke ting som bør vurderes i den konkrete utforming av et slikt økonomisk insentivsystem, i tillegg til mulige effekter på kommunes andre oppgaver. For det første må det vurderes på hvilke områder kommunene påvirker biologisk mangfold og grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) og på hvilke områder insentivene dermed kan ha en effekt. For å finne frem til gode indikatorer for biologisk mangfold og grunnleggende livsprosesser (støttende tjenester) på lokalt nivå, bør det foretas en gjennomgang av hvordan datagrunnlaget for naturindeksen kan styrkes, slik at naturindeksen kan brukes som forvaltningsverktøy for kommuner. Det kan ta tid å etablere et tilstrekkelig omfattende datagrunnlag. I tillegg til direkte indikatorer for biologisk mangfold, kan det derfor på kommunalt nivå være nyttig å supplere naturindeksen med indirekte indikatorer, som f.eks. arealer med bruksrestriksjoner (som kan antas å ha en sammenheng med biologisk mangfold), der data er tilgjengelig for hver enkelt kommune. Arealbruksendringer er den viktigste årsaken til reduksjon i biologisk mangfold, og påvirkningen på biologisk mangfold er resultat av samspillet mellom private aktører og kommunal forvaltning. Hvis det i praksis viser seg vanskelig eller umulig å måle resultater av kommunenes tiltak på økologisk tilstand og økosystemtjenester, kan man i stedet eller i tillegg belønne kommunens innsats for å ta vare på biologisk mangfold. Hvor stor belønningen skal være, f.eks. knyttet til tapt inntekt lokalt eller kostnader ved tiltak, er et sentralt punkt. Det kan også være gode grunner for å belønne samarbeid mellom tilgrensede kommuner slik at effektene totalt sett blir større enn enkeltvis, kommunal innsats (såkalt «agglomeration bonus» i litteraturen).

I tillegg må et eventuelt insentivsystem ses i sammenheng med andre virkemidler i norsk politikk og forvaltning. For privat grunn kan det i mange sammenhenger være mer effektivt å betale grunneiere direkte, som f.eks. under den frivillige verneordningen for skog. Nøyaktig hvordan midlene skal deles ut må også utredes, det vil si om de skal være en del av skjønnsmidlene, øremerkede tilskudd eller fordeles via rammeoverføringene. Utvalget som vurderte hvordan bærekraftig utvikling bedre kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser (NOU 2009: 16) tar blant annet til orde for å styrke ordningene under naturmangfoldloven og «andre ordninger knyttet til tilskudd til kommunene, og kraftigere og mer effektiv bruk av fylkesmannens skjønnsmidler» som det mener kan gi «viktige insentiver til bedre lokal forvaltning av biologisk mangfold». Under naturmangfoldloven er

det etablert to tilskuddsordninger for ivaretagelse av prioriterte arter og utvalgte naturtyper, administrert av Miljødirektoratet (tidl. Direktoratet for naturforvaltning). Kommunen er en av flere aktører som kan søke på disse tilskuddene.

15.6.7 Utvidet bruk av avgifter

Naturavgift

Innledningsvis i dette kapitlet påpekte vi at når utnyttelsen av et økosystem eller en økosystemtjeneste er så høy at den ikke lenger er bærekraftig, vil hver aktørs bruk/høsting påføre samfunnet kostnader som den enkelte ikke uten videre vil ta hensyn til. Det oppstår en ekstern effekt som myndighetene bør sørge for blir internalisert – eller synliggjort – slik at de som utnytter ressursene tar hensyn til kostnadene for samfunnet.

Nesten alle former for arealbruk forårsaker eksterne kostnader. Plan- og bygningsloven, naturmangfoldloven og eventuelle sektorlover skal bidra til at de eksterne kostnadene blir internalisert i beslutninger om arealbruk, og sørge for en fornuftig avveining mellom vern og utbygging og mellom de ulike økosystemtjenestene der de står i motsetning til hverandre. Men som vi diskuterte i avsnittet foran kan det være behov for supplerende virkemidler. Som vi også påpekte, er det få eksempler på bruk av økonomiske virkemidler i arealforvaltningen¹⁶. Dersom utbyggere og andre tiltakshavere i tillegg ble stilt overfor kostnadene som inngrepet forårsaket i form av tap av biologisk mangfold og økosystemtjenester, ville utbygger både ha incentiver til å minimere inngrepet og til å finne andre løsninger. Prinsippet om at miljøpåvirker betaler ville blitt ivaretatt, og kostnadene ved naturinngrep ville i ennå større grad enn i dag bli internalisert i beslutningsprosessen.

I 1996 leverte Grønn skattekomisjon en NOU om hvordan skatte- og avgiftspolitikken burde utnyttes for å oppnå høy sysselsetting og bedre miljø (NOU 1996: 9 *Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting*). Grunntanken var å skattlegge miljøbelastninger hardere, og å bruke provenyet til å redusere beskatningen av arbeidskraft. Mange av kommisjonens forslag til nye eller økte miljøavgifter ble fulgt opp. Ett av forslagene som ikke ble fulgt opp, og som er spe-

sielt relevant for *dette* utvalget er forslaget om å utrede en naturavgift:

«Kommisjonen vil anbefale at en naturavgift utredes i sin fulle bredde og at arbeidet gis høy prioritet. Slike avgifter vil kunne bidra til at f.eks. utbyggerne av vassdrag og veier, samt forsvarets virksomhet, står overfor kostnadene ved naturinngrep. Tilsvarende gjelder for eventuelle nye avgifter på konsesjoner i kraftsektoren. Kommisjonen anbefaler at det som ledd i arbeidet foretas en nærmere klassifisering av arealer, slik at det muliggjør et avgiftssystem som differensieres etter type naturinngrep. Provenypotensialet kan først anslås på bakgrunn av ytterligere utredninger.»

Forslaget ble langt på vei avvist i Revidert nasjonalbudsjett for 2003 (St.meld. nr. 2 (2002–2003)):

«En nærmere vurdering viser at det knytter seg en del problemer til innføring av en naturavgift. Blant annet vil det medføre både prinsipielle og metodiske problemer i å verdsette de berørte arealene. Arealene i ulike deler av landet er så lite ensartede at en treffsikker avgift vil måtte bestå av veldig mange avgiftsklasser. Det kan være vanskelig å utforme avgiften slik at den virker etter hensikten, og avgiften vil også være kostbar å administrere. Dette gjør at Regjeringen ikke ser det som realistisk at en naturavgift kan bli et egnet virkemiddel for å bevare det biologiske mangfoldet. Regjeringen foreslår derfor at utredningen av en naturavgift/arealavgift stilles i bero.»

Vi mener spørsmålet om naturavgifter har fått ny aktualitet, både på grunn av forpliktelsene Norge har påtatt seg gjennom konvensjonen om biologisk mangfold, det økte fokuset på økosystemtjenester og det økte presset mot arealene gjennom ordningen med elsertifikater og utfordringene knyttet til havbruksnæringen. Nærings- og handelsdepartementets strategi for mineralnæringen har økt aktualiteten ytterligere (Nærings- og handelsdepartementet 2013). Metodene for økonomisk verdsetting av arealer har dessuten utviklet seg mye de senere årene. Vi mener derfor at spørsmålet om en nasjonal naturavgift bør vurderes på nytt. Som del av denne utredningen bør det inngå en vurdering av om inntektene fra naturavgiften bør øremerkes til et eget nasjonalt fond for å øke forståelsen for og legitimiteten av en slik avgift. Organisering og formål for et slikt eventuelt fond må også være del av utredningen, men

¹⁶ Et viktig unntak er ordningen med frivillig vern av skog, her mottar skogeieren en betaling for å levere en positiv eksternalitet, altså en gevinst som samfunnet har glede av, men som skogeieren selv ikke uten videre ville tatt hensyn til.

Boks 15.8 Mineralstrategien

Mineralvirksomhet kan ha omfattende negative konsekvenser for naturen, både gjennom selve driften og gjennom disponeringen av restprodukter og avfall. Uttak av mineraler fører med seg inngrep i naturen og endringer i landskap, som kan ha negative konsekvenser for naturtyper, arter og friluftsliv. Veier og annen anleggsvirksomhet kommer i tillegg. En del mineraluttak benytter kjemikalier som kan gi utslipp av forurensning til jord og vann. Som regel er det likevel restmassene fra mineralutvinningen som skaper de største konfliktene. Mineraluttak gir betydelige mengder restmasser som kan ødelegge grunnen og arters levekår der de deponeres. Restmassen kan også inneholde kjemikalier. Både deponi på land og til sjøs kan ha miljøkonsekvenser.

Mineralnæringen er i dag en liten næring i Norge. Imidlertid har den kraftige økningen i råvarepriser de siste årene medført at det nå vurderes utvinning fra mange mineralressurser som tidligere ikke ble vurdert som kommersielt interessante, og en oppblomstring av mineralproduksjon mange steder i verden. Våren 2013 la regjeringen Stoltenberg II frem sin Strategi

for mineralnæringen (Nærings- og handelsdepartementet, 2013). I følge strategien har Norges geologiske undersøkelse anslått verdien av metallressurser som vurderes som lønnsomme å utvinne til om lag 1 400 mrd. kr. I tillegg kommer verdien av puk- og grusressurser, naturstein, kull og industrimineraler. Målet for strategien er at Norge skal være et attraktivt land å drive mineralvirksomhet i. For å oppnå dette, legger strategien opp til en rekke tiltak for å øke lønnsomheten og forutsigbarheten i næringen. Bl.a. skal Norges mineralressurser kartlegges, låne-, garanti- og tilskuddsordninger skal styrkes, kompetansen skal utvikles og det skal satses på FoU. Planleggingen av mineraluttak skal bli enklere og mer forutsigbar, blant annet skal det utarbeides veiledningsmaterieell og stilles tydelige krav til konsekvensutredningen, og kommunene skal kunne få bistand fra Direktoratet for mineralforvaltning i prosessen. Strategien varsler ingen nye miljøavgifter eller grunnrente for næringen. Strategien erkjenner næringens miljøutfordringer, og signaliserer bedre veiledning og kunnskapsutvikling, inklusive om sjødeponi, som fortsatt er tillatt.

det er naturlig at hovedformålet er forbedret kunnskap om og praksis for forvaltning av norske økosystemtjenester. Det nye Miljødirektoratet er en mulig forvalter av et eventuelt fond.

Skatt på grunnrente

Utvalget mener også spørsmålet om grunnrenteskatt er relevant. Grunnrente er avkastning til arbeidskraft og kapital ut over normal avkastning (boks 15.9). Denne ekstraordinære avkastningen kan brukes til å dekke opp for en mindre effektiv drift enn ellers i økonomien – som ellers ville ha ført til underskudd og nedlegging av virksomheten, den kan brukes til ekstra avlønning av arbeidskraften og/eller kapitalen i grunnrentenæringen eller den kan trekkes inn til fellesskapet gjennom grunnrenteskatt. I samfunnsøkonomien er skatt på grunnrente anerkjent som en effektiv måte for myndighetene til å skaffe seg inntekter. I motsetning til f.eks. skatt på arbeidsinntekt (som får folk til å jobbe mindre) eller kapitalinntekt (som får folk til å investere mindre), påvirker ikke grunnrenteskatten hvordan aktørene tilpasser seg siden avkastningen uansett er høyere i grunnren-

tesektorene enn i andre sektorer, – helt til all ekstraordinær profitt er «skattet bort»¹⁷.

Spørsmålet om grunnrenteskatt dreier seg først og fremst om man mener fellesskapet – gjennom sentrale og/eller lokale myndigheter – bør få det ekstraordinære overskuddet fra knappe, «gratis» naturressurser, eller om det bør tilfalle arbeidskraften og kapitalen i de aktuelle næringene. Det er også et spørsmål om å utforme et effektivt skattesystem siden grunnrenteskatt er den eneste praktisk gjennomførbare skatteformen som ikke medfører uønskede tilpasninger¹⁸. Men,

¹⁷ Et velkjent resultat fra skatteteorien er skatter som korrigerer for eksterne kostnader bør være statens første inntektskilde. Slike skatter skaper uønskede tilpasninger som bedrer økonomiens virkemåte. Men slike skatter er sjeldent tilstrekkelig til å finansiere statens utgifter, og grunnrenteskatter bør være inntektskilde nummer to. Grunnrenteskatter skaper i teorien ingen vridninger og påvirker ikke effektiviteten i økonomien. Det er først når potensialet for eksternalitetskorrigerende skatter og grunnrenteskatter er fullt utnyttet at staten bør innføre andre skatter (merverdavgift, skatt på arbeid osv.) siden dette er skatter som skaper uønskede tilpasninger og påvirker økonomiens virkemåte negativt.

¹⁸ Tilsvarende vil en eksternalitetskorrigerende skatt skaffe staten inntekter, på samme måte som en grunnrenteskatt.

siden mange av aktivitetene som gir grunnrente også forårsaker eksterne kostnader, kan ikke spørsmålet om grunnrentebeskatning sees uavhengig av spørsmålet om skattlegging av negative eksternaliteter. Grunnrente gjør produksjonen mer lønnsom enn normalt, dersom den ikke trekkes inn som skatt. Næringer som belaster miljøet bør ikke tillates å være mer lønnsomme enn normalt. Skatt på grunnrente vil redusere lønnsomheten og dermed virksomheten i sektoren, på samme måte som en eksternalitetskorrigerende skatt.

I grunnrentenæringer som belaster naturen har man med andre ord et argument for å pålegge grunnrenteskatt ut over behovet for å skaffe sta-

ten inntekter på en mest mulig effektiv måte, og sørge for at den er høy nok til at hele den ekstraordinære fortjenesten tilfaller fellesskapet. Imidlertid er det komplisert, og langt utenfor utvalgets mandat, å avgjøre hvilke aktiviteter som faktisk høster grunnrente og hvor stor den eventuelt er. Markedspriser og kostnader kan gjøre at det ikke er noen grunnrente, som innen jordbruk og for vindkraft, eller den kan brukes for å oppnå politiske mål som å sikre bosetting og arbeidsplasser i områder hvor det er få alternativer, slik som i fiskeriene. Vi har heller ikke vurdert om grunnrenteskatten i petroleum og vannkraft trekker inne hele grunnrenta eller om noe blir igjen i sektorene. Vi vil likevel peke på mineralnæringen som

Boks 15.9 Grunnrente

Grunnrente er avkastning på arbeidskraft og kapital ut over avkastningen man ville oppnå i andre anvendelser. Ofte vil kilden til denne ekstraordinære avkastningen være en gratis innsatsfaktor, f.eks. en naturressurs. I noen tilfeller, f.eks. for fisk, skog og landbruk kan man si at det er økosystemtjenestene som er kilden til grunnrenta.

Grunnrente forutsetter at ressursen er begrenset, i motsatt fall vil fri etablering presse avkastningen ned mot det normale. Grunnrente kan også oppstå i tilknytning til ressurser som er politisk eller administrativt begrenset, f.eks. gjennom utslippstillatelser, produksjonskvoter, konsesjonssystemer eller andre adgangsbegrensninger.

Særlig innenfor sektorer som utnytter naturressurser forventer man å finne en grunnrente. For Norges vedkommende vil det si innen petroleumsutvinning, kraftproduksjon, mineralutvinning, skogbruk, jordbruk og fiske.

Det er imidlertid ikke slik at alle naturressurser gir en grunnrente. Det finnes f.eks. mange naturressurser som ikke utvinnes fordi kostnadene er for høye i forhold til markedets betalingsvilje. Vindkraft er et eksempel, – vindkraft er avhengig av kraftig subsidiering for å bli bygget ut og gir neppe noen grunnrente. Videre kan markedsprisen være for lav til å gi noen ekstraordinær avkastning, som tilfellet er for jordbruksprodukter. Ikke minst kan ikke bærekraftig uttak av ressursen fjerne grunnrenta, jf. boks 2.3 om allmenningens tragedie.

Dessuten, der hvor det finnes en grunnrente er det ikke sikkert at den kan observeres, den

kan «spises opp» av ineffektiv organisering, produksjon eller liknende. Grunnrenta gjør det nemlig mulig å drive en virksomhet med lavere enn normal avkastning til arbeidskraft og kapital fordi en viktig innsatsfaktor kan høstes gratis. Innen fiskerisektoren er det f.eks. en betydelig, men ikke-observert grunnrente, som tillater diverse begrensninger og reguleringer som gjør fiskeriene mindre effektive enn de kunne vært. Fordi fiske har stor betydning for sysselsetting og økonomi langs kysten, brukes grunnrenta bl.a. til å ha en høyere kapasitet og sysselsetting i næringen enn det som er strengt nødvendig.

I næringer som derimot gir normal avkastning til arbeidskraft og kapital, vil forekomsten av en gratis innsatsfaktor gi en observerbar, ekstraordinær avkastning. Denne avkastningen kan tilfalle eierne av kapitalen gjennom høyere kapitalavkastning enn normalt, arbeidskraften gjennom høyere lønninger enn normalt, og/eller myndighetene gjennom grunnrenteskatt, konsesjonsavgifter, produksjonslisenser eller liknende. I Norge har vi grunnrenteskatt på petroleumsutvinning på 50 pst. som tilfaller staten, og på produksjon av vannkraft på 30 pst. som deles mellom staten og vertskommunene. En del av grunnrenta fra petroleumsvirksomheten må også antas å tilfalle kapitalen og arbeidskraften både i petroleumsnæringen og i næringer som leverer varer og tjenester til denne. Det er ingen grunnrenteskatt på høsting av andre naturressurser som fisk, skog og mineraler, og heller ikke på arealer.

en næring der grunnrenteskatt bør vurderes. I følge regjeringens strategi for mineralnæringen er det betydelige verdier knyttet til å utvinne norske mineralressurser. Dette dreier seg om begrensede naturressurser, og potensialet for å høste en grunnrente kan være til stede. Mineralutvinning medfører store naturinngrep og kan også gi utslipp av forurensende stoffer. Likevel varsler mineralstrategien verken grunnrenteskatt eller nye virkemidler for å internalisere eksterne kostnader ved mineralutvinning.

15.7 Særmerknad

Særmerknad fra utvalgets leder Stein Lier-Hansen

Mineralnæringen er i dag en liten næring i Norge, og må betegnes som underkritisk i den forstand at sektoren er så liten at det er en begrenset eller ingen klyngeeffekt. Regjeringens mineralstrategi har som hovedmål å utvikle mineralnæringen i Norge, samt at Norge skal være ledende med hensyn til miljøvennlig gruvevirksomhet.

De siste 10–20 årene har mineralindustrien ikke vært noen vekstnæring i Norge, men en næring preget av moderat lønnsomhet. Dette vil kunne endres dersom næringen over tid utvikles til også å omfatte mer høyverdige mineraler og økt videreføring i Norge.

NGIs estimerte «In situ» verdi for Norges mineralressurser sier ingenting om eventuell lønnsomhet ved utvinning. «In situ» verdier er et uttrykk for bruttoverdi basert på antatt salgsværdi («en bloc») av estimerte tonnasje.

Både i et norsk og globalt perspektiv er det relevant å vurdere betydningen av mineralnæringen opp mot petroleumsindustrien. Mens oljeindustrien over tid vil kunne erstattes av flere andre energibærere, vil samfunnet i større og større grad være avhengig av en avansert bruk av mineraler for å løse de økende utfordringene knyttet til klima, gjennom bl.a. effektiv kommunikasjon, transport og renseteknologier.

Det er viktig å understreke at mineralindustrien i Norge i et europeisk og internasjonalt perspektiv drives på en svært miljøvennlig måte, både med hensyn till miljøkonsekvenser og produksjonseffektivitet.

Vedrørende utfordringene knyttet til deponering av overskuddsmineraler er det grunn til å hevde at Norge med sin lange erfaring med både land- og sjødeponier, ikke finner dokumentasjon for at biologisk mangfold har gått tapt som følge av sjødeponier. Derimot er det vedvarende utfor-

dringer fra tidligere deponier som ble anlagt på land eller ved sjø.

Norge, som en rekke andre nasjoner, har ikke forbud mot sjødeponi, men praktiserer et strengt regelverk. Dette gjelder tilsvarende for nasjoner som USA, Canada og EU.

Det er viktig å understreke at mineralnæringen trenger offentlige konsesjoner/godkjenninger for å drive virksomhet i Norge. Det er dette juridiske rammeverket med bl.a. utslippstillatelser etter forurensningsloven, som skal sikre en økologisk bærekraftig virksomhet.

I tillegg til dette innebærer mineralloven at det for statens mineraler skal betales fastsatte avgifter som konsesjonshaver må betale ved produksjon. For andre mineraler må produsenten betale avgifter til grunneier, alternativt erverve grunnen hvor forekomsten befinner seg.

15.8 Utvalgets anbefalinger

Basert på diskusjonen ovenfor, har utvalget følgende anbefalinger:

- Nye ordninger med betaling for økosystemtjenester bør prøves ut, for å øke skogvernet til det omfanget som anbefales fra naturfaglig hold. Et opplegg der avtalene om skogvern blir auksjonert bort bør prøves ut for å se om en slik modell kan gi mer vern, eller vern av mer verdifull skog, per krone som benyttes.
- Det bør vurderes om flere økosystemer kan sikres gjennom opplegg med betaling for økosystemtjenester. Våtmarker er en god kandidat. Våtmark yter viktige økosystemtjenester i klimasammenheng og er en del av den naturlige infrastrukturen som en buffer mot virkninger av flom og annet ekstremvær. Ordningen kan også være relevant for kulturlandskap.
- Før det tillates inngrep i naturområder som er vernet etter naturmangfoldloven, må det vurderes om det er mulig å legge til rette for økologisk kompensasjon, altså at utbygger/tiltaks-haver etablerer erstatningsområder for viktige naturområder som går tapt eller mister sin funksjon som følge av et tiltak. Utvalget forutsetter at det utvikles klare kriterier for hvordan et tiltak skal utformes for å kunne aksepteres som økologisk kompensasjon.
- Plansystemet bør gjennomgås med tanke på å synliggjøre verdier av økosystemtjenester bedre. Dette gjelder spesielt de nasjonale forventningene til regional og kommunal planlegging og forskrift om konsekvensvurderinger.

- Det bør også vurderes om temaet er egnet for en statlig planretningslinje.
- Det må utvikles metoder for å vurdere tiltakenes samlede belastning, slik naturmangfoldloven og forskrift om konsekvensvurderinger krever.
 - På noen områder må planleggingen bli mer helhetlig og tverrsektoriell, f.eks. gjennom at landskapsperspektivet og den økologiske infrastrukturen får økt oppmerksomhet. Både interkommunale planer, regionale planer utarbeidet av fylkeskommunene, og mer strategiske konsekvensutredninger utarbeidet av staten, er aktuelle modeller. Planene kan være både økosystembaserte (jf. forvaltningsplanene for havområdene) og mer tematiske (jf. konsekvensutredningen for havvind). Spesielt bør det vurderes å utarbeide statlige konsekvensutredninger for energiprosjekter, akvakultur og mineralutvinning.
 - Det bør settes i gang arbeid for å utvikle og utprøve metoder for å stedfeste og synliggjøre økosystembaserte verdier og tjenester til bruk i kommunal arealplanlegging og arealforvaltning. Dette bør vurderes i sammenheng med eksisterende metoder for vurdering av landskap i kommuneplanleggingen.
 - Kompetansen i kommunal planlegging og miljøarbeid må styrkes. Kommunenes oppmerksomhet og kunnskap om hvilke økosystemtjenester de forvalter må styrkes. Kommunenes oppmerksomhet og kunnskap om hvordan tjenestene kan utnyttes, f.eks. som del av klimatilpasningen, må styrkes. Det bør stimuleres til interkommunalt samarbeid.
 - Et system som gir kommunene økonomiske insentiver til å ivareta biologisk mangfold og tilhørende økosystemtjenester bør utredes. En modell der kommunenes miljøinnsats og miljøresultater er kriterier i rammetilskuddet bør vurderes på nytt.
 - For å sikre at skatte- og avgiftssystemet gir riktige signaler om verdien av biologisk mangfold og økosystemtjenester, bør en ordning med nasjonal naturavgift utredes. Utredningen må inkludere en vurdering av om inntektene fra avgiften bør øremerkes et eget nasjonalt fond, samt fondets organisering og formål. Et fond som forvaltes av det nye Miljødirektoratet, med formål å bidra til bedre og mer presis kunnskap om hvordan vi i Norge best kan forvalte våre økosystemer for å hindre tap av økosystemtjenester på kort og lang sikt, bør vurderes spesielt.
 - Praksisen for grunnrentebeskatning i Norge bør gjennomgås.

Kapittel 16

Virkemidler mot klimaendringer, forurensning og overbeskatning

I kapitlene 4 og 5 beskriver vi de viktigste påvirkningsfaktorene for biologisk mangfold og økosystemtjenester i Norge. Ved siden av arealinngrep og arealbruksendringer, som var tema for forrige kapittel, pekte vi spesielt på klimaendringer (med havforsuring), forurensning, fremmede arter og overhøsting som faktorer som påvirker økosystemene negativt. I dette kapitlet presenterer vi kort noen av de mål og virkemidler som er i bruk for å begrense disse påvirkningsfaktorene.

16.1 Fremmede organismer

Fremmede organismer er organismer som ikke hører til noen art eller bestand som forekommer naturlig på stedet. Dette omfatter organismer som er innført eller utsatt som følge av menneskers handlinger, og ikke de som kommer hit selv. Fremmede organismer er en viktig trussel også mot norske økosystemer, jf. kapittel 4.

Miljøverndepartementet la i 2007 fram en tverrsektoriell nasjonal strategi mot fremmede skadelige arter (Miljøverndepartementet 2007a). Strategien skal gi en aktiv, målrettet og samordnet innsats mot fremmede skadelige arter i Norge, og den inneholder en bred gjennomgang av viktige utfordringer og av aktuelle virkemidler under ulike departement. Myndighetenes strategi er basert på tre hovedpunkter: 1) forebygge introduksjon, 2) fjerne etablerte problemarter og 3) begrense spredning og skade. Et viktig faglig grunnlag for arbeidet med fremmede skadelige arter er Artsdatabankens svartelister.

Kapittel IV i naturmangfoldloven legger opp til et helhetlig regelverk som regulerer innførsel og utsetting av fremmede organismer. Det er første gang dette gjennomføres i Norge. Det vil gi et regelverk med felles prinsipper og normer for ulike introduksjonsformer og alle typer organismer.

For innførsel og utsetting av fremmede organismer vil det gjelde en aktsomhetsplikt for enhver som setter ut organismer, eller som har ansvar for virksomhet som kan medføre spredning eller utslipp av fremmede organismer. Det stilles krav om at søknader om utsetting skal klarlegge de virkninger som utsettingen kan ha for naturmangfoldet. Tillatelse skal ikke gis hvis det er grunn til å anta at innførselen eller utsettingen vil medføre vesentlige uheldige følger for biologisk mangfold.

Det legges opp til enkelte unntak fra kravet om tillatelse for utsetting, bl.a. for organismer det allerede foreligger en innførselstillatelse for, innførsel av planter og utsetting av planter i hager og andre dyrkede områder hvis disse ikke kan påregnes å spre seg utenfor området, og utsetting i akvakulturanlegg dersom det er gitt tillatelse etter akvakulturloven.

Forskrift om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål trådte i kraft 1. juli 2012. Utenlandske treslag kan utgjøre en økologisk risiko i det området de settes ut, f.eks. ved at naturtyper forringes eller stedegne arter utkonkurreres. Spredning av treslagene utenfor området der de er plantet ut, kan forsterke problemet, og det kan være både kostbart og vanskelig å reversere uheldige følger av utsettingen. Forskriften er et viktig virkemiddel som kan bidra til å minimere risikoen som enkelte fremmede organismer kan ha på naturmangfoldet.

Utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål krever tillatelse fra fylkesmannen. Tiltakshaver må derfor søke om tillatelse til utsetting. Søknadene vil vurderes fra sak til sak, og eventuelle uheldige følger på naturmangfoldet vil vektlegges. Forskriften legger vekt på å unngå at utsetting av utenlandske treslag får negative effekter på naturmangfoldet. Dette krever en grundig vurdering av tiltaket, og skal blant annet basere seg på tilgjengelig informasjon og relevant kunnskap om området som skal tilplantes og tre-



Figur 16.1 Lupiner (*lupinus*) har spredt seg ukontrollert etter å ha blitt utplantet, og står nå på Artsdatabankens svartelister.

Foto: Miljøverndepartementet

slagets økologiske egenskaper. Den som får tillatelse til å plante ut utenlandske treslag, skal i rimelig utstrekning treffe tiltak for å hindre at de sprer seg.

Forskrift om innførsel og utsetting av fremmede organismer forventes å bli vedtatt i 2013. Forskriftens formål er å forebygge introduksjoner av fremmede organismer som medfører, eller kan medføre, uheldige følger for naturmangfoldet. Forskriften inneholder en rekke forebyggende tiltak knyttet til aktsomhetsplikt og etablering av en tillatelsesordning. Den stiller krav til den enkelte om å iverksette nødvendige tiltak for å unngå at tilsiktet innførsel eller utsetting som ikke krever tillatelse medfører risiko for skade på det biologiske mangfoldet, og for å unngå utilsiktet spredning av fremmede organismer. Tillatelses- og meldingssystemet i forskriften blir et viktig virkemiddel for å forebygge uønskede introduksjoner av fremmede organismer.

Tømming av ballastvann er en viktig årsak til spredning av maritime organismer. Konvensjonen

om håndtering av ballastvann, *ballastvannkonvensjonen*, ligger under FNs maritime organisasjon (IMO). Konvensjonen stiller strenge krav til håndtering av ballastvann og vil tre i kraft 12 måneder etter at den har blitt ratifisert av 30 stater, som må representere mer enn 35 pst. av verdensstonsen. Målet er at alle skip innen 2016 skal rense ballastvannet før det slippes ut, slik at ingen levende organismer kan overføres.

En rekke land, inklusive Norge, har innført egne forskrifter for å hindre spredning av marine organismer inntil konvensjonen trer i kraft. Kravene innebærer at skip på vei til norske havner må skifte ut ballastvannet i bestemte avstander fra kysten eller i angitte soner.

16.2 Miljøgifter

Miljøgifter er fellesbetegnelsen på lite nedbrytbare helse- og miljøskadelige kjemikalier som hopper seg opp i næringskjeden og i miljøet, eller

andre stoffer som gir tilsvarende grunn til bekymring. Miljøgifter er en alvorlig trussel mot biologisk mangfold, matforsyning og helsen til nålevende og kommende generasjoner. Utslipp til luft og vann fra industri og avfallsbehandling er de viktigste kildene til miljøgifter, i tillegg til langtransportert tilførsel via luft- og havstrømmer og spredning av gammel forurensning lagret i grunn og sjøbunn. Forurensningslovens generelle forbud mot forurensning, og internasjonalt samarbeid og avtaler, er de viktigste virkemidlene mot utslipp av miljøgifter. Forurensningsloven hjemler også pålegg om opprydding i vann, grunn og sjøbunn. Der det ikke er mulig å identifisere de ansvarlige forurenserne, bidrar staten med midler til opprydding.

I 2008 ble det innført et nytt og svært omfattende kjemikalierregelverk i EU/EØS om registrering, vurdering, godkjenning og restriksjoner på kjemikalier (*REACH-regelverket*). Norge bidrar aktivt i arbeidet for å styrke dette regelverket. Selv om direkte reguleringer er den viktigste virkemiddelgruppen overfor miljøgifter, blir avgifter også brukt til å begrense bruken av noen stoffer.

Avfallspolitikken er et samspill mellom pålegg, forbud, avgifter, refusjons- og panteordninger, bransjeavtaler og informasjonstiltak. Det er innført flere virkemidler for å stimulere til material- og energigjenvinning, bl.a. forbud mot deponering av nedbrytbart avfall og produsentansvar for flere typer avfall. Det finnes retursystemer for bl.a. elektrisk og elektronisk avfall, batteri, bilvrak, PCB-holdige isolerglassruter og flere typer emballasjeavfall.

16.3 Vann- og luftforurensning

Forsuring og overgjødning er viktige årsaker til tap av biologisk mangfold i vann og jord. Overgjødning er fortsatt et betydelig forurensningsproblem i Norge. I ferskvann er det særlig problemer knyttet til overgjødning i områder med mange mennesker og/eller mye landbruk. Langs kysten er kildene særlig kommunale avløp, industri, landbruk og fiskeoppdrett. Virkemidler og tiltak for å bedre vannkvalitet er knyttet til oppfølgingen av vannforskriften, jf. boks 15.7. Overgjødning kan også føre til gjengroing av landskap.

Sur nedbør krysser landegrensene, og internasjonale avtaler er viktig. Gjennom Gøteborgprotokollen, under *Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning*, er tilførselen av sur nedbør til Norge betydelig redusert. Likevel vil vannforsuring være et stort problem i store

delar av landet i flere tiår fremover dersom ikke utslippene i Europa blir ytterligere redusert.

Nye utslippsforpliktelser for 2020 ble vedtatt under Gøteborgprotokollen i 2012. Norge har bl.a. påtatt seg å holde utslippene til luft av nitrogenoksid (NO_x , som bidrar både til forsuring og overgjødning) og svoveldioksid (SO_2 , som bidrar til forsuring) på nivået som tidligere var avtalt for 2010. For SO_2 innfridde Norge avtalemålet for 2010 og utslippene ligger fremdeles under. Avtalen for NO_x ble ikke innfridd, og utslippene ligger fremdeles over dette nivået.

Utslippstillatelser i industrien er det viktigste virkemidlet for å redusere NO_x -utslippene og holde SO_2 -utslippene innenfor grenseverdien. Utslippene av NO_x fra kjøretøy er regulert gjennom utslippskrav. I 2007 ble det innført en NO_x -avgift for å stimulere til ytterligere utslippsreduksjoner. Gjennom en avtale med staten er noen utslippskilder fritatt fra avgiften mot å gjennomføre NO_x -reduserende tiltak, jf. kapittel 17.

I byene opplever man tidvis svært høye og helseskadelige konsentrasjoner av svevestøv og nitrogenoksider, særlig om vinteren. Dette er et helseproblem og i mindre grad et problem for de urbane økosystemene.

16.4 Klimaendringer

I den fjerde og foreløpig siste rapporten fra FN's klimapanel fra 2007 slo forskerne fast, med meget stor grad av sikkerhet, at menneskelig aktivitet siden 1750 har bidratt til global oppvarming (IPPC 2007). Utslipp av CO_2 fra forbrenning av fossile brensel og nedhogging av skog er de viktigste kildene til menneskeskapte klimaendringer. Klimaendringene er i neste omgang en av de viktigste årsakene til tap av biologisk mangfold og endinger i økosystemer og deres evne til å levere tjenester, jf. kapittel 5. Havforsuring inngår også i dette bildet som en trussel mot marine økosystemer og økosystemtjenester, og virkemidler rettet mot reduserte utslipp av klimagasser vil også bidra til redusert havforsuring.

Tiltak og virkemidler for å bremse klimaendringene er derfor viktige for å bremse tapet av biologisk mangfold. Siden klimaeffekten av utslipp og avskoging er uavhengig av hvor på kloden det skjer, og siden landene hver for seg bare påvirker klimaet marginalt, er det internasjonale samarbeidet i FN's *klimakonvensjon* helt avgjørende for å løse problemet. Arbeidet i de internasjonale klimaforhandlingene for få på plass forpliktende avtaler om utslippskutt er derfor en viktig del av

norsk klimapolitikk, jf. bl.a. Klimameldingen (Meld. St. 2011–2012).

Når det gjelder norske utslippsreduksjoner, er omsettbare kvoter og CO₂-avgiften kjernen i virkemiddelbruken. CO₂-avgifter og omsettbare kvoter gir den enkelte insentiver til å gjennomføre desentraliserte og informerte tiltak, til lavest mulige kostnader. Avgiften eller kvotekostnaden sprer seg gjennom økonomien og gir insentiver til å spare CO₂ hos de aktørene som betaler CO₂-avgift og i alle berørte ledd. Produksjonskostnadene i næringslivet øker og gir insentiver til teknologiutvikling og omstillinger i produksjonen. Kostnadsøkningen veltes over på forbrukeren, som får insentiver til å justere forbruket.

Fra 2013 vil rundt 80 pst av de nasjonale utslippene være underlagt kvoteplikt eller CO₂-avgift. Utslipp som verken er priset gjennom kvotesystemet, avgift eller tilsvarende ordning er i prinsippet subsidiert, og er omtalt i kapittel 17.

I tillegg til avgifts- og kvotesystemet, består klimapolitikken av en rekke tilskudds- og støtteordninger som skal stimulere til raskere utvikling og innfasing av teknologier med lavere klimagassutslipp. Feks. forvaltet Enova nær 2 mrd. kr i 2012, bl.a. til økonomisk støtte eller tilskudd til miljøvennlig omlegging av stasjonær energibruk og fornybar energiproduksjon. Enovas tilskuddsordninger til utbygging av vindkraft er fra 2013 erstattet av ordningen med elsertifikater (boks 17.1). Enova skal videre forvalte midlene fra det nye klima- og energifondet, som ble presentert i Klimameldingen. Klima- og energifondet skal støtte teknologiutvikling i industrien som kan redusere klimagassutslippene.

Transnova gir tilskudd til prosjekter som bidrar til raskere implementering av nye og mer miljøvennlige kjøretøyteknologier, og det er bevilget 77 mill. kr til dette i 2013. Såkalte null-utslippsbiler, hvorav de aller fleste foreløpig er elbiler, betaler ingen avgifter og har i tillegg en rekke goder som gjør at elbilsalget i Norge er blant verdens høyeste. Videre er kjøretøyavgiftene utformet slik at systemet gir sterke insentiver til å velge små biler med lave CO₂-utslipp, noe som har ført til at prisen på slike kjøretøy har sunket og salget har økt kraftig. I tillegg presenteres ofte, f.eks. i Klimameldingen og i offentlige budsjetter og budsjettforslag, tilskuddene fra stat og kommune til kollektivtransport som tiltak for å redusere klimagassutslippene.

Skogpolitikken er en viktig del av norsk klimapolitikk. I henhold til Klimameldingen skal skogen forvaltes og brukes bærekraftig for å sikre

høyt opptak av CO₂ og slik at karbonlageret i skogen øker, bl.a. ved skogplanting og styrket skogvern.

Klimameldingen varsler også økt bruk av bioenergi. Bl.a. skal omsetningspåbudet for biodrivstoff øke til 5 pst. forutsatt at EUs bærekraftskriterier er tilfredsstillende¹. Når det er opparbeidet erfaring med bærekraftskriteriene, er målet et omsetningspåbud på 10 pst. Det er allerede innført et omsetningskrav på 3,5 pst. for samlet mengde biodrivstoff til veitrafikken. Bioenergiprogrammet er en tilskuddsordning som forvaltes av Innovasjon Norge og finansieres gjennom jordbruksavtalen, og som gir støtte til jord- og skogbrukere som vil produsere, bruke og levere bioenergi i form av brensel eller ferdig varme.

16.5 Høsting

Høsting av biologiske ressurser representerer som nevnt i kapittel 5 viktige økosystemtjenester i Norge, og dette vil påvirke økosystemene på ulike måter. Overbeskatning av økosystemene har tidvis vært et problem i Norge, både i fiskeriene, i skogbruket, i reindriften og jordbruket. Dette viser at bærekraftig høsting krever god og kunnskapsbasert forvaltning og oppfølging fra samfunnet.

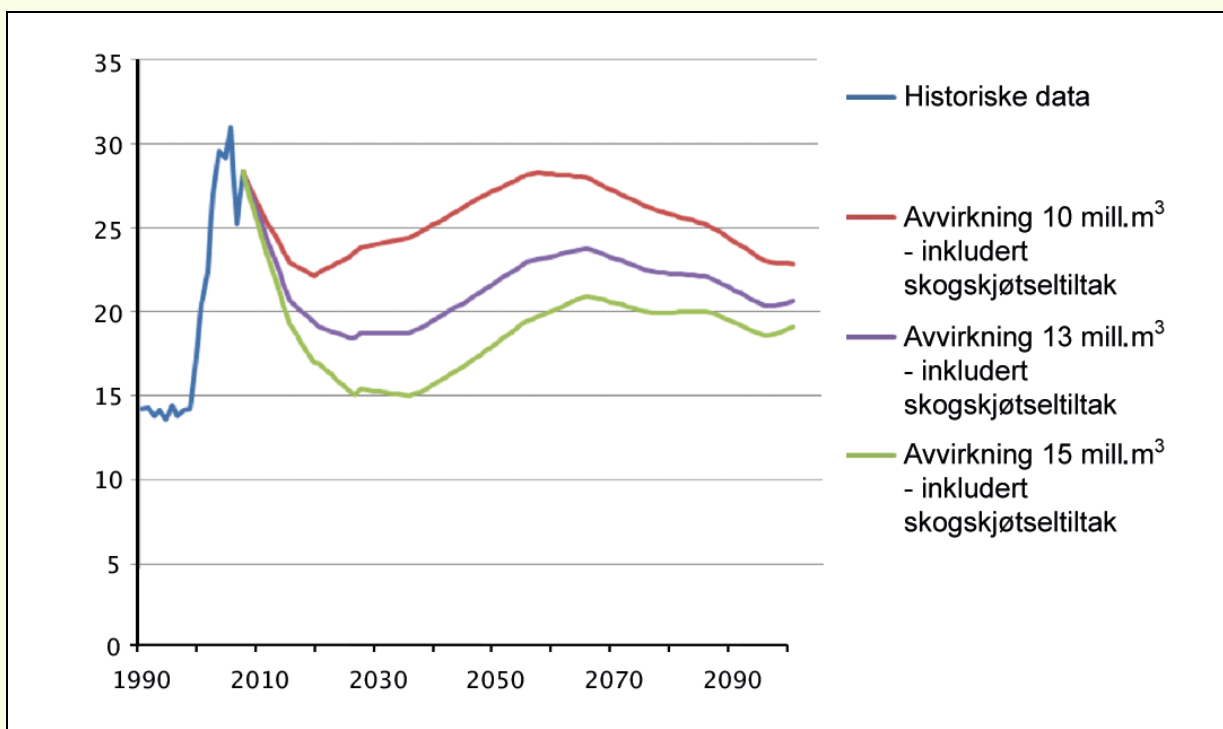
Det er fortsatt utfordringer knyttet bl.a. til invaderende arter, bifangst og til ulovlig, uregistrert og ikke-rapportert fiske (IUU), men i dag anses ikke høsting generelt som en kritisk påvirkningsfaktor for de høstede ressursene. Fiske kan imidlertid påvirke økosystemer, eksempelvis ved tråling av sårbare havbunnmiljøer. Her kan utnyttelsen av nye områder, som resultat av mindre is eller teknologisk utvikling, medføre konsekvenser for økosystemtjenester fra havbunnmiljøet. Til tross for at forvaltningen av norske fiskeressurser i dag langt på vei unngår allmenningens tragedie, kan det være at mangel på kunnskap om havmiljøenes betydning for ressursene i havet gjør at vi opererer i en havbunnmiljøets allmenningens tragedie.

¹ EUs direktiv om fornybar energi og EUs direktiv om drivstoffkvaliteter inneholder bærekraftskriterier for biodrivstoff. I henhold til kriteriene skal biodrivstoffet oppfylle krav om minst 35 pst. klimagassgevinst sammenlignet med fossilt drivstoff. Dette kravet øker til 50 pst. fra 1.1.2017. Samtidig stiller bærekraftskriteriene krav som skal beskytte landarealer med høyt biologisk mangfold eller som fungerer som viktige karbonlagre.

Boks 16.1 Bør skogen brukes til biodrivstoff eller til karbonlagring?

Klimakur 2020 – etatsgruppen som ble opprettet av Miljøverndepartementet for å utarbeide grunnlaget for Klimameldingen – diskuterer mulighetene for å øke avvirkningen i norsk skog og på den måten bidra til økt tilbud av bioenergi som i sin tur kan erstatte fossil energi (www.klimakur.no). I relativt lang tid har avvirkningen i Norge ligget rundt eller under 10 mill. m³ per år. Tilveksten i skogen er imidlertid nå vesentlig større slik at man kunne mer enn doble avvirkningen. Dette kunne gi mye bioenergi. I rapporten *Skog som biomasseressurs* (Haugland mfl. 2011) er det imidlertid en figur som illustrerer at dette også vil redusere skogens evne til å fange

CO₂ fra atmosfæren og lagre dette som karbon, som også er en viktig økosystemtjeneste. Figuren er gjengitt nedenfor og viser anslag på årlig opptak av CO₂ fra norsk skog i tre fremskrivninger foretatt ved Norsk institutt for skog og landskap. Dersom man holder avvirkningen på dagens nivå vil norsk skog kunne fortsette å fange rundt 25 mill. tonn CO₂ per år gjennom hele århundret, forutsatt at man samtidig gjennomfører viktige skogskjøtselstiltak. Dersom man imidlertid øker avvirkningen til 15 mill. m³/år vil skogens årlige netto fangst av CO₂ bli rundt 5–8 mill. tonn lavere per år gjennom resten av århundret, se figur 16.2.



Figur 16.2 Fremtidig årlig opptak av CO₂ i skog når skjøtselstiltak er inkludert – tre fremskrivninger. Mill tonn CO₂ per år.

Kilde: Haugland mfl. (2012)

Ett alternativ er å bruke den økte avvirkningen til å produsere biodiesel. I så fall vil 1 m³ kunne gi anslagsvis 150 liter biodiesel (Holtmark 2012). Med en hogstøkning på 5 mill. m³ kunne man altså hvert år i prinsippet fått tilgang til 750 mill. liter biodiesel. Forbrenning av 1 liter biodiesel gir opphav til om lag 2,7 kg CO₂. Tar vi med at det skjer en del utslipp av CO₂ i forbindelse med produksjon og distribusjon, kan man øke dette tallet til 3 kg. Det vil si at en slik

hogstøkning vil kunne redusere fossile CO₂-utslipp med rundt 2,3 mill. tonn CO₂ per år. Men samtidig vil altså en slik hogstøkning som da vil bli nødvendig redusere skogens fangst og lagring med rundt 5–8 mill. tonn CO₂ per år. Det betyr at i klimasammenheng synes det å bruke skogen som et middel til å fange og lagre CO₂ å være mer effektivt enn å bruke skogen som utgangspunkt for å produsere biodrivstoff (Holtmark 2012).

16.6 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

Så vidt utvalget kan se, er naturmangfoldlovens regelverk for fremmede organismer såpass nytt at det ennå ikke foreligger erfaringer med hvordan det virker og hvor velegnet det er. Fremmede organismer er imidlertid en alvorlig trussel mot økosystemene og det er viktig å evaluere regelverkets egnethet når det har fått virket en stund.

Det vil føre for langt å gi en fullstendig gjennomgang og vurdering av norsk politikk overfor klimagassutslipp og forurensning i denne utredningen. Utvalget registrerer imidlertid at norsk klimapolitikk har sterkt fokus på å legge til rette for økt bruk og produksjon av *relativt sett* miljøvennlige alternativer, særlig innen transport, energiproduksjon og energibruk. Det legges mindre vekt på virkemidler som stimulerer til *mindre* transport og *lavere* energiforbruk. Helt generelt er *forbruk* den største påvirkningsfaktoren av alle, og en sterkere vektlegging av hensynet til økosystemene ville gitt en annen utforming av politikken med større vekt på effektivisering og mindre ressursbruk.

Utvalget vil også peke på at flere av virkemidlene i klimapolitikken kan ha en direkte og negativ effekt på biologisk mangfold. Skogplanting på nye arealer kan f.eks. true naturverdier. Det samme kan økt produksjon av bioenergi basert på skog. Produksjon av vind- og vannkraft har store negative miljøkonsekvenser, jf. boks 17.1.

Utvalget forutsetter at prinsippet om bærekraftig bruk fortsatt skal legges til grunn for virkemid-

ler knyttet til høsting av biologiske ressurser. Høsting utgjør viktige forsyningstjenester for Norge, spesielt knyttet til fiskerier og andre marine levende ressurser og skogbruk, og det er viktig at høsting skjer på en slik måte at disse ressursene kan høstes også av fremtidige generasjoner.

16.7 Utvalgets anbefalinger

Utvalget har følgende anbefalinger:

- Tiltak for å motvirke klimaendringene må vurderes opp mot effekter for biologisk mangfold og andre miljøverdier.
- Nasjonal politikk må innrettes slik at vi når internasjonale forpliktelser til utslippskutt, f.eks. avtalene for SO₂ og NO_x under Gøteborgprotokollen.
- Virkninger av naturmangfoldlovens reguleringer bør evalueres når det foreligger mer erfaring med regelverket for innførsel og utsetting av fremmede organismer.
- Prinsippet om bærekraftig utnyttelse må fortsatt legges til grunn for høsting av biologiske ressurser.
- Det er viktig at Norge fortsetter med kartlegging av havbunnmiljø i norske farvann, identifiserer sammenhengene mellom miljøskadelig fiskeaktivitet og ulike økosystemtjenester, og iverksetter tiltak for å motvirke eventuelle negative konsekvenser.

Kapittel 17

Næringsstøtte

Nasjonalbudsjettet (Meld. St. 1 (2012–2013)) definerer næringsstøtte som offentlige tiltak som gir en bedrift eller en gruppe av bedrifter særskilte økonomiske fordeler. Næringsstøtten kan ha mange ulike former, fra rene tilskudd, via særlig lempelige skatte- og avgiftsregler (skatteutgifter), til skjerming fra utenlandsk konkurranse.

I dette kapitlet skal vi diskutere tre ulike former for næringsstøtte: Såkalte skatteutgifter, statlige tilskuddsordninger og landbruksstøtte. For de to første – skatteutgifter og statlige tilskuddsordninger – ser vi kun på ordninger som kan ha negative konsekvenser for biologisk mangfold og økosystemtjenester. Tidligere i rapporten har vi vært opptatt av at rammebetingelsene som forbrukere, produsenter, utbyggere, planleggere og andre handler under, når de påvirker naturen og høster av økosystemtjenestene, skal reflektere de faktiske kostnadene aktiviteten har for samfunnet. Vi har vist til en lang rekke virkemidler, både juridiske og økonomiske, som bidrar til dette, ved å gjøre høsting og påvirkning av naturen vanskeligere eller mindre lønnsomt enn det ellers ville vært. Som vi skal se, har vi også eksempler på det motsatte – at myndighetsbestemte rammebetingelser gjør høsting av økosystemtjenester og påvirkning av naturen *mer* lønnsomt enn det ellers ville vært. Vi er både opptatt av ordninger som påvirker biologisk mangfold eller økosystemtjenestene direkte, og ordninger som påvirker ved å øke presset på økosystemene gjennom høyere utslipp, nedbygging av arealer eller liknende påvirkningsfaktorer. Vi begrenser oss til å diskutere ulike former for næringsstøtte og ikke alle typer offentlige utgifter som kan tenkes å påvirke økosystemene negativt. F.eks. diskuterer vi ikke bevilgninger til veiformål og jernbaneformål, selv om dette skader økosystemene direkte ved å beslaglegge og fragmentere arealer, og indirekte gjennom mer transport og økte utslipp. Vi diskuterer heller ikke ordninger som bidrar til høy og stabil økonomisk vekst generelt, selv om dette er de dominerende årsakene til presset på økosystemene, jf. kapittel 2.

Deretter gir vi en kort omtale av landbruksstøtten. Jordbruksavtalen inneholder en lang rekke tilskuddsordninger, både ordninger med bærekraftig landbruk som formål og ordninger som kan ha negative miljøkonsekvenser.

17.1 Skatteutgifter med negative miljøkonsekvenser

Det finnes en rekke særskilte ordninger i skatte- og avgiftssystemet som gjør at noen næringer, varer, aktiviteter, personer e.l. beskattes annerledes enn ellers like næringer, varer, aktiviteter, personer e.l. Avvik fra hovedsatser og hovedregler i skatte- og avgiftssystemet betegnes som skatteutgifter når de medfører en innsparing for det objektet det gjelder og et tilsvarende provenytap for staten¹. Skatteutgifter er en form for subsidier som alternativt kunne vært gitt over statsbudsjettets utgiftsside.

Finansdepartementet presenterer anslag for skatteutgiftene i Nasjonalbudsjettet og i Skatte- og avgiftsproposisjonen. Opplysningene nedenfor er hentet fra Prop. 1 LS, Skatter, avgifter og toll 2013, Vedlegg 1. Omtalen gjelder de skatteutgiftene utvalget mener *kan* ha negative miljøkonsekvenser, og dermed negative konsekvenser for naturmangfold og naturens evne til å levere økosystemtjenester.

Transport

Mange av skatteutgiftsordningene finner vi innen transportsektoren, og de gjør transport billigere enn den ville ha vært uten disse ordningene. Billigere transport gir etter all sannsynlighet mer transport, og ordningene gir *isolert sett* større belastning på økosystemene. Hva som ville skjedd hvis disse ordningene opphørte er imidlertid vanskelig å si noe sikkert om.

¹ I motsatt fall snakker vi om skattesanksjoner.

Det gis fradrag for såkalte *besøksreiser i hjemmet*, hvis man på grunn av jobb må pendle mellom hjem og bolig på arbeidsstedet. Hensikten med ordningen er å gjøre det mindre kostbart å bo og arbeide forskjellige steder, og øke fleksibiliteten i arbeidsmarkedet. Fradragene er anslått til å gi en skatteutgift på 1 850 mill. kr i 2013.

Statens satser for kjøregodtgjørelse er høyere enn de reelle variable, gjennomsnittlige kostnadene ved bruk av bil. Forskjellen utgjør en subsidiering av bilbruk. Finansdepartementet anslår verdien til 1,3 mrd. kr i 2013.

Skipsfartsvirksomhet innenfor rederiskatteordningen er fritatt for ordinær overskuddsskatt, skatteutgiften er anslått til 270 mill. kr i 2013.

Avskrivningssatsen for skip, fartøyer, rigger mv er høyere enn faktisk økonomisk verdifall. Fordeelen ved høy avskrivningssats er at det gir en skatteutsettelse. Skatteutgiften er beregnet som nåverdien av skatteutsettelsen og lik 305 mill. kr i 2013. Personbiler i næring avskrives også med høyere sats enn faktisk verdifall.

Redusert merverdiavgiftssats for persontransport (8 pst) medfører at transport med buss, båt, tog og fly blir billigere enn det ellers ville vært, og en tilsvarende økning i transportomfanget. Skatteutgiften er anslått til 3,8 mrd. kr i 2013.

Elbiler er utenfor merverdiavgiftssystemet, skatteutgiften er anslått til 210 mill. kr i 2013.

Alkohol og tobakk selges avgiftsfritt om bord på fly og ferjer og på flyplasser. Fritaket fra alkohol- og tobakksavgiften er anslått av Finansdepartementet til å gi et provenytab på i overkant av 4 mrd. kroner. Provenytabet som følge av tapte merverdiinntekter er anslått til 1,5 mrd. kr. Avgiftsfritaket gjør det mer attraktivt å reise og må kunne betraktes som en subsidiering av transport. Vista analyse (2011) har beregnet at flytrafikken til og fra utlandet vil reduseres med mellom 2,5 og 11 pst. dersom ordningen opphører.

Autodiesel og biodiesel har *lavere vegbruksavgift* enn bensin. Skatteutgiften er beregnet til 4,9 mrd. kr i 2013. Vegbruksavgiften skal i utgangspunktet korrigere for de eksterne kostnadene ved bruk av bil og bidra til at transportørene tar hensyn til at de påfører andre miljøskader, køkostnader, trafikkulykker og vegslitasje når de velger når og hvor mye transport som skal gjennomføres. De fleste av de eksterne kostnadene vegbruksavgiften skal reflektere er avhengig av hvor langt man kjører og ikke hvilket drivstoff man bruker. Korrigert for utslipp og energiinnhold bør derfor avgiften for alle drivstoff være lik. Redusert avgift på autodiesel og biodiesel representerer en subsidiering av transport der disse drivstoffene brukes.

Det er *reduisert engangsvgift* for varebiler og lette lastebiler selv om disse brukes til private formål. *Elbiler* har fritak fra engangsvgiften. Dette er skatteutgifter, men er ikke beregnet.

Industri med mer

Noen næringer, særlig industrien, beskattes også lempeligere på en del områder som *isolert sett* kan påvirke miljøet negativt:

Det gis et særskilt fradrag i næringsinntekt fra *skiferdrift i Finnmark og Nord-Troms*. Verdien er 1 mill. kr i 2013. Skiferdriften i Finnmark og Nord-Troms er konsentrert omkring Alta og er blitt ansett som et lokalt sysselsettingsalternativ til primærnæringene der. Skiferdriften har gjort relativt store områder om til steinbrudd og steinrøyser.

Det gis *fritak for CO₂-avgift* på naturgass og LPG til industriprosesser (ikke beregnet skatteutgift), innenriks sjøfart og veksthusnæringen (til sammen 30 mill. kr). Fiske og fangst fikk tidligere refundert CO₂-avgift, fra 2013 reduseres refusjonen tilsvarende en avgift på 50 kr per tonn CO₂. Skatteutgiften er kraftig redusert fra 40 mill. kr i 2012 til 5 mill. kr i 2013.

Utslipp av NO_x fra fremdriftsmaskiner, motorer, kjeler og turbiner av en viss størrelse, fakler på offshoreinstallasjoner og anlegg på land er pålagt en NO_x-avgift. Gjennom en avtale med staten er noen utslippskilder fritatt fra avgiften mot å gjennomføre NO_x-reduserende tiltak. Avgiftsfritaket representerer en subsidiering verdt 670 mill. kr for petroleumsvirksomheten og 860 mill. kr for de øvrige utslippskildene.

Omsetning av *elektrisk kraft i Nord-Norge* er innenfor systemet med merverdiavgift (mva), men med null-sats. Nullsats innebærer at den mva-pliktige virksomheten har fradragrett for mva på varer og tjenester som brukes, uten at det legges mva på virksomhetens produksjon. Ordningen er distriktpolitisk begrunnet og medfører en subsidiering av produksjon og bruk av elektrisk kraft verdt 820 mill. kr i 2013. I Finnmark og Nord-Troms er husholdninger og offentlig forvaltning *fritatt for el-avgift* mens næringsvirksomhet har redusert sats. Verdien er anslått til 180 mill. kr.

Enkelte industriprosesser og veksthusnæringen er *fritatt fra el-avgift*, mens treforedlingsindustrien fritas ved deltakelse i energieffektiviseringsprogram. Industrien betaler kraftig reduserte satser (0,45 øre kWh mot 11,39 øre per kWh). Skatteutgiften ved disse unntakene og fritakene er anslått til 5,7 mrd. kr.

Treforedlingsindustrien, sildemels- og fiske- melsindustrien har redusert sats eller fritak fra *grunnavgiften på mineralolje*. Verdien av dette er beregnet til 110 mill. kr i 2013.

For næringer som er omfattet av kvotesystemet, er *tildeling av gratiskvoter* et subsidie på samme måte som fritak – eller redusert sats – fra CO₂-avgiften. Gratiskvoter gir en økonomisk fordel sammenliknet med bedrifter som må kjøpe kvoter, og tilskuddet kunne alternativt vært gitt over statsbudsjettet. I 2012 ble landbaserte virksomheter tildelt om lag 8 mill. tonn gratiskvoter. Med en kvotepris på 60 kr/tonn tilsvarer det en subsidie på rundt 480 mill. kr. Kraftvarmeverket på Mongstad mottar støtte i form av gratiskvoter på mellom 30 og 50 mill. kr. Ettersom flere sektorer omfattes av kvotesystemet vil omfanget av gratiskvoter øke (Meld. St. 1 (2012–2013)). Hensikten med gratiskvoter er å hindre karbonlekkasje fra industrien i Europa til land med mindre stram klimapolitikk.

Fra 1. juli 2013 er det etablert en *CO₂-kompensasjonsordning for industrien*. Etableringen av kvotesystemet i EU i 2005 førte til økte kraftpriser, og EU har vedtatt retningslinjer for statsstøtte som åpner for å kompensere industrien for de indirekte kvotekostnadene. På samme måte som for ordningen med gratiskvoter, er hensikten å hindre karbonlekkasje fra industrien i Europa. Den økonomiske betydningen av ordningen vil variere avhengig av kvoteprisen. Ordningen skal vare ut 2020.

17.2 Budsjettmessig næringsstøtte med negative miljøkonsekvenser

På oppdrag fra Finansdepartementet kartla SWECO i 2008 (Magnussen mfl. 2008) statlige tilskuddsordninger (innen postene 70–89) med miljøskadelige konsekvenser. Det som benevnes som 70- og 80-postene på statsbudsjettet er tilskuddsordninger/støtteordninger til privatpersoner, bedrifter og institusjoner, og utgjorde da om lag 10 pst. av statsbudsjettets utgiftsside. Det er altså svært mange ordninger og direkte eller indirekte subsidier som ikke er vurdert i denne rapporten, f.eks. overføringer til kommunesektoren eller unntak fra miljøavgifter eller andre avgifter, jf. avsnittet om skatteutgifter over. Det er videre kun sett på direkte miljøeffekter av ordningene og ikke spekulert i hva slags tilpasninger ordningene kan føre til og miljøeffektene av dette.

Rapporten vurderer effektene av tilskuddet for ulike miljøtema, herunder temaet *Biomangfold/*

naturområder. Relativt få av ordningene påvirker dette miljøtemaet direkte. Tilskudd til promotering av reiseliv på Svalbard (Nærings- og handelsdepartementet), produksjonsstøtten over jordbruksavtalen som stimulerer til økt produksjon (Landbruks- og matdepartementet), samt erstatningsordningen for tap av beitedyr tatt av rovvilt (Miljøverndepartementet), er de eneste. Tar vi med miljøvirkninger som påvirker biomangfold mer indirekte (utslipp av miljøgifter og kjemikalier, utslipp av klimagasser, luftforurensning og støy, og forurensning av vann og hav), er tilskuddene til kjøp av transporttjenester over Samferdselsdepartementets budsjett spesielt viktige. I 2013 er det bevilget 673 mill. kr til kjøp av flyruter, 31 mill. kr til drift av flyplasser, 525 mill. kr til riksveiferjetjenester og 774 mill. kr til Hurtigruten. Alle disse transportformene har svært høye utslipp per enhet transportarbeid. Også skipsfart mottar betydelig driftsstøtte, særlig gjennom nettolønnsordningen og ulike låne- og garantiordninger.

Fra 1. januar 2012 er det etablert et felles elsertifikatmarked mellom Sverige og Norge. Et felles sertifikatmarked innebærer omfattende støtte til ny vann- og vindkraftproduksjon fra 2012. Støtten finansieres ikke over statsbudsjettet, men overføres til produsentene fra forbrukere av elektrisitet. I praksis fungerer imidlertid ordningen akkurat som en el-avgift øremerket til fornybarproduksjon, og både inntektene og støtten kunne like gjerne vært en del statsbudsjettet. I 2012 kan samlet støtte gjennom elsertifikatordningen grovt anslås til mellom 330 og 560 mill. kr, avhengig av prisen på elsertifikater. Vind- og vannkraftprosjekter kan ha betydelige konsekvenser for biologisk mangfold og økosystemenes evne til å levere tjenester. jf. boks 17.1.

17.3 Landbruksstøtten

Landbruksstøtten utgjorde i underkant av 64 pst. av næringsstøtten over statsbudsjettets utgiftsside i 2011, tilsvarende om lag 21,7 mrd. kr. (Meld. St. 1 (2012–2013)). Av dette utgjorde den beregnede skjermingsstøtten² i underkant av 40 pst. Det meste av den budsjettmessige støtten gis gjennom jordbruksavtalen. Jordbruksavtalens virkemidler

² Skjermingsstøtten er lik forskjellen mellom verdensmarkedspriser og norske priser. Den er ment å skulle skjerme norsk produksjon mot utenlandsk konkurranse gjennom toll og andre handelshindringer som gjør at norske produsenter kan holde en høyere pris enn de ellers kunne gjort.

Boks 17.1 Grønne sertifikater med konsekvenser for natur

Vind og vann er fornybare energikilder og innebærer ingen direkte utslipp av klimagasser, i motsetning til fossile energikilder. Bl.a. derfor er det en viktig politisk målsetting i Norge å øke elektrisitetsproduksjon fra vind- og vannkraftverk. Fornybardirektivet innebærer en forpliktelse til å øke andelen fornybar energi fra 62 pst. i 2010 til 67,5 pst. i 2020. Det viktigste virkemidlet for økt fornybarproduksjon er ordningen med elsertifikater, som ble innført i Norge 1. januar 2012. Strømkundene, med unntak av kraftkrevende industri, finansierer ordningen gjennom at kraftleverandørene legger elsertifikatkostnaden inn i strømprisen. Som følge av elsertifikatordningen skal det i perioden 2012–2020 samlet bygges ut produksjonskapasitet som i 2020 kan gi 26,4 TWh elektrisitetsproduksjon basert på fornybare energikilder i Norge og Sverige. Olje- og energidepartementet anslår at sertifikatprisen kan bli om lag 24 øre/kWh og at ordningen kan realisere om lag 12 TWh ny kraftproduksjon. Dette innebærer i så fall en subsidiert av nye vind- og vannkraftanlegg med mange mrd., og en kraftig vekst i lønnsomheten ved slike prosjekter og ditto vekst i antallet omsøkte konsesjoner.

Utbygging av *vannkraftanlegg* har mange påvirkninger på natur. Redusert vannføring på berørte elvestrekninger kan ha store konsekvenser for naturmangfoldet og livet i elva, herunder oppvekst og leveområder for fisk og eventuelt oppvandrende anadrom fisk. Endret vannføring kan også ha stor innvirkning på andre arter som er knyttet til vassdraget, som bunnfauna, flora, fugler knyttet til vassdrag mv. Sterkt redusert vannføring i elver og fosser, eller fravær av vann i landskapet, kan også ha konsekvenser for opplevelsen av naturen, og dermed bl.a. berøre friluftssinteresser og reiselivet. Vannkraftutbygging medfører også mange nye tekniske inngrep i naturen, både i form av bygging av veier, elve-/bekkeinntak, inntaksdammer/demninger, rørgater, etablering av tipper for overskuddsmasse og bygging av nye kraftforbindelser fram til distribusjonsnettet.

Utbygging av *vindkraftverk* medfører konsekvenser for natur i form av terrenginngrep og arealendringer. I tillegg utgjør vindmøllene en trussel for fugl, og da særlig store fugler med

dårlig manøvreringsevne. Vindmøller kan også være en trussel mot trekkende fugler. I begge tilfeller er det kollisjoner med rotorbladene på møllene som utgjør den største trusselen. I tillegg til selve vindmøllene, bygges det ut omfattende infrastruktur i store vindkraftanlegg, i form av anleggsveier og permanente veier til møllene, samt kraftledninger. Veiene som bygges er ofte nye veier, og de må være dimensjonert for å tåle stor belastning for at de enorme vindmøllekonstruksjonene skal kunne transporteres helt fram. Ofte bygges veiene gjennom sårbar natur, som myr-, lynghei- og fjellområder. Veiene utgjør et vesentlig inngrep og fragmentering av naturen i området, med konsekvenser for plante- og dyreliv. Anleggsfasen og menneskelig aktivitet i tilknytning til anlegget under drift kan medføre en del forstyrrelse for dyreliv. Vindkraftanlegg planlegges der vindforholdene er best. Det vil ofte si i natur der det før har vært få eller ingen menneskelige inngrep. I tillegg ligger mange av de aktuelle områder i deler av landet der det bor få mennesker. Det betyr at det trengs nye kraftledninger for å føre strømmen til befolkningstette områder (som f.eks. fra Finnmark til Sør-Norge). Vindkraft kan også ha konsekvenser for naturopplevelse og reiseliv ved at tidligere inngrepsfritt landskap blir endret. Ofte bygges vindkraftanlegg i åpne landskap, der den visuelle effekten er stor på lang avstand.

Ordningen ble i liten grad utredet før den ble satt i gang. I sin høringsuttalelse til lovforslaget påpeker Direktoratet for naturforvaltning at miljøkonsekvensene ikke er tilstrekkelig utredet og at utredningsinstruksen ikke er fulgt.

Kritikere av ordningen med elsertifikat mener dessuten at økt norsk fornybarproduksjon ikke vil påvirke klimagassutslippene verken i Norge eller i Europa. Utbyggingen vil gi Norge et kraftoverskudd, som må eksporteres. Mottakerne av kraften er del av kvotemarkedet, og vil uansett måtte holde seg under det avtalte CO₂-utslippstaket – med eller uten norsk kraft. Ordningen vil dessuten presse kraftprisene ned og redusere insentivene til energisparing, gi lav avkastning i kraftsektoren og tap på mange mrd. kroner for både stat, kommuner og fylkeskommuner som de viktigste eierne av kraftproduksjon. (Se f.eks. Bye og Hoel 2009).

dekker økosystemene åpent lavland, skog og jordbruksområder.

Jordbruksavtalens tilskuddsordninger skal ivareta en lang rekke hensyn, bl.a. distriktpolitiske. De mange hensynene og målene har gitt et enormt og svært uoversiktlig virkemiddelapparat, noe som også ble påpekt av Riksrevisjonen da de evaluerte måloppnåelse og styring i jordbruket (Riksrevisjonen 2010). Utvalget har ikke foretatt noen komplett gjennomgang av alle tilskuddsordningene, men har bedt Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning om å utarbeide en oversikt over virkemidler under Landbruks- og matdepartementet *med betydning for økosystemtjenestene* (Kvakkestad og Nebell 2012). Vi viser til denne rapporten for en oversikt.

De produksjonsavhengige tilskuddene til jordbruket utgjør den absolutt største delen av jordbruksavtalen. Produksjonsavhengige tilskudd er støtte bonden mottar for å bruke innsatsfaktorer eller for å selge produkter (prisstøtte). Produksjonsavhengige tilskudd kan stimulere til mer intensiv produksjon.

Produksjonsuavhengige tilskudd er støtte bonden mottar *uavhengig* av produsert kvantum. Blant disse er *areal- og kulturlandskapstilskuddet* den dominerende tilskuddsordningen på 3,2 mrd. kr i 2013. Formålet med tilskuddet er å motivere til aktivt jordbruk over hele landet og skjømte kulturlandskapet. Tilskuddet blir beregnet på grunnlag av antall dekar jordbruksareal i drift, og satsene er differensiert mellom vekster og mellom distrikt. *Tilskudd til dyr på beite* er også en relativt omfattende ordning på 785 mill. kr. Tilskuddet blir gitt per dyr og går ikke nødvendigvis dit det er viktigst å opprettholde landskapet og ta vare på biologisk mangfold. Tilskuddene til denne ordningen har økt de siste årene, fra ca. 235 mill. kr i 2005, bl.a. etter Riksrevisjonens kritikk av hvordan kulturlandskapet ble ivaretatt i 2010 (Riksrevisjonen 2010).

Ordnings med *tilskudd til spesielle miljøtiltak i jordbrukets kulturlandskap* er på 224,6 mill. kr i 2013. Formålet er å ivareta natur- og kulturminneverdiene i jordbrukets kulturlandskap, samt å redusere forurensningen fra jordbruket, ut over det som blir forventet gjennom vanlig jordbruksdrift (Prop. 164 S 2013). Et viktig siktemål med ordningen er å få til en mer målrettet innsats med utgangspunkt i lokale behov, utfordringer og målsettinger. *Regionalt miljøprogram* er fylkesvise ordninger for miljøtiltak i landbruket. Jordbruksforetak kan søke om regionale miljøtilskudd via kommunene. Det er satt av 448,5 mill. kr over

jordbruksavtalen til søknadsomgangen 2013 (Prop. 164 S 2013).

Miljøprogrammene skal fremme særskilte miljømål i jordbruket:

- redusere forurensning til vann og luft
- ivareta kulturlandskap og kulturminner
- tilrettelegge for friluftsliv
- ivareta biologisk mangfold

I Norge er det ansett at de semi-naturlige markene (åpent lavland) bevares best som en del av jordbruket. De er derfor i liten grad vernet, men søkes ivaretatt gjennom jordbrukets tilskuddsordninger. Prioriterte naturtyper omfatter slåttemark, kystlynghei og naturbeitemark. I 2010 ble den første handlingsplanen for slåttemark iverksatt (Direktoratet for naturforvaltning 2009) og mer enn 300 særlig verdifulle slåtteeenger er nå forvaltet. Handlingsplanen for slåttemark kan sees på som et «vernetiltak» i den forstand at den sikrer skjøtsel av særlig verdifulle områder. Det arbeides nå med å utvikle en handlingsplan for naturbeitemark. En handlingsplan for lynghei er foreslått.

I Norge er det fokusert på verdien av å opprettholde helheten i kulturlandskapet. I 2009 etablerte Statens landbruksforvaltning, Direktoratet for naturforvaltning og Riksantikvaren, i samarbeid med fylkesmannen, 22 utvalgte helhetlige kulturlandskap, med sikte på å opprettholde skjøtsel av landskapsverdiene på lang sikt. Planer for skjøtsel er utarbeidet i samarbeid med bønder, kommuner og fylkesmannen, med tiltak som omfatter både subsidier og tilførsel av kunnskap. Det gis også tilskudd til forvaltning av verdensarvområder, organisert beitebruk, bevaring av gamle husdyrraser, beiteareal for gås og klima- og miljøtiltak i landbruket.

Blant tilskuddsordningene til skogbruk finner vi også flere som kan ha negative miljøkonsekvenser, selv om det er vanskelig å vurdere nøyaktig hvor mye penger som brukes på hva og hva slags eller hvor store de negative konsekvensene eventuelt er.

Skogfondet (293 mill. kr i 2012) består av midler som skogeiere plikter å sette av ved alt salg av tømmer og biobrensel. Midlene kan bl.a. benyttes til bygging og vedlikehold av skogsbilveier, men også kompetanseheving og miljøtiltak. Skogeiere kan innenfor visse grenser få inntektsfradrag for avsetning av midler til fondet. Ved uttak av midler fra skogfondet, trenger skogeieren bare å inntektsføre 15 pst. av uttaket, dersom midlene brukes til skogkulturformål mv. Det medfører et skattefritak på 85 pst. av skogfondsmidler friggitt til slike formål.



Figur 17.1 Lauvøya i Steigen kommune – en gård med verdifull slåttemark.

Foto: Tom Nicolaysen – Naturglede

Ordningen med *nærings- og miljøtiltak i skogbruket* (141 mill. kr i 2012) skal ivareta og videreutvikle miljøverdier knyttet til biologisk mangfold, landskap, friluftsliv og kulturminner i områder hvor det drives skogbruk. I følge Riksrevisjonen (2010) er det bare en mindre del som går til miljøtiltak (6 pst. i 2011). Tilskuddene omfatter bl.a. nyplanting for å øke CO₂-fangsten, og tilskudd til merkostnader ved skogsdrift for å unngå veibygging som vil redusere villmarkspregede områder (75 mill. kr i 2012), men også tilskudd til skogsbilveier og taubaner for å legge til rette for skogdrift (66 mill. kr i 2012). Miljøkonsekvensene og de samfunnsøkonomiske aspektene ved tilskuddene til skogsbilveier og drift i bratt terreng (taubaner) er påpekt i flere stortingsmeldinger, og en gjennomgang av regelverket og praksis er varslet en rekke ganger, se SABIMA (2011) for en oversikt. I denne rapporten gjennomgår Samarbeidsrådet for biologisk mangfold (SABIMA) kommunenes og fylkesmennenes behandling av søknader om støtte til skogsbilveier og taubane, og konkluderer med at saksbehandlingen er dårlig og lite etterprøvbart.

Tilskudd til kystskogbruk (10 mill. kr) skal bidra til bedre tilgjengelighet og tilrettelegging, og med et langsiktig mål om økt aktivitet og bærekraftig utnyttelse av skogressursene i kyststrøk. Områdene dette tilskuddet er myntet på er områder med dels bratt og ulendt terreng, preget av gjengroing. Ved å bevilge midler til kystskogbruk bidras det i følge Kvakkestad og Nebell (2012) til reversering av trenden med gjengroing, noe som er positivt for bonden av økonomiske årsaker, men også kan være av verdi for bevaring av kystlandskap og ferdsel. Bedre utnyttelse av eksisterende ressursgrunnlag er også verdifullt for videre utbygging av bioenergi og overgang til mindre miljøbelastende energikilder. Det er imidlertid fare for at ordningen også stimulerer til hogst av gammelskog og dermed områder som er viktige for biologisk mangfold.

Ordningene med *Verdiskapnings- og klimatiltak i skogbruket* (67 mill. kr), og den nye ordningen fra 2013 – *Tilskudd til verdiskapning i skogbruket* (2,3 mrd. kr), finansierer infrastruktur og bedrer tilgjengeligheten for skogsdrift og friluftsliv, og kan ha negative konsekvenser for biologisk mangfold. Den første ordningen er en del av kli-

mapolitikken og skal bidra bl.a. til uttak av bioenergi og planting av ny skog. Skogplantingstiltakene kan generelt bidra til gjengroing av åpent lavland.

17.4 Utvalgets vurderinger og konklusjoner

Ovenfor har vi presentert to typer støtte – lempelige skatte- og avgiftsregler og direkte statstilskudd. Transportsektoren er begunstiget i begge tilfeller – vi finner eksempler både på lave avgiftssatser og direkte tilskudd. Motivasjonen i begge tilfeller er delvis distriktpolitikk, delvis et forsøk på å gjøre relativt sett mindre miljøskadelig transport rimeligere enn den ellers ville ha vært. Isolert sett fører ordningene til mer transport, men det er uklart hva slags transportmønster og bosetningsmønster vi ville ha fått uten disse ordningene, og det er vanskelig å avvise dem som miljøskadelige uten å ha gjennomført en bredere analyse. Det er heller ikke slik at alle tilskudd eller avgiftsletter med mulig negative miljøkonsekvenser uten videre bør avvikles. Årsaken til at de er innført må tas med i en slik vurdering. Ordningen med avgiftsfritak for alkohol og tobakk på fly, flyplasser og ferjer peker seg likevel ut. Det er vanskelig å se at denne ordningen har andre effekter enn at den gjør fly- og båtreisen til utlandet mer attraktivt enn de ellers ville ha vært.

Fritaket fra el-avgift for kraftkrevende industri og redusert avgiftssats for bergverk og industri øker etterspørselen etter kraft og lønnsomheten i nye utbygginger, sammenliknet med en situasjon der disse næringene hadde betalt full avgift. Kraftutbygging har store negative konsekvenser for biologisk mangfold og økosystemer, jf. boks 17.1.

Mange av ordningene er åpenbare brudd på prinsippet om at forurenser skal betale, f.eks. NO_x-fondet og kompensasjonsordningen for industriens indirekte kvotekostnader. Både NO_x-avgiften og CO₂-kvotene skal sende signaler gjennom hele det økonomiske systemet om at utslipp er kostbart for samfunnet. NO_x-fondet og kvotekompensasjonen hindrer dette.

Av de direkte tilskuddsordningene er ordningen med elsertifikater spesielt bekymringsfull. Utvalget kan ikke se at denne ordningen er blitt tilstrekkelig utredet før den ble satt i gang. Mye tyder på at konsekvensene for økosystemene kan være store og negative. Vi har også merket oss debatten om effekten på Europas utslipp av klimagasser. Vi mener ordningen må evalueres grundig, med særlig vekt på å kartlegge konsekven-

sene utbyggingen av vann- og vindkraft har hatt for økosystemene og økosystemtjenestene så langt. Effektene av økt norsk elproduksjon på kraftmarkedet og utslippene i Europa må gjennomgås kritisk. Dette er viktig med tanke på en eventuell videreføring etter 2020. Det er også viktig å minimere skadene av dagens avtale. Bedre og mer helhetlig planlegging av vind- og vannkraftverk kan bidra til dette, og vi viser til våre anbefalinger for arealplanleggingen i kapittel 15.

Landbruksoverføringene er i en særstilling, bl.a. fordi de påvirker økosystemene jordbruksområder, skog og åpent lavland direkte, og mange av ordningene har som mål å fremme utvalgte økosystemtjenester, spesielt matproduksjon. De er også i en særstilling fordi det dreier seg om svært betydelige beløp og fordi systemet og ordningene er svært uoversiktlige. Flere støtteordninger skal stimulere til miljøtiltak, men det er uklart hvor målrettet tilskuddene faktisk er. Tilskudd som kan være uheldig for økosystemene og økosystemtjenestene er delvis skjult i store tilskuddspotter, sammen med tilskudd som har til hensikt å bedre miljøtilstanden. Ulike ordninger kan motvirke hverandre, f.eks. gis det tilskudd både til hogst og til bærekraftig skogproduksjon.

Kompleksiteten i landbruksoverføringene gjør det vanskelig å komme med konkrete anbefalinger. Utvalget vil likevel trekke fram noen forbedringspunkter:

Helt generelt må det være et mål at de store offentlige tilskuddene til jordbruket skal utformes slik at de fremmer miljøvennlig produksjon, inkludert forsyning av økosystemtjenester, og hindrer/hemmer negative miljøkonsekvenser. Det bør vurderes om flere økosystemtjenester fra kulturlandskap, jordbruk og skogbruk bør støttes gjennom landbruksoverføringene, f.eks. gjennom ordninger med betaling for økosystemtjenester som vi har omtalt i kapittel 15.

Utvalget mener videre at en større del av jordbrukets tilskuddsordninger bør kanaliseres til skjøtsel av prioriterte naturtyper i kulturlandskapet, i samsvar med handlingsplanene, og til utvalgte kulturlandskap.

Tilskudd til hogst i bratt og ulendt terreng vil ofte fremme hogst i skog med rikt biologisk mangfold, gjerne gammel skog i områder der det ikke har vært lønnsomt å drive avvirking. Ordningene bør også sees i lys av de økende skogmengdene i Norge, hvor samlet avvirkning ikke virker avhengig av disse ordningene. På Miljøverndepartementets budsjett bevilges det dessuten midler til frivillig vern av skog, jf. kapittel 15, der vi også påpeker at Norge verner mindre skog enn det

som er anbefalt. Likevel gis det altså tilskudd til økonomisk ulønnsom hogst, gjennom ordningen med tilskudd til skogsbilveier og taubane. I et økosystemtjenesteperspektiv er det imidlertid et poeng at skogsbilveier legger til rette for utvidet og mer effektiv skogsdrift og utnyttelse av norske skogressurser. Skogsbilveier kan også gjøre nye områder mer tilgjengelig for friluftsliv generelt, og for brukere med nedsatt mobilitet spesielt. Hogst kan gi andre, og kanskje også bedre, friluftsopplevelser. Samlet sett er det likevel utvalgets vurdering at ordningen med tilskudd til skogsbilveier og taubane bør avvikles.

17.5 Særmerknad

Særmerknad fra utvalgets leder Stein Lier-Hansen
Avgifter, generell kommentar

Fritak eller redusert betaling av avgifter har som det fremkommer over en provenyeffekt. I et samfunnsøkonomisk regnestykke er det viktig å analysere hvor stor denne effekten blir. Det er imidlertid en begrunnelse for at avgifter eller avgiftsfritak utformes som de gjør. Det kan være globale, nasjonale, regionale eller andre distriktpolitiske hensyn som avgjør innretningen i et avgiftsregime. En totalanalyse vil derfor også måtte klarlegge hva som er den samfunnsøkonomiske gevinsten ved et eventuelt bortfall av inntekter til staten ved en redusert avgift eller bortfall av en avgift. Hva er de totale kostnadene av at en industribedrift legges ned pga. særnorske avgifter? Hva er den totale verdiskapingen (multiplikatoreffekten) av at en industribedrift blir værende i et lokalsamfunn? Får det direkte implikasjoner for bosettingsmønsteret? Hvordan øker den totale verdiskapingen i landet ved en tilpasset skatte og avgiftspolitik? Hva er den klimapolitiske gevinsten ved hindret karbonlekkasje? Slike analyser ligger utenfor dette utvalgets mandat, men vil være vesentlig for en komplett analyse av skatte og avgiftspolitikken. At ordet subsidie brukes om en tilpasset skatte- og avgiftspolitik er ikke kompatibelt med eller dekkende for en næringspolitikk som søker å skape like konkurranseforhold mellom norsk industriproduksjon og industriproduksjon i konkurrentland, slik det gjøres under omtalen av NO_x-fondet.

Frivillige avtaler

Norsk prosessindustri har gjennomført flere vellykkede miljøavtaler. Gjennom disse avtalene har

industrien bidratt med reduksjon i de samlede norske klimagassutslippene på rundt 7 pst. og med en gjennomsnittlig reduksjon i egne spesifikke utslipp på rundt 30 pst. Så langt har reguleringen av industrien ikke ført til at bedrifter er tvunget til nedleggelse med påfølgende negativt resultat for miljøet (karbonlekkasje). En utfordring er at kvotehandelsloven bør endres i tråd med tilsvarende lovgivning i EU-landene, slik at ny industri ikke diskrimineres og at eksisterende industri ikke får uakseptabelt lave tildelinger.

Frivillige avtaler er også inngått for å redusere utslippene av NO_x og svovel. Innretningen i disse avtalene er at det billigste tiltaket tas først, uavhengig av bedrift. På denne måten sikres en kostnadseffektiv bruk av de midlene som innbetales av bedriftene. Målene nås raskere på en billigere måte.

Svovelavtalen og NO_x-avtalen er virkemidler som sikrer at Norge oppfyller Gøteborgprotokollen. Dette er således, i motsetning til avgifter, styringseffektive virkemidler som sikrer måloppnåelse til rett tid og som sikrer reduserte utslipp ut fra naturens tålegrense.

Klimavotemarkedet og kraftmarkedet i EU

Klimaproblemet er globalt. Skal klimatiltak være effektive, må nasjonale tiltak føre til globale gevinster. Om det ikke gjør det, står vi overfor en situasjon med karbonlekkasje. Tiltak i ett land fører til større utslipp i et annet land. For å bidra til klimaforbedringer og nasjonal verdiskaping har EU innført et system med frikvoter for industri som er utsatt for fare for karbonlekkasje. Så lenge vi ikke har en globalt forpliktende klimaavtale er ikke dette en subsidie, men en måte å sikre global konkurransekraft på samtidig som klimatilstanden ikke forverres.

Klimavotemarkedet i EU virker direkte inn på kraftprisen i de europeiske landene, også i Norden. Dette er en overveltning som land uten klimavotehandling ikke har. Med samme begrunnelse som for tildeling av frikvoter gir EU nå mulighet for nasjonalstatene til å utligne den kostnadsulempen som europeisk industri har. For norske industribedrifter er det vesentlig at Regjeringen fra 1. juli 2013 innfører denne kompensasjonsordningen for de industribedriftene der det er fare for karbonlekkasje.

Skogbruk

Norsk skog er en fornybar ressurs som sammen med norsk vannkraft bør gi grunnlag for fremti-

dige verdikjeder basert på å bruke «grønt karbon» fra skog til en rekke produkter innenfor næringsmidler, medisin, herdingskemikalier, biodrivstoff etc. Det er viktig at det er gode rammebetingelser i Norge for å utvikle skogressursen på en økologisk bærekraftig måte, som råstoff for en konkurransedyktig industri som gjennom innovasjon kan utnytte ressursen gjennom avansert videreforedling. Dette er en viktig forutsetning for at Norge skal kunne videreutvikle seg i retning av et lavkarbonsamfunn og ta del i en etter hvert voksende global bioøkonomi der høyere ressurseffektivitet står sentralt. Over tid vil dette være en utvikling som i et klimaperspektiv vil dempe stresset mot viktige økosystemtjenester i skog.

17.6 Utvalgets anbefalinger

På grunnlag av diskusjonen over har utvalget følgende anbefaling:

- Det må være et mål at økonomiske virkemidler i alle sektorer utformes slik at de fremmer miljøvennlig produksjon/virksomhet, inkludert forsyning av økosystemtjenester, og hindrer negative miljøkonsekvenser som ødeleggelse av økosystemer og økosystemtjenester.
- Næringsstøtten bør gjennomgås, og konsekvensene av viktige tiltak og virkemidler som påvirker økosystemer og økosystemtjenester bør identifiseres. Det må gjøres en grundig vurdering og sammenlikning mellom eventuelle negative konsekvenser for økosystemer og økosystemtjenester, og de antatte positive effektene. Støtte som ikke gir vesentlig større positive effekter enn den gir negative konsekvenser, må avvikles. Gjennomgangen bør gjelde både direkte støtte og støtte gjennom skatteutgifter.
- Landbruksstøtten bør gjennomgås spesielt. Landbruksstøtten bør bidra bedre til å bevare økosystemene som grunnlag for produksjon av fremtidige økosystemtjenester. Det må være et mål at offentlige tilskudd til jordbruket skal utformes slik at de fremmer miljøvennlig produksjon og hindrer negative miljøkonsekvenser.
 - Ordningen med tilskudd til hogst i bratt og ulendt terreng må avvikles.
 - Mer av landbruksstøtten bør innrettes som betaling for økosystemtjenester. Betaling for vern og restaurering av bl.a. våtmarker og gårdsdammer, samt skjøtsel av kulturlandskap er eksempler.
 - En større del av jordbrukets virkemidler bør stimulere til skjøtsel av prioriterte naturtyper i kulturlandskapet og til utvalgte kulturlandskap.
- Ordningen med grønne sertifikater må evalueres. Konsekvensene av ordningen for økosystemer og økosystemtjenester må identifiseres. Effektene av økt norsk fornybarproduksjon på europeisk kraftforbruk og klimagassutslipp må kartlegges.

Del V
Økonomiske og administrative konsekvenser

Kapittel 18

Økonomiske og administrative konsekvenser

18.1 Samfunnsøkonomiske gevinster ved bedre miljø- og ressursforvaltning

Utvalget er bedt om å vurdere om økosystemtjenestetilnærmingen, med sitt fokus på naturens bidrag til velferd og økonomi, er relevant og nyttig for norsk miljø- og ressursforvaltning. Vi er videre bedt om å vurdere tilstanden til og utviklingen i norske økosystemer og økosystemtjenester, samt hvordan betydningen av naturens bidrag kan komme bedre til syne både for private og offentlige beslutningstakere. Utvalget har lagt til grunn at målet med oppdraget har vært å vurdere om ny kunnskap og nye tilnærminger, tiltak og virkemidler kan gi en bedre miljø- og ressursforvaltning. Med bedre forvaltning menes i denne sammenheng at målet om en miljømessig bærekraftig utvikling kan oppnås raskere, sikrere og/eller til lavere kostnader. Utvalgets anbefalinger vil derfor, etter vår vurdering, bidra til dette. Utvalget mener fremtidige innsparinger og økt nytte for samfunnet av robuste og godt forvaltede økosystemer vil kunne sies å være betydelige. Deler av dette vil være nytte for næringer og andre som er avhengige av et rent miljø og produktive økosystem, mens andre deler vil være nytte for enkeltpersoner og lokalsamfunn.

Oppsummert anbefaler utvalget tiltak og virkemidler for å fremskaffe mer kunnskap om naturen og hva den betyr for oss, og for å sørge for at betydningen av økosystemtjenestene kommer til syne i alle relevante sammenhenger. I samfunnsøkonomisk terminologi anbefaler utvalget med andre ord å internalisere eksterne effekter. Bedre kunnskap og internalisering av eksterne effekter retter opp markedsimperfeksjoner, bedrer økonomiens funksjonsmåte og gir samfunnsøkonomiske gevinster. Som vi har diskutert utførlig i rapporten, vil noen av disse gevinstene kunne verdsettes økonomisk, andre ikke. Som vi også har diskutert i rapporten, er det sparsomt med anslag for økonomiske gevinster ved bedre ressursforvaltning. Vi vil derfor ikke forsøke å anslå

de økonomiske gevinstene av våre anbefalinger, men minner om at de er til stede.

18.2 Økonomiske konsekvenser

Mange av tiltakene utvalget anbefaler vil ha økonomiske konsekvenser. Spesielt vil mange av forslagene kreve økte statlige bevilgninger:

- Gjennomgangen av tilstanden og utviklingen i norske økosystemer og økosystemtjenester i kapitlene 4 og 5 avdekker store kunnskapshull og et omfattende forskningsbehov. Utvalget anbefaler derfor å styrke forskningsinnsatsen og kunnskapsoppbyggingen på en rekke områder som gjelder forhold i naturen og samspillet mellom mennesker og natur, jf. kapitlene 4 og 5. Vi anbefaler også forskning og utvikling av metoder for verdsetting og synliggjøring, både økonomisk verdsetting og synliggjøring gjennom andre metoder. Videre anbefaler vi at flere økosystemtjenester verdsettes økonomisk, jf. kapitlene 8, 9 og 10, og vi ser behov for forskning og utvikling av indikatorer og regnskap som synliggjør tilstanden og utviklingen i økosystemene for beslutningstakere, jf. kapittel 9. Forsknings- og kunnskapsbehovet som skisseres i utredningen kan delvis dekkes gjennom en omfordeling av forskningsinnsatsen og en klarere prioritering av denne typen forskning, men vil i praksis kreve større bevilgninger til forskningsformål i tillegg. Utvalget har ikke forsøkt å anslå nivået for en slik satsing.
- Det foreslås videre at overvåkingen av norske økosystemer, bestander og arter bør styrkes for å kunne identifisere endringer i økosystemene og for å kunne sikre et bedre faglig grunnlag for å vurdere utviklingen og mulige tiltak. Utvalget har gitt konkrete anbefalinger på områder for styrket overvåking, men har ikke forsøkt å anslå nivået for en slik satsing.
- Utvalget peker også på behovet for å formidle kunnskapen om hva naturen betyr for vår velferd og økonomi, og foreslår bl.a. at det utarbeides

des en kommunikasjonsstrategi for å få til dette, jf. kapittel 14.

- Vi mener også at kommunesektorens miljøkompetanse bør styrkes, og at det bør innføres ordninger som gir kommunene økonomiske insentiver til å ta vare på naturen, jf. kapittel 15. For å unngå at dette går på bekostning av andre kommunale oppgaver, er det nødvendig å øke overføringene til kommunesektoren.
- Vi foreslår også ordninger med betaling for økosystemtjenester, jf. kapittel 15. Økt skogvern er en del av dette. I praksis vil det være myndighetene som er kjøpere av økosystemtjenester i slike ordninger. Vi foreslår til dels at dette gjøres gjennom omlegging av eksisterende støtteordninger, men det kan også være behov for økte bevilgninger.

Utvalget har også noen provenynøytrale forslag, samt forslag som øker statens inntekter:

- Forslaget om å legge om landbruksstøtten i retning av tilskudd som fremmer miljøvennlig produksjon framfor tilskudd som gir negative miljøkonsekvenser, kan være provenynøytralt, men kan medføre økonomiske konsekvenser internt i landbrukssektoren, jf. kapittel 17. Detaljene avhenger helt av hvordan nye ordninger utformes.
- Forslaget om å legge om norsk bistand i retning av kapasitetsoppbygging innen økosystemforvaltning kan utformes innenfor dagens bistandsbudsjett, jf. kapittel 6.
- Forslaget om å utvikle næringsstøtte med uheldige miljøkonsekvenser vil redusere statens utgifter, og øke næringenes utgifter tilsvarende, jf. kapittel 17.

18.3 Administrative konsekvenser

En del av utvalgets forslag har administrative konsekvenser. Både staten, kommunesektoren og øvrig offentlig forvaltning kan bli påvirket:

- Økt vektlegging av økosystemtjenester og mer bruk av økonomisk verdsetting i offentlige beslutningsprosesser, f.eks. nytte-kostnadsanalyser og lokal planlegging, krever at det utarbeides veiledere og retningslinjer, jf. kapitlene 8, 9 og 15. En slik tilnærming forutsetter også at det bygges opp kompetanse på dette feltet, og det kan være behov for nye samarbeidsformer mellom institusjoner og mellom ulike forvaltningsnivå.

18.4 Andre forhold

Utvalget peker på en rekke problemstillinger som bør utredes nærmere, bl.a. Norges påvirkning av andre lands økosystemer, regelverket for kommunal planlegging, avgifter på bruk av naturressurser, næringsstøtten og ansvarsdelingen i miljø- og ressursforvaltningen. Det konkrete utfallet av de ulike utredningene kan selvsagt gi både økonomiske og administrative konsekvenser, men utredningene som sådan antas å gi ubetydelige konsekvenser.

Videre kan noen av anbefalingene oppfattes som en videreføring av dagens politikk, jf. f.eks. kapittel 16 om virkemidler mot klimaendringer, forurensning og overhøsting. De økonomiske og administrative konsekvensene av disse forslagene må antas å være tatt hensyn til allerede.

Referanser

- Abram (1996). David Abram. *The spell of the sensuous*. Vintage Books, New York.
- Aglen mfl. (2012). Aglen, A., Bakketeig, I. E., Gjørsæter, H., Hauge, M., Loeng, H., Sunnset, B. H. og Toft, K. Ø., red. «Havforskningsrapporten 2012. Ressurser, miljø og akvakultur på kysten og i havet». *Fisken og havet*, særnummer 1–2012. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Albrecht mfl. (2012). M. Albrecht, B. Schmid, Y. Hautier mfl. «Diverse pollinator communities enhance plant reproductive success». *Proceedings of the Royal Society B*. 279: 4845–4852. Doi: 10.1098/rspb.2012.1621.
- Alfsen mfl. (2006). Alfsen, K.H., Hass, J.L., Hu, T. og Wu, Y. *International experiences with «green GDP»*. Rapport 2006/32. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Almvik mfl. (2013). Marit Almvik, Jihong Liu Clarke, Susanne Friis Pedersen, Lise Haug, Maria Herrero, Åsbjørn Karlsen, Ingvar Kvane, Anne-Kristin Løes, Geo Van Leeuwen, Margarita Novoa-Garrido, Céline Rebours, Siv-Lene Gangenes Skar, Kari Skjånes, Øystein Svalheim, Christian Uhlig og Eivind Vangdal. «Blågrønn integrering». *Bioforsk Fokus* 8 (2): 359–361.
- Altieri (1990). Altieri, M.A. «Agroecology and rural development in Latin America». In Altieri, M.A. and Hecht, S.B. (ed). *Agroecology and Small Farm Development*. CRC Press, Florida pp. 113–118.
- Álvarez-Farizo og Hanley (2006). Begoña Álvarez-Farizo and Nick Hanley. «Improving the Process of Valuing Non-Market Benefits: Combining Citizens' Juries with Choice Modelling». *Land Economics* 82 (3): 465–478.
- AMAP (2009). *Arctic Pollution 2009 (POPs, Human Health, Radioactivity)*. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo.
- AMAP (2011). *Snow, Water, Ice and Permafrost in the Arctic (SWIPA). Climate Change and the Cryosphere*. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo.
- AMAP (2013). *Arctic Ocean Acidification Assessment: Summary for Policymakers*. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo.
- Andersen (2011). Regine Andersen. *Plantemangfold i jordbruket og bønders rettigheter i Norge*. FNI Report 11/2011. Fridtjof Nansens Institutt, Oslo.
- Andersen mfl. (2009). O. Andersen, B.P. Kaltenborn, H.C. Pedersen, T. Storaas, E. Faye-Schjøll, H. Solvang. *Spørreundersøkelse blant rypejegere etter jaktseasonen 2006/07. Datagrunnlag og noen sentrale funn fra Rypeforvaltningsprosjektet 2006–2011*. NINA rapport 379.
- Andersen mfl. (2010). O. Andersen, B.P. Kaltenborn, H.C. Pedersen, T. Storaas, H. Solvang, P.F. Moa, B.R. Hagen. *Undersøkelse blant jaktrettighetshavere i Rypeforvaltningsprosjektet 2006–2011. Datagrunnlag og noen sentrale funn*. NINA Rapport 433.
- Andersson (2006). Andersson, E. «Urban landscapes and sustainable cities». *Ecology and Society* 11 (1): 34.
- Anielski og Wilson (2005). Mark Anielski and Sara Wilson. *Counting Canada's Natural Capital: Assessing the real value of Canada's boreal ecosystems*. The Pembina Institute, Canada.
- Arctic Council (2013). *Arctic Resilience Interim Report 2013*. Stockholm Environment Institute and Stockholm Resilience Centre, Stockholm, pp. ix-xii.
- Armstrong mfl. (2008). C.W. Armstrong, V. Kahui og M. Aanesen. *Økonomisk verdsetting av havmiljø – Anvendelse på havområdene i Lofoten-Vesterålen*. Norges fiskerihøgskole, UiT og NORUT for Miljøverndepartementet.
- Armstrong mfl. (2012a). Claire W. Armstrong, Naomi S. Foley, Rob Tinch and Sybille van den Hove. «Services from the deep: Steps towards valuation of deep sea goods and services». *Ecosystem Services* 2: 2–13. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.001.
- Armstrong mfl. (2012b). C.W. Armstrong, S. Holen, S. Navrud, I. Seifert. *The Economics of Ocean Acidification – a scoping study*.
- Armstrong mfl. (kommer). Claire W. Armstrong, Jannike Falk-Petersen and Inga Wigdahl Kaspersen. «Treasures of the deep». I A. Trincone

- (ed) (kommer). *Marine enzymes for biocatalysis. Sources, biocatalytic characteristics and bioprocesses of marine enzymes*. Woodhead Publishing, Cambridge.
- Armsworth mfl. (2007). P.R. Armsworth, K.M.A. Chan, G.C. Daily, P.R. Ehrlich, C. Kremen, T.H. Ricketts and M.A. Sanjayan. «Ecosystem-service science and the way forward for conservation». *Conservation Biology* 21 (6): 1383–1384. Doi: j.1523–1739.2007.00821.x.
- Arrow (1951). *Social Choice and Individual Values*. New York: John Wiley
- Arrow og Fisher (1974). K.J. Arrow and A.C. Fisher. «Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility». *The Quarterly Journal of Economics*, 88 (2): 312–319.
- Arsel og Buscher (2012). Arsel, M. and Büscher, B. «Nature™ Inc.: Changes and Continuities in Neoliberal Conservation and Market-based Environmental Policy». *Development and Change* 43: 53–78. Doi: 10.1111/j.1467–7660.2012.01752.x.
- ArtDatabanken (2012). *Økosystemtjänster – exempel på arter*. ArtDatabanken, Uppsala.
- Asdal (2008). Asdal, Å. *State of plant genetic resources for food and agriculture in Norway. Second Norwegian national report on conservation and sustainable utilisation of plant genetic resources for food and agriculture*. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 19/08: 45 s.
- Asdal (2012). Åsmund Asdal. *Verdi av plantegenetiske ressurser fra vill flora som økosystemtjeneste*. Notat fra Norsk genressurssenter, Ås.
- Asdal mfl. (2006). Asdal, A., Galambosi, B., Bjørn, G. K., Olsson, K., Pihlik, U., Radušienė, J., Þorvaldssdóttir, E., Wedelsbäck Bladh, K. and Zukauskas, I. In: *Spice and medicinal plants in the Nordic and Baltic countries. Conservation of genetic resources: report from a project group at the Nordic Gene Bank*. Alnarp: Nordic Gene Bank; 9–38.
- Ash mfl. (2010). Neville Ash, Hernán Blanco, Claire Brown, Keisha Garcia, Thomas Heinrichs, Nicolas Lucas, Ciara Raudsepp-Hearne, R. David Simpson, Robert Scholes, Thomas P. Tomich, Bhaskar Vira, and Monika Zurek (editors). *Ecosystems and human well-being – A manual for assessment practitioners*. Island Press, Washington DC, 2010.
- Asheim og Hegrenes (2006). Asheim, L. og Hegrenes, A. *Verdi av fôr frå utmarksbeite og sysselsetting i beitebaserte næringer*. Notat 2006–15. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF).
- Aslaksen mfl. (2012a). Iulie Aslaksen, Erik Framstad, Per Arild Garnåsjordet and Magnar Lillegård. «The Norwegian Nature Index: Expert evaluations in precautionary approaches to biodiversity policy». *Norsk Geografisk Tidsskrift – Norwegian Journal of Geography* 66 (5): 257–271. Doi: 10.1080/00291951.2012.743483.
- Aslaksen mfl. (2012b). Iulie Aslaksen, Erik Framstad, Per Arild Garnåsjordet, Signe Nybø & Olav Skarpaas. «Knowledge gathering and communication on biodiversity: Developing the Norwegian Nature Index». *Norsk Geografisk Tidsskrift -Norwegian Journal of Geography* 66 (5): 300–308. Doi: 10.1080/00291951.2012.744092.
- Aslaksen mfl. (2013). Iulie Aslaksen, Erik Framstad, Per Arild Garnåsjordet, Signe Nybø og Olav Skarpaas. «Naturindeksen og økosystemtjenester – en bro mellom økologi og økonomi?» *Samfunnsøkonomen* 4 (2013): 34–43.
- Asplan Viak og Agenda Kaupang (2012). Asplan Viak og Agenda Kaupang. *Innsigelsesinstituttets påvirkning på lokalt selvstyre*. Sluttrapport 20.6.2012. Asplan Viak.
- Astrup mfl. (2010). Astrup, R, L. Dalsgaard, R. Eriksen og G. Hysten. *Utviklingsscenarioer for karbonbinding i Norges skoger*. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 16/2010.
- Athianinen mfl. (2012). H. Athianinen, L. Hasselström, J. Artell mfl. «Benefit of meeting the Baltic Sea nutrient reduction targets – Combining ecological modelling and contingent valuation in the nine littoral states». *MTT Discussion Papers 1–2012*.
- Australia 21 Limited (2012). *Discussion Paper on Ecosystem Services for the Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. Final Report*. Paper commissioned by the Department of Agriculture, Fisheries and Forestry (DAFF). Australia 21 Limited, Weston, Australia. 179 pp.
- Australian Government (2012). «*Biodiversity Hotspots/Megadiverse Countries*». Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities. Hentet 25.11.12. <http://www.environment.gov.au/biodiversity/hotspots/index.html#megadiverse>.
- Austrheim mfl. (2008). Austrheim, G., Solberg, E.J., Mysterud, A., Daverdin, M. og Andersen, R. *Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949–1999*. Rapport zoologisk serie 2008–2. NTNU Vitenskapsmuseet, Trondheim.
- Austrheim mfl. (2010). Austrheim, G., Bråthen, K. A., Ims, R. A., Mysterud, A. og Ødegaard, F.

- «Fjell». I: Kålås, J.A., Henriksen, S. Skjelseth, S. og Viken, Å. (red). *Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Bakketeig mfl. (2013). Ingunn E. Bakketeig, Harald Gjørseter, Marie Hauge, Harald Loeng, Beate Hoddevik Sunnset og Kari Østervold Toft (red). «Havforskningsrapporten 2013. Ressurser, miljø og akvakultur på kysten og i havet». *Fisken og havet* Særnummer 1–2013. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Ballet mfl. (2011). Jérôme Ballet, Damien Bazin, Jean-Luc Dubois and Francois-Régis Mahieu. «A note on sustainability economics and the capability approach». *Ecological Economics* 70: 1831–1834. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2011.05.009.
- Balmford mfl. (2008). Balmford, A., Rodrigues, A., Walpole, M., ten Brink, P., Kettunen, M., Braat, L. and de Groot, R. *Review of the Economics of Biodiversity Loss: Scoping the Science*. European Commission, Brussels (Contract: ENV/070307/2007/486089/ETU/B2).
- Balmford mfl. (2011). Andrew Balmford, Brendan Fisher, Rhys E Green, Robin Naidoo, Bernardo Strassburg, R Kerry Turner and Ana S L Rodrigues. «Bringing ecosystem services into the real world: An operational framework for assessing the economic consequences of losing wild nature». *Environmental Resources Economics* 48: 161–175.
- Barbier (2007). Edward B. Barbier. «Valuing ecosystem services as productive inputs». *Economic Policy* 22: 177–229.
- Bardalen (2012). Arne Bardalen. «Grenser for biomasseuttaket fra skogen?» *Norsk Skogbruk* 58 (11): 24–25.
- Barthel mfl. (2010). Barthel, S., C. Folke, and J. Colding. «Social-ecological memory in urban gardens – Retaining the capacity for management of ecosystem services». *Global Environmental Change* 20: 255–265.
- Barton (2011). David N. Barton. «Økosystemtjenestebegrepet over tid og anvendelse under naturmangfoldloven: noen spørsmål». I *Økosystemtjenester – fra begrep til praksis*, David N. Barton mfl. NINA Rapport 673.
- Barton mfl. (2008). D. Barton, T. Saloranta, S.J. Moe, H.O. Eggestad, S.Kuikka. «Bayesian belief networks as a meta-modelling tool in integrated river basin management – Pros and cons in evaluating nutrient abatement decisions under uncertainty in a Norwegian river basin». *Ecological Economics* 66 (1): 91–104.
- Barton mfl. (2009). D.N. Barton, S. Navrud, N. Lande, A.M. Bugge. *Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. Case study report. Norway*. NIVA-report no. 5732–2009.
- Barton mfl. (2010a). D.N. Barton, D. Berge og R. Janssen. «Pressure-impact multi-criteria environmental flow analysis: application in the Øyeren delta, Glomma River Basin, Norway» i Stålnacke, P., G. Gooch, A. Rieu-Clarke (Eds.) *Strategy and Methodology for Improved IWRM: An Integrated Interdisciplinary Assessment in Four Twinning River Basins in Europe and Asia*. London UK, IWA Publishing.
- Barton mfl. (2010b). D.N. Barton, S. Navrud, H. Bjørkslett og I. Lilleby. «Economic benefits of large-scale remediation of contaminated marine sediments – a literature review and an application to the Grenland fjords in Norway». *Journal of Soils and Sediments* 10: 186–201.
- Barton mfl. (2012). David Barton, Henrik Lindhjem, Kristin Magnussen og Silje Holen. *Valuation of Ecosystem Services from Nordic Watersheds: From awareness rising to policy support? (VALUESHED)*. Rapport for Nordisk ministerråd, TemaNord 2012:506.
- Barton og Dervo (2009). D.N. Barton og B. Dervo. *Nytte-kostnadsanalyse av flomvern. En metodevurdering med eksempler fra Skarvvollene*. NINA Rapport 464.
- Barton og Lindhjem (2013). David N. Barton og Henrik Lindhjem. «Naturens flomdemping – hva er den økonomiske verdien av flomdemping fra et nedbørsfelt?» *Samfunnsøkonomen* 4 (2013): 44–54.
- Bateman (2007). Ian Bateman. «Valuing preferences regarding environmental change» in J. Pretty, A. Ball, T. Benton, J. Guivant, D. Lee, D. Orr, M. Pfeffer, H. Ward (eds). *The SAGE handbook of environment and society*. Sage, London, pp 155–171.
- Bateman mfl. (2002). Ian Bateman, R. T. Carson, B. Day, W. M. Hanemann, N. Hanley, T. Hett, M. Jones-Lee, G. Loomes, S. Mourato, E. Özdemiroglu, D. W. Parce, R. Sugden and J. Swanson. *Economic valuation with stated preference techniques: a manual*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Bateman mfl. (2010). Ian J. Bateman, Georgina Mace, Carlo Fezzi, Giles Atkinson and Kerry Turner. «Economic analysis for ecosystem service assessment». *Environmental Resource Economics* 48 (2): 177–218. Doi 10.1007/s10640-010-9418-x.

- Bateman mfl. (2011). I. J. Bateman, R. Brouwer, S. Ferrini, M. Schaafsma, D. N. Barton, A. Dubgaard, B. Hasler, S. Hime, I. Liekens, S. Navrud, L. De Nocker, R. Ščeponavičiūte, D. Semeniene. «Making Benefit Transfers Work: Deriving and Testing Principles for Value Transfers for Similar and Dissimilar Sites Using a Case Study of the Non-Market Benefits of Water Quality Improvements Across Europe». *Environmental Resource Economics* 50: 365–387.
- Bateman mfl. (2013). Ian J. Bateman, Amii R. Harwood, Georgina M. Mace, Robert T. Watson, David J. Abson, Barnaby Andrews, Amy Binner, Andrew Crowe, Brett H. Day, Steve Dugdale, Carlo Fezzi, Jo Foden, David Hadley, Roy Haines-Young, Mark Hulme, Andreas Kontoleon, Andrew A. Lovett, Paul Munday, Unai Pascual, James Paterson, Grischa Perino, Antara Sen, Gavin Siriwardena, Daan van Soest and Mette Termansen. «Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom». *Science* 341 (6141): 45–50. Doi:10.1126/science.1234379.
- Baumgärtner (2012). Stefan Baumgärtner, Alexandra M. Klein, Denise Thiel og Klara Winkler (2012), *Ramsey discounting of ecosystem services*. (Upublisert notat, presentert på EAERE-konferansen i Toulouse, 26.-29. juli 2013).
- Baumgärtner mfl. (2006). Stefan Baumgärtner, Christian Backer, Malte Faber and Reiner Manstetten. «Relative and absolute scarcity of nature. Assessing the roles of economics and ecology for biodiversity conservation». *Ecological Economics* 59: 487–498.
- Beaumont mfl. (2007). Beaumont, N.J. mfl. «Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach». *Marine Pollution Bulletin* 54: 253–285.
- Bekkby og Eikrem (2012). Trine Bekkby og Wenche Eikrem. *Økosystemtjenester i Nordsjøen – regulerende og støttende økosystemtjenester diskutert gjennom tre naturtyper*. Notat fra NIVA til Klif av 09.12.2011 – revidert 11.01.2012. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Bellerby mfl. (2005). Bellerby R.G.J., Olsen A., Furevik T. and Anderson L.A. «Response of the surface ocean CO₂ system in the Nordic Seas and North Atlantic to climate change». In: *Climate Variability in the Nordic Seas*. H. Drange, T.M. Dokken, T. Furevik, R. Gerdes, and W. Berger, Eds. Geophysical Monograph Series 158, AGU: 189–198.
- Bergland (1994). Olvar Bergland. *Estimating Oil-spill Damages: the Case of Blücher*. Institutt for økonomi og samfunnsfag, Ås.
- Berglund (2006). Berglund, C. «Citizen and consumer: the dual role of individuals in environmental policy». *Environmental Politics* 15 (4): 550–571.
- Bernatzky (1983). Bernatzky, A.: «The effects of trees on the urban climate». In: *Trees in the 21st Century*. Academic Publishers, Berkhamster, pp. 59–76 Based on the first International Arbocultural Conference.
- Bevanger mfl. (2005). Bevanger, K., Bjerke, T., Fremstad, E., Gjershaug, J.O., Nistov, S., Oterholm, A.I., Wilmann, B., Østdahl, T. og Aagaard, K. *Artsmangfoldet i bylandskapet*. NINA Temahefte 32.
- Bioteknologinemnda (2010). *Syntetisk biologi*. Temaark frå Bioteknologinemnda 08/2010. Bioteknologinemnda, Oslo.
- Bischoff mfl. (2007). A. Bischoff mfl. *Friluftsliv og helse. En kunnskapsoversikt*. Høgskolen i Telemark, Bø.
- Bjerke mfl. (2012). Bjerke, J.-W., Strann, K.-B., Skei, J. K. og Ødegaard, F. 2010. «Myr-kildeflommark». I Nybø, S., (red.) *Naturindeks for Norge 2010*. DN-Utredning 3–2010. s. 94–108.
- Björdal (2007). Inge Björdal. *Markslagsklassifisering i økonomisk kartverk (2007-utgåva)*. Håndbok fra Skog og landskap 01/2007. Skog og landskap, Ås.
- Bjørge og Lindal Jørgensen (2013). Arne Bjørge og Lis Lindal Jørgensen. «Hvordan påvirkes Porsangerfjorden av kongekrabbe og klimaendringer?». I Bakketeig mfl. (2013). «Havforskningsrapporten 2013. Ressurser, miljø og akvakultur på kysten og i havet. *Fisken og havet* Særnummer 1–2013. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Blumentrath og Hanssen (2010). Blumentrath, S. og Hanssen, F. «Beregning av areal». I Nybø, S., (red.) *Datagrunnlaget for Naturindeks 2010*. DN-Utredning. 2010–4.
- Bolin og Lindgren (2002). K. Bolin og B. Lindgren. *Fysisk inaktivitet – produktionsbortfall och sjukvårdskostnader*. Studie finansiert av det svenske Friluftsrådet og gjennomført på oppdrag av FRISAM (Friluftsgeselskaper i samverkan). FRISAM, Stockholm.
- Bollingmo (2010). Tor Bollingmo. *Blomster og bier = sant – om økosystemtjenesten pollinering*. DN-notat 3–2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.

- Bolund og Hunhammar (1999). P. Bolund and S. Hunhammar. «Ecosystem services in urban areas». *Ecological Economics* 29: 293–301.
- Boman mfl. (2011). M. Boman, L. Mattsson, G. Ericsson og B. Kristrøm «Moose Hunting Values in Sweden Now and Two Decades Ago: The Swedish Hunters Revisited». *Environmental and Resource Economics* 50: 515–530.
- Bommarco mfl. (2011). Riccardo Bommarco, Ola Lundin, Henrik G Smith and Maj Rundlöf. «Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden». *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279 (1727): 309–315. Doi: 10.1098/rspb.2011.0647.
- Bommarco mfl. (2013). Riccardo Bommarco, David Kleijn and Simon G. Potts. «Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security». *Trends in Ecology and Evolution* 28 (4): 230–238. Doi: 10.1016/j.tree.2012.10.012
- Bonan (2008). Bonan, G.B. «Forests and climate change: Forcings, feedbacks and the climate benefits of forests». *Science* 320 (5882): 1444–1449.
- Bonan mfl. (1992) Bonan, G.B. mfl. «Effects of boreal forest vegetation on global climate change». *Nature* 359 (6397): 716–718.
- Booth mfl. (2012). Booth, H., Simpson, L., Ling, M., Mohammed, O., Brown, C., Garcia, K. & Walpole, M. *Lessons learned from carrying out ecosystem assessments: Experiences from members of the Sub-Global Assessment Network*. UNEP-WCMC, Cambridge.
- Borch mfl. (2011). Trude Borch, Mikko Moilanen, Frank Olsen. *Sjøfisketurisme i Norge – debatter, reguleringer, struktur og ringvirkninger*. NORUT rapport 1/2011.
- Bowler mfl. (2010). Diana E Bowler, Lisette M Buyung-Ali, Teri M Knight and Andrew S Pullin. «A systematic review of evidence for the added benefits to health of exposure to natural environments». *BMC Public Health* 10: 456. Doi:10.1186/1471-2458-10-456.
- Bowles (2008). Bowles S. «Policies designed for self-interested citizens may undermine «the moral sentiments»: Evidence from economic experiments». *Science* 320: 1605–1609.
- Bowles og Polanía-Reyes (2012). Bowles, S. and Sandra Polanía-Reyes. «Economic Incentives and Social Preferences: Substitutes or Complements?» *Journal of Economic Literature* 50 (2): 368–425.
- Boyd and Banzhaf (2007). James Boyd and Spencer Banzhaf. «What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units». *Ecological Economics* 63: 616–626.
- Bradshaw mfl. (2007). Bradshaw, C.J.A. mfl. «Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world». *Global Change Biology* 13: 1–17.
- Brander mfl. (2010). Luke Brander, Andrea Ghermandi, Onno Kuik, Anil Markandya, Paulo A.L.D. Nunes, Marije Schaafsma, Alfred Wagtenonk. *Scaling up ecosystem services values: methodology, applicability and a case study*. Fondazione Eni Enrico Mattei Working Papers 430.
- Brattegard og Holte (2001). Brattegard, T. & Holte, T., red. *Distribution of marine benthic macro-organisms in Norway. Oppdatering av DN-utredning 1997–1*. DN Utredning 2001–3.
- Brauman mfl. (2007). Brauman, K. A., G. C. Daily, T. Ka'eo Duarte, and H. A. Monney. «The nature and value of ecosystems services: An overview highlighting hydrological services». *Annual Review of Environment and Resources* 32: 67–98.
- Breeze mfl. (2011). T.D. Breeze, A.P. Bailey, K.G. Balcombe, S.G. Potts. «Pollination services in the UK: How important are honeybees?» *Agriculture, Ecosystems & Environment* 142: 137–143. Doi: 10.1016/j.agee.2011.03.020.
- Breivik mfl. (2011). G. Breivik, T.S. Sand, K. Rafoss, J.O. Tangen, A-K H. Thorén, T.E. Berghaust, K.B. Stokke. *Fysisk aktivitet; omfang, tilrettelegging, og sosial ulikhet*. Norges idretts-høgskole, Høgskolen i Telemark, Høgskolen i Finmark, Universitetet for miljø- og biovitenskap og Nasjonalt råd for fysisk aktivitet.
- Bright mfl. (2011). Ryan M. Bright, Anders Hammer Strømman and Glen P. Peters. «Radiative Forcing Impacts of Boreal Forest Biofuels: A Scenario Study for Norway in Light of Albedo». *Environ. Sci. Technol.* 45 (17): 7570–7580. Doi: 10.1021/es201746b.
- Brink (2008). Patrick ten Brink. *Measuring Benefits from Ecosystem Services – Integrating Monetary and Non-monetary Estimates*. Presentation in Workshop on The Economics of the Global Loss of Biological Diversity, 5–6 March 2008, Brussel.
- Brink mfl. (2012). Patrick ten Brink, Leonardo Mazza, Tomas Badura, Marianne Kettunen and Sirini Withana. *Nature and its Role in the Transition to a Green Economy – Executive Summary*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), London and Brussels.
- Brink mfl. (2013). ten Brink P., Russi D., Farmer A., Badura T., Coates D., Förster J., Kumar R.

- and Davidson N. (2012) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. Executive Summary*.
- Brouwer mfl. (2013). Brouwer, R., L.Brander, I. Bateman, O.Kuik, E.Papyrakis. *A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB*. Institute for Environmental Studies, University of Amsterdam.
- Bruckner mfl. (2013). Margarita Novoa-Garrido, Christian Bruckner, Celine Rebours, Marte Meland og Åsbjørn Karlsen. «Dyrking og bruk av alger til næringsformål – pågående aktivitet i Bioforsk Nord Bodø». *Bioforsk Fokus* 8(2): 364–365.
- Brunvoll mfl. (2012). Frode Brunvoll, Svein Homstvedt og Kristine E. Kolshus (red.). *Indikatorer for bærekraftig utvikling 2012*. Statistiske analyser 129. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Bruvoll mfl. (2011). Bruvoll, A., Skjelvik, J.M. og Vennemo, H. *Reforming environmentally harmful subsidies. How to counteract distributional impacts*. TemaNord 2011:551. Nordisk ministerråd, København.
- Bryn (2008). Bryn, A. «Recent forest limit changes in south-east Norway: Effects of climate change or regrowth after abandoned utilization?» *Norwegian Journal of Geography* 62: 251–270.
- Bryn mfl. (2013). Bryn, A., Flø, B.E., Daugstad, K., Dybedal, P. og Vinge, H. *Cultour – et forskningsprosjekt om reiseliv, kulturminner og gjengroing*. Sluttrapport og konferanserapport fra NFR-prosjektet Cultour; Cultural landscapes of tourism and hospitality, V, 43 s. Skog og landskap, Ås.
- Bryn og Flø (2012). Anders Bryn og Bjørn Egil Flø. «Kulturlandskapet gror igjen – hva så?» *Nordisk Bygd* 23: 33–43.
- Braat og Groot (2012). Leon C Braat and Rudolf de Groot. «The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy». *Ecosystem Services* 1 (1): 4–15. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.011.
- Bråtå mfl. (2010). H.O. Bråtå, S.E. Hagen, K. Overvåg. *Villrein og villreinfeltet som kilde til verdiskaping og samfunnsutvikling*. Østlandsforskning, ØF-rapport nr 6/2010.
- Budsjettnemnda for jordbruket (2012). *Totalkalkylen for jordbruket*. Jordbrukets totalregnskap 2010 og 2011, Budsjett 2012.
- Bull-Berg mfl. (2008). Heidi Bull-Berg, Thor Bjørkvoll, Matthias Hofmann og Arne Stokka. *Samfunnsmessige konsekvenser av skipstrafikk og akutt oljeforurensning i Norskehavet*. SINTEF A6080.
- Burdette og Whitaker (2005). Hillary L. Burdette and Robert C. Whitaker. «Resurrecting Free Play in Young Children: Looking Beyond Fitness and Fatness to Attention, Affiliation, and Affect». *Archives of Pediatrics & Adolescent Medicine* 2005 159 (1): 46–50.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (2012). *Standard on Biodiversity Offsets*. BBOP, Washington D.C.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (2013). *To No Net Loss and Beyond: An Overview of the Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP)*. Washington D.C.
- Bye mfl. (2012). Bye, A.S., Aarstad, P.A., Løvberget, A.I. og Høie, H. *Jordbruk og miljø. Tilstand og utvikling 2012*. Rapporter 39/2012. Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger.
- Bye og Hoel (2009). T. Bye og M. Hoel. Grønne sertifikater – dyr og formålsløs fornybar moro. *Samfunnsøkonomen*, 7 (2009): 34–37.
- Büscher mfl. (2007). Büscher, Bram, Conrad Steenkamp and William Wolmer. «The politics of engagement between biodiversity conservation and the social sciences». *Conservation and Society* 5 (1): 1–114.
- Büscher mfl. (2012) Bram Büscher, Sian Sullivan, Katja Neves, Jim Igoe and Dan Brockington. «Towards a Synthesized Critique of Neoliberal Biodiversity Conservation». *Capitalism Nature Socialism* 23 (2): 4–30. Doi: 10.1080/10455752.2012.674149.
- Büscher og Wolmer (2007). Buscher B. and Wolmer W. «Introduction: The politics of engagement between biodiversity conservation and the social sciences». *Conservation and Society* 5 (1): 1–21.
- Bäckstrand og Lövbrand (2006). Karin Bäckstrand and Eva Lövbrand. «Planting Trees to Mitigate Climate Change: Contested Discourses of Ecological Modernization, Green Governmentality and Civic Environmentalism». *Global Environmental Politics* 6 (1): 50–75. Doi:10.1162/glep.2006.6.1.50.
- CAFF (2013). Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF). *Arctic Biodiversity Assessment: Report for Policy Makers*. CAFF, Akureyri, Iceland.
- Cardinale mfl. (2012). Bradley J. Cardinale, J.Emmett Duffy, Andrew Gonzalez, David U. Hooper, Charles Perrings, Patrick Venail, Anita Narwani, Georgina M. Mace, David Tilman, David A.Wardle, Ann P. Kinzig, Gretchen

- C. Daily, Michel Loreau, James B. Grace, Anne Larigauderie, Diane S. Srivastava and Shahid Naeem. «Biodiversity loss and its impact on humanity». *Nature* 486 (7401): 59–67.
- Carpenter mfl. (2012). Carpenter, S.R.; Arrow, K.J.; Barrett, S.; Biggs, R.; Brock, W.A.; Crépin, A.-S.; Engström, G.; Folke, C.; Hughes, T.P.; Kautsky, N.; Li, C.-Z.; McCarney, G.; Meng, K.; Mäler, K.-G.; Polasky, S.; Scheffer, M.; Shogren, J.; Sterner, T.; Vincent, J.R.; Walker, B.; Xepapadeas, A.; Zeeuw, A.D. «General Resilience to Cope with Extreme Events». *Sustainability* 4 (12): 3248–3259.
- Carson (1962). Rachel Carson. *Silent Spring*. Houghton Mifflin, USA.
- Carson mfl. (2003). R.T. Carson, R.C. Mitchell, M. Hanemann, R.J. Kopp, S. Presser, P.A. Ruud. «Contingent valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill». *Environmental and Resource Economics* 25 (3): 257–286.
- CBD (2010). *Global Biodiversity Outlook 3*. Convention on Biological Diversity, Montréal.
- CBD (2012a). *Cities and Biodiversity Outlook*. Convention on Biological Diversity, Montréal, 64 pages.
- CBD (2012b). *Brazil – Country profile*. Convention on Biological Diversity. Hentet 21.10.12. <http://www.cbd.int>.
- CBD (2012c). *Summary report of the work of the expert group on maintaining the ability of biodiversity to continue to support the water cycle*. UNEP/CBD/COP/11/30. Note by the Executive Secretary of the Convention on Biological Diversity, Montréal.
- Chan mfl. (2006). Chan KMA, Shaw MR, Cameron DR, Underwood EC, and Daily GC. «Conservation Planning for Ecosystem Services». *PLoS Biol* 4(11) e379. Doi:10.1371/journal.pbio.0040379.
- Chan mfl. (2007). Kai M. A. Chan, Robert M. Pringle, Jai Ranganathan, Carol L. Boggs, Yvonne L. Chan, Paul R. Ehrlich, Peter K. Haff, Nicole E. Heller, Karim al-Khafaji, and Dena P. Macmynowski: «When agendas collide: Human welfare and biological conservation». *Conservation Biology* 21 (1): 59–68.
- Chan mfl. (2012). Chan KMA, Satterfield T, Goldstein J. «Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values». *Ecological Economics* 74: 8–18.
- Chapin mfl (2005). Chapin, F.S., Sturm, M., Serreze, M.C., McFadden, J.P., Key, J.R., Lloyd, A.H., McGuire, A.D., Rupp, T.S., Lynch, A.H., Schimel, J.P., Beringer, J., Chapman, W.L., Epstein, H.E., Euskirchen, E.S., Hinzman, L.D., Jia, G., Ping, C.L., Tape, K.D., Thompson, C.D.C., Walker, D.A. & Welker, J.M. «Role of land-surface changes in Arctic summer warming». *Science* 310: 657–660.
- Chapin mfl. (2002). Chapin, F. S., P. A. Matson, H. A. Mooney. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer, New York.
- Chee (2004). Yung En Chee. «An ecological perspective on the valuation of ecosystem services». *Biological Conservation* 120: 549–565.
- Child (2009). Matthew F. Child: «The Thoreau ideal as a unifying thread in the conservation movement». *Conservation Biology* 23 (2): 241–243.
- Chivian og Bernstein (2008a). Chivian, E.S and Bernstein A.S, ed. *Sustaining life: how human health depends on biodiversity*. New York: Oxford University Press.
- Chivian og Bernstein (2008b). Chivian E.S., Bernstein, A.S. «Threatened groups of organisms valuable to medicine». In: Chivian, E.S, Bernstein A.S, ed. 2008. *Sustaining life: how human health depends on biodiversity*. New York: Oxford University Press. Ch. 5.
- Christensen (2009). Pål Christensen. *Den norske arktiske torsken og verden. Torskfiskets historie*. Fortellinger om kyst-Norge. Fiskeridirektoratet mfl.
- Christie mfl. (2011). Dr Mike Christie, Dr Tony Hyde, Rob Cooper, Dr Ioan Fazzey, Dr Peter Dennis, Dr John Warren, Dr Sergio Colombo, Prof. Nick Hanley. *Economic Valuation of the Benefits of Ecosystem Services delivered by the UK Biodiversity Action Plan*. Defra Project SFFSD 0702.
- Claro (2007). Claro, E. «Exchange relationships and the environment: The acceptability of compensation in the siting of wastes disposal facilities». *Environmental Values* 16 (2): 187–208. Doi: 10.3197/096327107780474519.
- Claassen et al. (2008). R. Claassen, A. Cattaneo, R. Johansson. «Cost-effective design of agri-environmental payment programs: U.S. experience in theory and practice». *Ecological Economics* 65: 773–752.
- Contardo-Jara mfl. (2013). Contardo-Jara, V., Funke, M. S., Peuthert, A. mfl. « β -N-Methylamino-L-alanine exposure alters defence against oxidative stress in aquatic plants *Lomariopsis lineata*, *Fontinalis antipyretica*, *Riccia fluitans* and *Taxiphyllum barbieri*». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 88: 72–78. Doi: 10.1016/j.ecoenv.2012.10.026.

- Cooter mfl. (2013). Ellen J Cooter, Anne Rea, Randy Bruins, Donna Schwede and Robin Dennis. «The role of the atmosphere in providing ecosystem services». *Science of the Total Environment* 448: 197–208. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.07.077.
- Cornell (2011). Sarah Cornell. «The rise and rise of ecosystem services: Is «value» the best bridging concept between society and the natural world?» *Procedia Environmental Sciences* 6: 88–95. Doi: 10.1016/j.proenv.2011.05.009.
- Cornulier mfl. (2013). Cornulier, T., Yoccoz, N.G., Bretagnolle, V., Brommer, J.E., Butet, A., Ecke, F., Elston, D.A., Framstad, E., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Huitu, O., Imholt, C., Ims, R.A., Jacob, J., Jedrzejewska, B., Millon, A., Petty, S.J., Pietiäinen, H., Tkadlec, E., Zub, K. & Lambin, X. 2013. «Europe-wide dampening of population cycles in keystone herbivores». *Science*. Doi: 10.1126/science.1228992.
- Costanza (2008). Robert Costanza. «Ecosystem services: Multiple classification systems are needed». *Biological Conservation* 141: 350–352.
- Costanza og Kubiszewski (2012). Robert Costanza and Ida Kubiszewski. «The authorship structure of «ecosystem services» as a transdisciplinary field of scholarship». *Ecosystem Services* 1 (1): 16–25. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.06.002.
- Costanza mfl. (1997). Robert Costanza, Ralph d'Arge, Rudolf de Groot, Stephen Farberk, Monica Grasso, Bruce Hannon, Karin Limburg, Shahid Naeem, Robert V. O'Neill, Jose Paruelo, Robert G. Raskin, Paul Sutton and Marjan van den Belt. «The value of the world's ecosystems and natural capital». *Nature* 387: 253–259.
- Costanza mfl. (2006). Costanza, R. mfl. «Creating a sustainable and desirable New Orleans». *Ecological Engineering* 26: 317–320.
- Cowling mfl. (2008). Richard M. Cowling, Benis Egoh, Andrew T. Knight, Patrick J. O'Farrell, Belinda Reyers, Mathieu Rouget, Dirk J. Roux, Adam Welz and Angelika Wilhelm-Rechman. «An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation». *Proceedings of the National Academy of Sciences PNAS* 105 (28): 9483–9488.
- Cox mfl. (1991). Cox, P.A. mfl. «Flying foxes as strong interactors in South Pacific island ecosystems: A conservation hypothesis». *Conservation Biology* 5: 448–454.
- Cox mfl. (2013). Llael M. Cox, Andrew L. Almeter and Kathryn A. Saterson. «Protecting our life support systems: An inventory of U.S. federal research on ecosystem services». *Ecosystem Services* (online 25 May 2013). Doi: 10.1016/j.ecoser.2013.04.006.
- Crépin mfl. (2012). Anne-Sophie Crépin, ReINETTE Biggs, Stephen Polasky, Max Troell and Aart de Zeeuw. «Regime shifts and management». *Ecological Economics* 84: 15–22. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.09.003.
- Crossman mfl. (2013). Neville D. Crossman, Benjamin Burkhard, Stoyan Nedkov, Louise Willeman, Katalin Petz, Ignacio Palomo, Evangelia G. Drakou, Berta Martín-Lopez, Timon McPhearson, Kremena Boyanova, Rob Alkemade, Benis Egoh, Martha B. Dunbar, Joachim Maes. «A blueprint for mapping and modelling ecosystem services». *Ecosystem Services* 4: 4–14. Doi: 10.1016/j.ecoser.2013.02.001.
- Dahl (2013). Dahl, E. «Tilstanden i økosystem kystsoner». I: Bakketeig, I.E., Gjørseter, H., Hauge, M., Sunnset, B.H. og Toft, K.Ø. (red.) Havforskningsrapporten 2013. *Fisken og Havet*, særnr. 1–2013.
- Dahlberg mfl. (2013). Dahlberg, A., Emanuelson, U. & Norderhaug, A. *Kulturmark og klima – en kunnskapsoversikt*. DN-Utredning 7–2013.
- Dalen (2011). Erik Dalen. *Undersøkelse om bruk av Osломarka 10.-17. september 2011*. Kommentarrapport utarbeidet for Bymiljøetaten i Oslo kommune. Synovate Ltd., Oslo.
- Daniel mfl. (2012). Terry C. Daniel, Andreas Muhar, Arne Arnberger, Olivier Aznar, James W. Boyd, Kai M. A. Chan, Robert Costanza, Thomas Elmqvist, Courtney G. Flint, Paul H. Gobster, Adrienne Grêt-Regamey, Rebecca Lave, Susanne Muhar, Marianne Penker, Robert G. Ríbe, Thomas Schuppenlehner, Thomas Sikor, Ihor Soloviy, Marja Spierenburg, Karolina Taczanowska, Jordan Tam, and Andreas von der Dunk. «Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda.» *Proceedings of the National Academy of Sciences*. Published online 21 May 2012. Doi: 10.1073/pnas.1114773109.
- Darwin (1859). Charles Darwin. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*. 6th Edition. Online Literature Library.
- Dasgupta og Mäler (2000). Partha Dasgupta and Karl-Göran Mäler «Net National Product, Wealth and Social Wellbeing». *Environment and Development Economics* 5: 69–93.
- Defra (2011a). *The Natural Choice: securing the value of nature*. Report presented to Parliament by the Secretary of State for Environ-

- ment, Food and Rural Affairs by Command of her Majesty. The Stationary Office, Norwich, UK.
- Defra (2011b). *Biodiversity 2020: A strategy for England's wildlife and ecosystem services*. UK Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- Dempsey og Robertson (2012). Jessica Dempsey and Morgan M Robertson. «Ecosystem services: Tensions, impurities, and points of engagement with neoliberalism». *Progress in Human Geography* 36 (6): 758–779. Doi: 10.1177/0309132512437076.
- Direktoratet for forvaltning og IKT (2011). *Hva skjer i departementene? Om utfordringer og utviklingsbehov*. Rapport 2011:11. Direktoratet for forvaltning og IKT, Oslo.
- Direktoratet for naturforvaltning (2002). *Naturens verdier og tjenester – en vurdering av norsk natur ved tusenårsskiftet (Pilotstudie 2000)*. DN-rapport 2002–1. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning (2003). *Grønn by: arealplanlegging og grønnstruktur. Håndbok 23*. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning (2009). *Handlingsplan for slåttemark*. DN-rapport 2009–6. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning (2010). *Spredning av fremmede karplanter fra veganlegg – kartlegging og metodeutvikling*. DN-utredning 2–2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning (2011a). Direktoratet for naturforvaltning. *Plan for kalking av vann og vassdrag i Norge 2011–2015*. DN-rapport 2–2011. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning (2011b). *Innlandsfiskeforvaltning 2010–2015. Oversikt over norsk innlandsfiskeforvaltning og naturforvaltningens strategier for 2010–2015*. DN-rapport 6–2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning (2012). *Faggrunnlag for kystlynghei*. DN-rapport 2012. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning (2013). *Spredning av fremmede karplanter fra veg og ut i omgivelser – kartlegging og utprøving av metodikk*. DN-utredning 3–2013. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning og Riksantikvaren (2010). *Landskapsanalyse. Framgangsmåte for vurdering av landskapskarakter og landskapsverdi. Versjon februar 2010*. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, og Riksantikvaren, Oslo.
- Direktoratet for naturforvaltning og Riksantikvaren (2011). *Veileder. Landskapsanalyse i kommuneplanlegging*. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, og Riksantikvaren, Oslo.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet (2011). *Veileder 01:2011 Om karakterisering og analyse. Metodikk for karakterisering og risikovurdering av vannforekomster etter vannforskriften §15*. Lastet ned fra www.vannportalen.no.
- Dramstad mfl. (2001). Dramstad, W.E., G. Fry, W. J. Fjellstad, B. Skar, W. Helliksen, M-L. B. Sollund, M. S. Tveit, A. K. Geelmuyden, and E. Framstad. «Integrating Landscape-Based Values: Norwegian Monitoring of Agricultural Landscapes.» *Landscape and Urban Planning* 57 (3): 257–268.
- Dullinger mfl. (2013). Stefan Dullinger, Franz Essl, Wolfgang Rabitsch, Karl-Heinz Erb, Simone Gingrich, Helmut Haberl, Karl Hülber, Vojtech Jarošík, Fridolin Krausmann, Ingolf Kühn, Jan Pergl, Petr Pyšek and Philip E. Hulme. «Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* (PNAS). Doi: 10.1073/pnas.1216303110.
- Dunn (2010). Robert R. Dunn. «Global Mapping of Ecosystem Disservices: The Unspoken Reality that Nature Sometimes Kills us». *Biotropica* 42 (5): 555–557.
- Duraiappah mfl. (2013). Anantha Duraiappah, Stanley Asah, Eduardo Brondizio, Lori Hunter, Nicholas Kosoy, Anne-Helene Prieur-Richard and Sunnetha Subramaniam. *Managing Biodiversity is About People*. Background Paper on the role of social sciences in achieving the Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and its Aichi Targets for the Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Trondheim Conference on Biodiversity.
- Ecosystem Markets Task Force (2013). *Realising nature's value: The Final Report of the Ecosystem Markets Task Force*. Department for Environment Food and Rural Affairs (Defra), London.
- Edens og Hein (2013). Bram Edens and Lars Hein. «Towards a consistent approach for ecosystem accounting». *Ecological Economics* 90: 41–52. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2013.03.003.
- EEA (2010a). The European Environment Agency (EEA). *The European environment – state and*

- outlook 2010: synthesis*. European Environment Agency, København.
- EEA (2010b). *Miljøsignaler 2010. Biologisk mangfold, klimaendringer og deg*. Det europeiske miljøbyrået, København.
- EEA (2011). European Environment Agency (2011). *An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe*. EEA Technical Report no 13/2011. European Environment Agency, København.
- EEA (2012a). *Urban adaptation to climate change in Europe. Challenges and opportunities for cities together with supportive national and European policies*. EEA Report No 2/2012. European Environment Agency, København.
- EEA (2012b). *Streamlining European biodiversity indicators 2010: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process*. EEA Technical report no 11/2012. European Environment Agency, København.
- EEA (2013). *Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation — Summary*. European Environment Agency, København. Doi:10.2800/70069.
- Eggen og Odenmarck (2012). Trine Eggen og Sven-Roar Odenmarck. «Opptak og translokering av insektmidlet imidakloprid i kulturplanter – eksponering av bier». *Bioforsk Rapport 7* (169).
- Egoh mfl. (2012). Benis Egoh, Evangelia G. Drakou, Martha B. Dunbar, Joachim Maes and Louise Willemsen. *Indicators for mapping ecosystem services: a review*. JRC Scientific and Policy Reports – Report EUR 25456 EN. Joint Research Centre, Ispra, Italia.
- Eigenraam mfl. (2013). Eigenraam, M., Chua, J. and Hasker, J. *Environmental-Economic Accounting: Victorian Experimental Ecosystem Accounts, Version 1.0*. Department of Sustainability and Environment, State of Victoria, Australia.
- Eileen og Portela (2010). Eileen, T.J. & Portela, R. «How the TEEB Framework Can Be Applied: The Amazon Case», i Kumar mfl. (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and Economic Foundations*, Earthscan 2010: s. 307–323.
- Eilers mfl. (2011). Eilers, E. J., Kremen, C., Smith Greenleaf, S., Garber, A. K. & Klein, A-M. «Contribution of Pollinator-Mediated Crops to Nutrients in the Human Food Supply». *PLoS ONE* 6 (6) e21363. Doi: 10.1371/journal.pone.0021363.
- Ellenberg (1990). Ellenberg, H. «Eutrophication as a significant background problem». – I Askew, M. F., red. *Agriculture Rapeseed 00 and intoxication of wild animals*. 117–130. Directorate-General for Agriculture Coordination of Agricultural Research, Luxembourg.
- Elmqvist mfl. (2011). T. Elmqvist, M. Tuvendal, J. Krishnaswamy og K. Hylander. *Managing trade-offs in ecosystem services*. United Nations Environment Programme's Ecosystem Services Economics (ESE) Working Paper Series, Paper No 4. January 2011.
- Engelien (2012). Engelien, E. *Tilgang til rekreasjonsareal og nærturterreng Dokumentasjon av metode*. Notater 20/12. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Engelien mfl. (2005). Engelien, E., Steinnes, M. og Bloch, V.V.H. *Tilgang til friluftsområder. Metoder og resultater 2005*. Notater 2005/15, Statistisk sentralbyrå.
- Entrekin mfl. (2011). Sally Entrekin, Michelle Evans-White, Brent Johnson and Elisabeth Hagenbuch. «Rapid expansion of natural gas development poses a threat to surface waters». *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 503–511. <http://dx.Doi.org/10.1890/110053>.
- EPA-SAB (2009). *Valuing the Protection of Ecological Systems and Services: A Report of the EPA Science Advisory Board*. EPA-SAB-09–012. United States Environmental Protection Agency (EPA), Washington D.C.
- Erwin mfl. (2010). Erwin, P. M., Lopez-Legentil, S., & Schuhmann, P. W. «The pharmaceutical value of marine biodiversity for anti-cancer drug discovery». *Ecological Economics* 70: 445–451.
- ESA (2000). ESA (Ecological Society of America). *Ecosystem Services: A Primer*, www.actionbioscience.org/environment/esa.html accessed 25 May 2012.
- European Commission (2012a). *A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM (2012) 673 final. European Commission, Brussels.
- European Commission (2012b). *Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing*. Commission staff working document SWD (2012) 101 final. European Commission, Brussel.
- European Commission mfl. (2012c). European Commission, Food and Agriculture Organization, International Monetary Fund, Organisation for Economic Cooperation and Development, United Nations and World Bank (2012). *System of Environmental-Economic Accounting*.

- European Commission (2013). *Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe's Natural Capital*. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM (2013) 249 final. European Commission, Brussels.
- Ewel (1986). Ewel, J. «Designing agricultural systems for the humid tropics». *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:245–271.
- FAO (2006). *Global Forest Resources Assessment 2005: Progress Towards Sustainable Forest Management*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO (2012a). FAO Fisheries and Aquaculture Department. *The state of world fisheries and aquaculture 2012*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- FAO (2012b). Food and Agriculture Organisation of the United Nations. *The state of the world's forests 2012*. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- FAO (2013). *Report of the Fourteenth Regular Session of the Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Rome, Italy, 15–19 April 2013*. CGRFA-14/13/Report. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- Finansdepartementet (2005). *Veileder i samfunnsøkonomiske analyser*. Finansdepartementet, Oslo.
- Finstad mfl. (2007). A.G. Finstad, D.N. Barton mfl. *Metodikk for å fastsette miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster. Auravassdraget som eksempel*. NINA Rapport 292.
- Fisher mfl. (2008). Brendan Fisher, Kerry Turner, Matthew Zylstra, Roy Brouwer, Rudolf de Groot, Stephen Farber, Paul Ferraro, Rhys Green, David Hadley, Julian Harlow, Paul Jefferiss, Chris Kirkby, Paul Morling, Shaun Mowatt, Robin Naidoo, Jouni Paavola, Bernardo Strassburg, Doug Yu and Andrew Balmford. «Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research». *Ecological Applications* 18 (8): 2050–2067.
- Fisher mfl. (2009). Brendan Fisher, R. Kerry Turner and Paul Morling. «Defining and classifying ecosystem services for decision making». *Ecological Economics* 68: 643–653.
- Fiskeri- og kystdepartementet (2008). *Fiskeri- og kystdepartementets strategi for utvikling av kystbasert reiseliv 2008–2011*. Fiskeri- og kystdepartementet, Oslo.
- Fiskeri- og kystdepartementet (2009). *Strategi for en miljømessig bærekraftig havbruksnæring*. Fiskeri- og kystdepartementet, Oslo.
- Fiskeri- og kystdepartementet mfl. (2009). Fiskeri- og kystdepartementet, Kunnskapsdepartementet, Nærings- og handelsdepartementet og Utenriksdepartementet. *Nasjonal strategi 2009. Marin bioprospektering – en kilde til ny og bærekraftig verdiskaping*. Departementenes servicesenter, Oslo.
- Fiskeridirektoratet (2012). *Nøkkeltall for norsk havbruksnæring 2011*. Fiskeridirektoratet, Bergen.
- Fiskeridirektoratet (2013). *Økonomiske og biologiske nøkkeltal frå dei norske fiskeria 2012*. Fiskeridirektoratet, Bergen.
- Fitter mfl. (2010). Alastair Fitter, Thomas Elmqvist, Roy Haines-Young, Marion Potschin, Andrea Rinaldo, Heikki Setälä, Susanna Stoll-Kleemann, Martin Zobel and John Murlis. «An assessment of Ecosystem Services and Biodiversity in Europe». In R. E. Hester and R. M. Harrison (eds.) (2010) «Ecosystem Services». *Issues in Environmental Science and Technology* 30. RSC Publishing.
- Foley mfl. (2010). Naomi S. Foley, Viktoria Kahui, Claire W. Armstrong and Tom M. van Rensburg. «Estimating Linkages between Redfish and Cold Water Coral on the Norwegian Coast». *Marine Resource Economics* (25): 105–120.
- Foley mfl. (2011). Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. and Zaks, D.P.M. «Solutions for a cultivated planet». *Nature* 478: 337–342.
- Folke (2006). Carl Folke. «Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses». *Global Environmental Change* 16: 253–267.
- Folke mfl. (2004). Folke, C. mfl. «Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management». *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 557–581.
- Folkehelseinstituttet (2009). *Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase*. Rapport 2009:2. Folkehelseinstituttet, Oslo.
- Framstad mfl. (2009). E. Framstad, H. Berglund, V. Gundersen, R. Heikkilä, N. Lankinen, T. Peltola, O. Risbøl, M. Weih. *Increased biomass harvesting for bioenergy – effects on biodiversity, landscape amenities and cultural heritage*

- values*. TemaNord 2009:591. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Framstad mfl. (2010). Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P.G. og Sloreid, S.-E. *Naturfaglig evaluering av norske verneområder*. NINA Rapport 535. 214 s.
- Framstad mfl. (2011). Erik Framstad, Jogeir N Stokland og Gro Hysten. *Skogvern som klimatil-tak. Verdifulle skogtyper for biologisk mangfold og karbonlagring*. NINA Rapport 752. 38 s.
- Framstad mfl. (2012). Framstad, E., Blumentrath, S., Erikstad, L. og Bakkestuen, V. *Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Verneområ- denes funksjon som økologisk nettverk og tole- ranse for klimaendringer*. NINA Rapport 888. 126 s.
- Framstad mfl. (2013). Framstad, E. (ed.), de Wit, H., Mäkipää, R., Larjavaara, M., Vesterdal, L. and Karlton, E. 2013. *Biodiversity, carbon stor- age and dynamics of old northern forests*. Tem- aNord 2013:507. 130 pp. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Doi: 10.6027/ TN2013-507.
- Frederiksen mfl. (2013). Frederiksen, M., Anker- Nilssen, T., Beaugrand, G. and Wanless, S. «Climate, copepods and seabirds in the boreal Northeast Atlantic – current state and future outlook». *Global Change Biology* 19: 364–372. Doi: 10.1111/gcb.12072.
- Fremstad og Moen (2001). Fremstad, E. & Moen, A. *Truete vegetasjonstyper i Norge*. Rapport botanisk serie 2001–4.
- Frey og Jegen (2001). Frey, B. and R. Jegen. «Motivation crowding theory.» *Journal of Economic Surveys* 15 (5): 589–611.
- Frivold og Gundersen (2009). L.H. Frivold og V. Gundersen. *Skog for folk flest. En gjennomgang av kvantitative spørreundersøkelser fra Norge, Sverige og Finland*. NINA fagrapport 13.
- Frøyland (2010). Merethe Frøyland. «Undervis- ning og læring utenfor klasserommet». *Kimen – En skriftserie fra Naturfagsenteret* 1 (2010): 17–30.
- Funtowicz og Ravetz (1990). Funtowicz, S. and Ravetz, J.R. *Uncertainty and Quality in Know- ledge for Policy*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.
- Fyrhi mfl. (2012). Aslak Fyhri, Åshild L. Hauge og Helena Nordh (red.). *Norsk miljøpsykologi. Mennesker og omgivelser*. Sintef, Trondheim.
- Galaz mfl. (2012). Victor Galaz, Frank Biermann, Carl Folke, Måns Nilson and Per Olsson. «Glo- bal environmental governance and planetary boundaries: An introduction». *Ecological Econ- omics* 81: 1–3. Doi: 10.1016/j.ecole- con.2012.02.023.
- Gallai mfl. (2009). Nicola Gallai, Jean-Michel Sal- les, Josef Settele and Bernard E. Vaissière. «Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline». *Ecological Economics* 68: 810–821.
- Gamfeldt mfl. (2013). Lars Gamfeldt, Tord Snäll, Robert Bagchi, Micael Jonsson, Lena Gustaf- son, Petter Kjellander, Maria C. Ruiz-Jaen, Mats Fröberg, Johan Stendahl, Christopher D. Philipson, Grzegorz Mikusinski, Erik Anders- son, Bertil Westerlund, Henrik Andrén, Fred- rik Moberg, Jon Moen & Jan Bengtsson. «Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species». *Nature Communications* 4: 1340. Doi: 10.1038/ ncomms2328.
- Gardi mfl. (2013). Gardi, C., Jeffery, S., Saltelli, A. «An estimate of potential threats to soil biodi- versity in the EU». *Global Change Biology*. 19 (5). 1538–1548. Doi: 0.1111/gcb.12159.
- Garibaldi mfl. (2011). Garibaldi, L.A., Marcelo, A.A., Klein, A.M., Cunningham, S.A., & Har- der, L.D. «Global growth and stability of agri- cultural yield decrease with pollinator depen- dence». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108 (4): 5909–5914.
- Garibaldi mfl. (2013). Lucas A. Garibaldi, Ingolf Steffan-Dewenter, Rachael Winfree, Marcelo A. Aizen, Riccardo Bommarco, Saul A. Cun- ningham, Claire Kremen, Luísa G. Carval- heiro, Lawrence D. Harder, Ohad Afik, Ignasi Bartomeus, Faye Benjamin, Virginie Boreux, Daniel Cariveau, Natacha P. Chacoff, Jan H. Dudenhöffer, Breno M. Freitas, Jaboury Gha- zoul, Sarah Greenleaf, Juliana Hipólito, Andrea Holzschuh, Brad Howlett, Rufus Isaacs, Steven K. Javorek, Christina M. Kennedy, Kristin M. Krewenka, Smitha Krishnan, Yael Mandelik, Margaret M. Mayfield, Iris Motzke, Theodore Munyuli, Brian A. Nault, Mark Otieno, Jessica Petersen, Gideon Pisanty, Simon G. Potts, Romina Rader, Taylor H. Ricketts, Maj Rund- löf, Colleen L. Seymour, Christof Schüepp, Haj- nalka Szentgyörgyi, Hisatomo Taki, Teja Tscharnatke, Carlos H. Vergara, Blandina F. Viana, Thomas C. Wanger, Catrin Westphal, Neal Williams og Alexandra M. Klein. «Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance». *Science* 339 (6127): 1608–1611. Doi: 10.1126/ science.1230200.
- Gederaas mfl. (2007). Gederaas, L., Salvesen, I. & Viken, Å., red. *Norsk svarteliste 2007 – Økolo-*

- gisk risikovurdering av fremmede arter*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Gederaas mfl. (2012). Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.). *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Ghazoul (2005). Jaboury Ghazoul. «Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis». *Trends in Ecology and Evolution* 20 (7): 367–373.
- Ghazoul (2007). Jaboury Ghazoul. «Recognising the Complexities of Ecosystem Management and the Ecosystem Service Concept». *GAEA – Ecological Perspectives for Science and Society* 16 (3): 215–221.
- Giampietro mfl. (2006). Mario Giampietro, Koza Mayumi and Giuseppe Munda. «Integrated assessment and energy analysis: Quality assurance in multi-criteria analysis of sustainability». *Energy* 31: 59–86.
- Ginsburg mfl. (2007). Kenneth R. Ginsburg, and the Committee on Communications and and the Committee on Psychosocial Aspects of Child and Family Health. «The Importance of Play in Promoting Healthy Child Development and Maintaining Strong Parent-Child Bonds». *Pediatrics* 119: 182–191.
- Givoni (1991). Givoni B. «Impact of Planted Areas on Urban Environmental Quality – A Review». *Atmospheric environment Part B. Urban Atmosphere* 25 (3): 289–299.
- Gjerde mfl. (2010). Gjerde, I., Brandrud, T., Ohlson, M. & Ødegaard, F., red. *Skog. Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Global Footprint Network (2011). *The National Footprint Accounts*. 2011 edition.
- Glomsrød og Aslaksen (2009). Solveig Glomsrød og Iulie Aslaksen (eds.). *The Economy of the North 2008*. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Gobster mfl. (2007). Paul H. Gobster, Joan I. Nassauer, Terry C. Daniel and Gary Fry. «The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology?» *Landscape Ecology* 22: 959–972.
- Goddard mfl. (2010). Mark A. Goddard, Andrew J. Dougill and Tim G. Benton. «Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments». *Trends in Ecology and Evolution* 25 (2): 90–98. Doi: 10.1016/j.tree.2009.07.016.
- Gomes (2012). Gomes, H.I. «Phytoremediation for bioenergy: challenges and opportunities». *Environmental Technology Reviews*. Doi: 10.1080/09593330.2012.696715.
- Gómez-Baggethun mfl. (2010). Erik Gomez-Baggethun, Rudolf de Groot mfl. «The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes». *Ecological Economics* 69 (6): 1209–1218.
- Gómez-Baggethun og Barton (2013). Gómez-Baggethun, E. and Barton, D.N. «Classifying and valuing ecosystem services for urban planning». *Ecological Economics* 86: 235–245. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.08.019.
- Gómez-Baggethun og Groot (2010). Erik Gómez-Baggethun and Rudolf de Groot. «Natural Capital and Ecosystem Services: The Ecological Foundation of Human Society» in R. E. Hester and R. M. Harrison (eds.) (2010) *Ecosystem Services*. Issues in Environmental Science and Technology, Vol 30. RSC Publishing.
- Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez (2011). Erik Gómez-Baggethun and Manuel Ruiz-Pérez. «Economic valuation and the commodification of ecosystem services». *Progress in Physical Geography* 35 (5): 613–628.
- Goodin (1994). R. E. Goodin. «Selling Environmental Indulgences». *Kyklos* 47: 573–596.
- Grahn and Stigsdotter (2003). P. Grahn and U. Stigsdotter «Landscape planning and stress». *Urban Forestry and Urban Greening* 2 (1): 1–18.
- Granhus mfl. (2012). Granhus, A., Hysten, G. & Nilssen, J.-E.Ø. Skogen i Norge. *Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005–2009*. Ressursoversikt fra Skog og landskap 03/12: 85 s.
- Greenleaf og Kremen (2006). Greenleaf, S.S. & Kremen, C. «Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103 (37): 13890–13895.
- Groening (1995). Groening, G. «School garden and kleingarten: for education and enhancing life quality». *Acta Horticulturae* 391: 53–64.
- Groot mfl. (2002). Rudolf S. de Groot, Matthew A. Wilson and Roelof M. J. Boumans. «A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services». *Ecological Economics* 41: 393–408.
- Groot mfl. (2006). *Valuing wetlands: Guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services*. Ramsar Technical Report No. 3, CBD Technical Series No 27, Ramsar Convention Secretariat, Gland.
- Groot mfl. (2010). De Groot RS, Kumar P, van der Ploeg S, Sukdev P. «Estimates of monetary

- values of ecosystem services». Appendix 3 i: Kumar P (ed) (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, Earthscan, London.
- Gruber og Bartlett (2007). Gruber, U. & Bartlett, P. «Snow avalanche hazard modelling of large areas using shallow water numerical methods and GIS». *Environmental Modelling and Software* 22 (10): 1472–1481.
- Grue mfl. (1997). B. Grue mfl. *Housing prices – impacts of exposure to road traffic and location*. TØI report 351/1997.
- Grønlund (2013). Grønlund, A. «Arealbruk og klimagasser». *Bioforsk Fokus* 8 (2): 78–81.
- Grønlund mfl. (2010a). Arne Grønlund, Katrin Knoth de Zarruk og Daniel P. Rasse. *Klimatil-tak i jordbruket – binding av karbon i jordbruks-jord*. Bioforsk Rapport 5 (5). Bioforsk, Ås.
- Grønlund mfl. (2010b). Grønlund, A., K. Bjørkelo, G. Hysten og S.M. Tomter (2010). *CO₂-opptak i jord og vegetasjon i Norge. Lagring, opptak og utslipp av CO₂ og andre klimagasser*. Bioforsk Rapport. Bioforsk, Ås.
- Guenni, L.B. mfl. (2005). Regulation of natural hazards: floods and fires. In Hassan, R. mfl. (eds.) *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Current States and Trends*, Island Press, Washington, DC.
- Gullestad mfl. (2011). Peter Gullestad (utvalgsleder), Bjørge, S., Eithun, I., Ervik, A., Gudding, R., Hansen, H., Johansen, R., Osland, A.B., Rødseth, M. og Røsvik, A.O. *Effektiv og bærekraftig arealbruk i havbruksnæringen – areal til begjær*. Rapport fra et ekspertutvalg oppnevnt av Fiskeri- og kystdepartementet.
- Gundersen mfl. (2010). Gundersen H., Christie H., deWit H., Norderhaug KM., Bekkby, T. og Walday MG. *Utredning om CO₂-opptak i marine naturtyper*. NIVA-rapport 6070–2010, 25 s.
- Gundersen og Rolstad (1998). Gundersen, V. & Rolstad, J. *Truete arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk*. Oppdragsrapport fra Norsk institutt for skogforskning 6/98: 74 s. + vedlegg.
- Gaarder mfl. (1998). Gaarder, G., Holien, H., Håpnes, A. & Tønsberg, T. *Boreal regnskog i Midt-Norge. Registreringer*. DN-rapport 1997–2. 1–328. s.
- Hagen mfl. (2012). D. Hagen, A. Endrestøl, O. Hanssen, A. Often, O. Skarpaas, A. Staverløkk og F. Ødegaard. *Fremmede arter. Kartlegging og overvåking av spredningsvegen «import av planteprodukter»*. NINA Rapport 915. 76 s.
- Haines-Young og Potschin (2011). Roy H. Haines-Young and Marion B. Potschin. *Common international classification of ecosystem services (CICES). 2011 update*. Paper prepared for discussion at the expert meeting in ecosystem accounts organized by the UNSD, the EEA and the World Bank in London in December 2011. Det europeiske miljøbyrået (EEA), København, november 2011.
- Haines-Young og Potschin (2013). Roy Haines-Young and Marion Potschin. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). Consultation on Version 4, August-December 2012*. European Environment Agency Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- Hajjar og Hodkin (2007). R. Hajjar and T. Hodkin. *The use of wild relatives in crop improvement: A survey of developments over the last 20 years*. Euphytica. Springer Science + Business Media B.V.
- Haldane og Nelson (2012). A.G. Haldane og B. Nelson. *Tails of the unexpected*. Speech 8 June 2012. <http://www.bankofengland.co.uk/publications/Pages/speeches/2012/582.aspx>.
- Halvorsen mfl. (2009). Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. og Ødegaard, F. *Naturtyper i Norge – Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner*. Naturtyper i Norge versjon 1.0, Artikkel 1: 1–210.
- Hanley mfl. (2001). Nick Hanley, Susana Mourato and Robert E. Wright. «Choice Modelling Approaches: A superior alternative for environmental valuation?» *Journal of Economic Surveys* 15 (3): 435–462.
- Hanley og Barbier (2009). Nick Hanley and Edward B. Barbier. *Pricing Nature: Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy*. Edward Elgar, Cheltenham UK, Northampton, MA, USA.
- Hansen mfl. (2006). Lars Monrad Hansen, Per Kryger, Birte Boelt, Niels Holst, Annie Enkegaard, Niels Henrik Spliid, Steen Lykke Nielsen, Enrico Graglia, Jørgen B. Jespersen og Kirsten Brahe Larsen. *Vidensyntese om honningbier*. DJF-rapport Markbrug nr. 120. Danmarks Jordbruksforskning.
- Hansen og Nielsen (2005). Hansen, K. B. and Nielsen, T. S. *Natur og grønne områder forebygger stress*. Skov and Landskab. Aalborg, Danmark.

- Hanski mfl. (2012). Ilkka Hanski, Leena von Hertzen, Nanna Fyhrquist, Kaisa Koskinen, Kaisa Torppa, Tiina Laatikainen, Piia Karisola, Petri Auvinen, Lars Paulin, Mika J. Mäkelä, Erkki Vartiainen, Timo U. Kosunen, Harri Alenius, and Tari Haahtela. «Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are inter-related». *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 109 (21): 8334–8339. Doi 10.1073/pnas.1205624109.
- Hardin (1968). Garrett Hardin. «The Tragedy of the Commons». *Science* 162 (3859): 1243–1248. Doi:10.1126/science.162.3859.1243.
- Hardin og Jensen (2007). Perry J. Hardin and Ryan R. Jensen. «The effect of urban leaf area on summertime urban surface kinetic temperatures: A Terre Haute case study». *Urban Forestry & Urban Greening* 6 (2): 63–72. Doi: 10.1016/j.ufug.2007.01.005.
- Harlan (1975). Harlan, J.R. *Of Crops and Man*, American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Hathway og Sharples (2012). E.A. Hathway and S. Sharples. «The interaction of rivers and urban form in mitigating the urban heat island effect: a UK case study». *Building and Environment* 58: 14–22. Doi: 10.1016/j.buildenv.2012.06.013.
- Hatziandreu mfl. (1998). E.I. Hatziandreu, J.P. Koplan, M.C. Weinstein, C.J. Caspersen, K.E. Warner. A cost-effectiveness analysis of exercise as a health promotion activity. *American Journal of Public Health* 78 (11): 1417–21.
- Haugan mfl. (2006). Haugan, L., Nyland, R., Fjeldavli, E., Meistad, T. and Braastad, B.O. Green care in Norway: farms as a resource for the educational, health and social sector; 109–126. In: Hassink, J. and Dijk, van, M. (2006). *Farming for Health: Green-Care Farming across Europe and the United States of America*. Wageningen UR Frontis Series 13.
- Haugland mfl. (2011). Hege Haugland, Elin Øksstad, Magnus Utne Gulbrandsen, Ingrid Strømme, Per Fjeldal og Harold Leffertstra. *Skog som biomasseressurs*. Rapport TA-2762/2011. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.
- Hector mfl. (2010). A. Hector mfl. «General stabilizing effects of plant diversity on grassland productivity through population asynchrony and overyielding». *Ecology* 91: 2213–2220.
- Hein og Gatzweiler (2006). L. Hein and F. Gatzweiler. «The Economic Value of Coffee (Coffea Arabica) Genetic Resources». *Ecological Economics* 60 (1): 176–185.
- Helsedirektoratet (2013). *Utviklingen i norsk kosthold 2012*. Rapport IS-2036. Helsedirektoratet, Oslo.
- Henriksen mfl. (2012). Kristian Henriksen, Merete Gisvold Sandberg, Trude Olafsen, Heidi Bull-Berg, Ulf Johansen, Arne Stokka. *Verdiskaping og sysselsetting i norsk sjømatnæring 2010 – en ringvirkningsanalyse*. SINTEF-rapport A23089.
- Hess og Palm (2012). J.Hess og V. Palm. *Choosing indicators to track progress, raise awareness and support analysis*. Nordiska Ministerrådets arbetsgrupp för Miljö och ekonomi (MEG).
- Heywood (1999). Heywood, V.H. *Use and Potential of Wild Plants in Farm Households*, Food and Agriculture Organization, Rome.
- Hofgaard (2004). Hofgaard, A. «Feedbacks between northern terrestrial systems and climate». In: Gerland and Njåstad (eds.) *Arctic Climate Feedback Mechanisms, Proceedings of a workshop at Norwegian Polar Institute*, Tromsø, Norway 17–19 November 2003. Rapportserie Norsk Polarinstitutt 124: 23–25.
- Holien og Prestø (2008). Holien, H. & Prestø, T. *Kvalitetssikret forvaltning og overvåking av biologisk mangfold i kystgranskog – boreal regnskog*.
- Holien og Tønsberg (1996). Holien, H. & Tønsberg, T. «Boreal regnskog i Norge – habitatet for trøndelagselementets lavarter». *Blyttia* 54: 157–177.
- Holst Buaas (2009). Holst Buaas, E. *Med himmelen som tak*. Universitetsforlaget, Oslo.
- Holtmark (2012). Holtmark, B. «Harvesting in boreal forests and the biofuel carbon debt». *Climatic Change* 112 (2): 415–428.
- Hooper mfl. (2005). Hooper, D.U., F.S. Chapin, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J.H. Lawton, D.M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A.J. Symstad, J. Vandermeer & D.A. Wardle. 2005. «Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge». *Ecological Monographs* 75 (1): 3–35.
- Hovland og Møller (2010). Hovland, Edgar og Møller, Dag. *Åkeren kan òg være blå. Et riss av havbruksnæringens utvikling i Norge*. Fortellinger om kyst-Norge. Fiskeridirektoratet mfl.
- Howarth og Wilson (2006). Howarth, R.B., M.A.Wilson. «A theoretical approach to deliberative valuation: aggregation by mutual consent», *Land Economics* 82 (1): 1–16.
- Hümann mfl. (2011). Hümann, M., Schüler, G., Müller, C. et al. «Identification of runoff processes – the impact of different forest types

- and soil properties on runoff formation and floods». *Journal of Hydrology* 409: 637–649.
- Høye mfl. (2013). Toke T. Høye, Eric Post, Niels M. Schmidt, Kristian Trøjelsgaard and Mads C. Forchhammer. «Shorter flowering seasons and declining abundance of flower visitors in a warmer Arctic». *Nature Climate Change* (online 2 June 2013). Doi:10.1038/nclimate1909.
- Haagensen (2007). Haagensen, T. *Byer og miljø. Indikatorer for miljøutviklingen i de ti største kommunene*. Rapport 2007/26, Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Haagensen (2011). Haagensen, T. *Byer og miljø. Indikatorer for miljøutviklingen i «Framtidens byer»*. SSB Rapport 12/2011. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Haagensen (2012). Haagensen, T. *Indikatorer for miljøutviklingen i de mellomstore byene i Norge*. Rapport 20/2013. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Hågvar (2012). Sigmund Hågvar. «Hvem eier landskapet?». *Kronikk i Aftenposten* 28. desember 2012.
- Hågvar og Berntsen (2001). Sigmund Hågvar og Bredo Berntsen (redaktører). *Norsk naturarv – våre naturverdier i internasjonalt lys*. Andresen & Butenschøn Forlag, Oslo. 254 s.
- Håkonsen og Lunder (2009). L. Håkonsen og T.E Lunder. *Miljøoppgaver i kommunenes utgiftsutjevning. Tentative beregninger*. Telemarksforskning, Bø.
- Ibenholt mfl. (2010). Karin Ibenholt, Henrik Lindhjem, John Magne Skjelvik, Ingeborg Rasmussen, Haakon Vennemo, Hanne Dypdahl. «Samfunnsøkonomisk analyse av eventuell økt petroleumsvirksomhet i Lofoten – Vesterålen». Vista Analyse Rapport nr. 2010/20.
- ICES (2010). *Report of the ICES Advisory Committee, 2010*. 1–75 s. International Council for the Exploration of the Sea (ICES), Copenhagen.
- Iltis (1988). H.H. Iltis. «Serendipity in the exploitation of biodiversity. What good are weedy tomatoes» in E.O. Wilson (ed.) *Biodiversity*. National Academic Press, Washington, DC pp. 98–105.
- Ims mfl. (2007). Ims, R. A., Yoccoz, N. G., Bråthen, K. A., Fauchald, P. & Tverraa, T. «Can reindeer overabundance cause a trophic cascade?» *Ecosystems* 10: 607–622.
- Ingham og Ulph (2003). A. Ingham and A. Ulph. *Uncertainty, Irreversibility, Precaution and the Social Cost of Carbon*. Working Paper No. 37. Tyndall Centre for Climate Change Research.
- Ingold (2000). Tim Ingold. *The Perception of the Environment: Essays on Livelihood, Dwelling and Skill*. Routledge, London and New York.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report – Summary for Policy Makers*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Bonn.
- IPE (2012). *Cleaning up the fashion industry. Green Choice Apparel Supply Chain Investigation – Draft Report*. 2012.04.09. <http://www.ipe.org.cn/Upload/Report-Textiles-One-EN.pdf>.
- IAASTD (2008). *International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD)*. Island Press, Washington D.C.
- Janssen (1992). R. Janssen. *Multiobjective Decision Support for Environmental Management*. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Janssen og Munda (1999). R. Janssen and G. Munda. «Multi-criteria methods for quantitative, qualitative and fuzzy evaluation problems» in J. van den Berg (ed.) *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Jansson (2013). Åsa Jansson. «Reaching for a sustainable, resilient urban future using the lens of ecosystem services». *Ecological Economics* 86: 285–291. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.06.013.
- Jansson og Polasky (2010). Jansson, Å., and S. Polasky. «Quantifying biodiversity for building resilience for food security in urban landscapes: getting down to business». *Ecology and Society* 15 (3): 20.
- Jax mfl. (2013). Kurt Jax, David N. Barton, Kai M.A. Chan, Rudolf de Groot, Ulrike Doyle, Uta Eser, Christoph Görg, Erik Gómez-Baggethun, Yuliana Griewald, Wolfgang Haber, Roy Haines-Young, Ulrich Heink, Thomas Jahn, Hans Joosten, Lilin Kerschbaumer, Horst Korn, Gary W. Luck, Bettina Matzdorf, Barbara Muraca, Carsten Neßhöver, Bryan Norton, Konrad Ott, Marion Potschin, Felix Rauschmayer, Christina von Haaren, and Sabine Wichmann. «Ecosystem services and ethics». *Ecological Economics* 93: 260–268. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2013.06.008.
- Johansen (1997). Johansen, A. *Myrarealer og torvressurser i Norge*. Jordforsk Rapport. 1997–1. 1–37 s.
- Johnson mfl. (2013). Johnson, P.T.J., Preston, D.L., Hoverman, J.T. and Richgels, K.L.D. «Biodiversity decreases disease through predictable changes in host community competence».

- Nature* 494: 230–234. Doi: 10.1038/nature11883.
- Jones og Eaton (1994). T.F. Jones, C.B. Eaton. «Cost-benefit analysis of walking to prevent coronary heart disease». *Archives of Family Medicine* 3 (8): 703–10.
- Jordet (2010). Jordet, A, N. *Klasserommet utanfor*. Cappelen Damm AS, Oslo.
- Joyce mfl. (2012). Alyssa Joyce, Susanne Lindgarth, Jens Kjerulf Petersen and Colin Murphy. *Strategic Approaches for Aquaculture Industry Development: Flat Oyster Cultivation in Scandinavia*. Interreg IV A project NORD-OSTRON. Göteborgs Universitet, Göteborg.
- Kareiva mfl (2011). Kareiva, P. H. Tallis, T.H. Ricketts, G.D. Daily, S Polasky, 2011. *Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. Oxford Biology, Oxford.
- Karhu mfl. (2011). Kahru, M., Brotas, V., Manzano-Sarabia, M., and Mitchell, B.G. «Are phytoplankton blooms occurring earlier in the Arctic?» *Global Change Biology* 17: 1733–1739. Doi: 10.1111/j.1365–2486.2010.02312.x.
- Karjalainen mfl. (2010). Karjalainen, E., Sarjala, T. and Raitio, H. «Promoting human health through forests: overview and major challenges». *Environmental Health and Preventive Medicine* 15 (1): 1–8.
- Karlsen mfl. (2009). Karlsen, S. R., Høgda, K. A., Wielgolaski, F. E., Tolvanen, A., Tømmervik, H., Poikolainen, J. & Kubin, E. «Growing-season trends in Fennoscandia 1982–2006, determined from satellite and phenology data». *Climate Research* 39: 275–286.
- Karstensen mfl. (2013). Jonas Karstensen, Glen P. Peters, Robbie M. Andrew. «Attribution of CO₂ emissions from Brazilian deforestation to consumers between 1990 and 2010». *Environmental Research Letters* 8 (2). Doi:10.1088/1748–9326/8/2/024005.
- Kathiresan og Rajendran (2005). Kathiresan, K. & Rajendran, N. «Costal mangrove forests mitigated tsunami». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65:601–606.
- Keesing mfl. (2010). Keesing, F., Belden, L.K., Daszak, P., mfl. «Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases». *Nature* 468: 647–652.
- Kenny mfl. (2011). Alex Kenny mfl. *Advancing the economics of ecosystems and biodiversity in Canada: A survey of economic instruments for the conservation and protection of biodiversity*. Sustainable Prosperity c/o University of Ottawa – commissioned by Environment Canada.
- Kettunen mfl. (2012). M. Kettunen, P. Vihervaara, S. Kinnunen, D. D’Amato, T. Badura, M. Argimon and P. teten Brink. *Socio-economic Importance of Ecosystem Services in the Nordic Countries – Synthesis in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*. TemaNord 2012:559. Nordisk ministerråd, København.
- Kielland-Lund (1992). Kielland-Lund, J. *Del 2. Håndbok for feltregistrering – viktige vegetasjonstyper i kulturlandskapet, Øst-Norge. Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap*. Norsk institutt for naturforskning, Ås.
- Kinell mfl. (2010). Gerda Kinell, Tore Söderqvist og Linus Hasselström. *Default monetary values for environmental change*. Report 6323. Enveco Miljøekonomi på oppdrag fra Naturvårdsverket i Sverige.
- Kjeldsen mfl. (2012). Jon Kjeldsen, Rune Krogdahl, Vegard Heggem, Peder Fiske, Nils Arne Hvidsten, Sjur Baardsen, Stian Stensland, Øystein Aas. *Elvene rundt Trondheimsfjorden. Laks og Verdiskapning*. Oppsummeringsrapport – korrigert versjon. NINA Temahefte 48.
- Klein mfl. (2003). Klein, A.M. mfl. «Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees». *Proceedings of the Royal Society B – Biological Sciences* 274: 955–961.
- Klein mfl. (2007). Alexandra-Maria Klein, Bernard E Vaissière, James H Cane, Ingolf Steffan-Dewenter, Saul A Cunningham, Claire Kremen and Teja Tscharntke. «Importance of pollinators in changing landscapes for world crops». *Proceedings of the Royal Society B* 274 (1608): 303–313. Doi: 10.1098/rspb.2006.3721.
- Klethagen (2005). Line Klethagen. *Er økt oljevernberedskap samfunnsøkonomisk lønnsomt? En betinget verdsettingsstudie av økt oljevernberedskap*. Masteroppgave. Universitetet for miljø og biovitenskap, Ås.
- Klima- og forurensningsdirektoratet (2010a). *Klimakur 2020. Tiltak og virkemidler for å nå norske klimamål mot 2020*. TA 2590/2010. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.
- Klima- og forurensningsdirektoratet (2010b). *Tiltak og virkemidler for økt opptak av klimagasser fra skogbruk. Sektorrapport Klimakur 2020*. TA 2596/2010. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.
- Klima og forurensningsdirektoratet (2011). *Skog som biomasseressurs*. TA-2762/2011. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.

- Knight (1921). F.H. Knight. *Risk, Uncertainty, and Profit*. Houghton Mifflin, New York.
- Kok mfl. (2010). Marcel T.J. Kok, Stephen Tyler, Anne Gerdien Prins, László Pintér, Heike Baumüller, Johannah Bernstein, Elsa Tsioumani, Henry David Venema and Richard Grosshans. *Prospects for mainstreaming ecosystem goods and services in international policies*. Netherlands Environmental Assessment Agency, Haag.
- Kolstad (2000). Charles D. Kolstad. *Environmental Economics*. Oxford University Press, New York.
- Kommunal- og regionaldepartementet (2013a). *Inntektssystemet for kommunene*. http://www.regjeringen.no/upload/KRD/Vedlegg/KOMM/Kommuneoekonomi/Inntektssystemet%20div/Inntektssystemet_for_kommunene.pdf.
- Kommunal- og regionaldepartementet (2013b). *Retningslinjer for skjønntildelingen*. http://www.regjeringen.no/upload/KRD/Retningslinjer_skjønntildeling_2013.pdf.
- KPMG Netherlands (2012). *Green, healthy and productive. The economics of ecosystems and biodiversity (TEEB NL). Green space and health*. Report prepared by KPMG Advisory N.V. for the Dutch Ministry of economic affairs, agriculture and innovation.
- Kremen mfl. (2007). Kremen, C. mfl. «Pollination and other ecosystem services performed by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change». *Ecology Letters* 7: 1109–1119.
- Krogh (1995). Erling Krogh. *Landskapets fenomenologi*. Doctor Scientiarum Theses 1995: 15. Norges landbrukshøgskole, Ås.
- Kulmala mfl. (2012). Kulmala S., Haapasaari P., Karjalainen T.P., Kuikka S., Pakarinen T., Parkkila K., Romakkaniemi A. and Vuorinen P.J. «TEEB Nordic case: Ecosystem services provided by the Baltic salmon – a regional perspective to the socio-economic benefits associated with a key-stone species». I Kettunen mfl. (2013) *Socio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries – Scoping assessment in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*. Nordisk ministerråd, København.
- Kumar mfl. (2013). Pushpam Kumar, Eduardo Brondizio, Franz Gatzweiler, John Gowdy, Dolf de Groot, Unai Pascual, Belinda Reyers and Pavan Sukhdev. «The economics of ecosystem services: from local analysis to national policies». *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (1): 78–86. Doi: 10.1016/j.cosust.2013.02.001.
- Kumar og Kumar (2008). M Kumar and P Kumar. «Valuation of the ecosystem services: a psycho-cultural perspective». *Ecological Economics* 64: 808–819.
- Kunnskapsdepartementet (2009). Kunnskapsdepartementet. *Strategi 2011–2020. Nasjonal strategi for bioteknologi: For framtidens verdiskaping, helse og miljø*. Departementenes service-senter, Oslo.
- Kurtze mfl. (2009). Nanna Kurtze, Terje Eikemo, Karl-Gerhard Hem. *Analyse og dokumentasjon av friluftslivets effekt på folkehelse og livskvalitet*. SINTEF-rapport utført på oppdrag for Friluftslivets fellesorganisasjon.
- Kvakkestad og Nebell (2012). V. Kvakkestad og I. Nebell. *En gjennomgang av virkemidler i Landbruks- og matdepartementet med betydning for økosystemtjenester*. Notat 2012–22, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Ås.
- Kålås mfl. (2010a). Kålås, J.A., Å. Viken, S. Henriksen og S. Skjelseth (red.). *Norsk rødliste for arter 2010*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Kålås mfl. (2010b). Kålås, J.A., Henriksen S., Skjelseth, S. og Viken, Å. *Miljøforhold og påvirkning for rødlistearter*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Lal (2007). R. Lal. «Soils and Sustainable Agriculture: A review.» *Agronomy for Sustainable Development* 27: 1–8.
- Lal mfl. (2007). R. Lal, R. Follett, B. A. Stewart and J. M. Kimble. «Soil Carbon Sequestration to Mitigate Climate Change and Advance Food Security.» *Soil Science* 172: 943–956.
- Lamarque mfl. (2011). Pénélope Lamarque, Fabien Quétier and Sandra Lavorel. *The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management*. *Comptes Rendus Biologies* 334: 441–449.
- Land (2012a). Anita Land (Bioforsk Økologisk). *Bekymra for humlene*. Oppslag på forskning.no 23. juni 2012: www.forskning.no/artikler/2012/juni/325331.
- Land (2012b). Anita Land (Bioforsk Økologisk). *Mange konger i skoger*. Artikkel på forskning.no 29. oktober 2012 (www.forskning.no/artikler/2012/oktober/337621).
- Landbruks- og matdepartementet (2006). *Handlingsplan for innlandsfiske*. Landbruks- og matdepartementet, Oslo.
- Landbruks- og matdepartementet (2012). *Norges birøkterlag og Honningcentralen*. Nyhetsoppslag på LMDs hjemmesider 17. april 2012:

- <http://www.regjeringen.no/nm/dep/lmd/aktuelt/nyheter/2012/april-12/vitja-norges-birokterlag-og-honningcentr.html?id=678741>.
- Landbruks- og matdepartementet (2013). *Statens tilbud. Jordbruksforhandlingene 2013*. Landbruks- og matdepartementet (lagt fram 7. mai 2013), Oslo.
- Langerud mfl. (2007). Bjørn Langerud, Ståle Størdal, Halfdan Wiig og Morten Ørbeck. *Bioenergi i Norge – potensialer, markeder og virkemidler*. ØF-rapport nr.: 17/2007. Østlandsforskning, Lillehammer.
- Larondelle og Haase (2013). Neele Larondelle and Dagmar Haase. «Urban ecosystem services assessment along a rural-urban gradient: A cross-analysis of European cities». *Ecological Indicators* 29: 179–190. Doi: 10.1016/j.ecolind.2012.12.022.
- Larsson og Hysten (2007). John Y. Larsson og Gro Hysten. «Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000–2004». *Viten fra Skog og landskap* 1/07: 91.
- Latva-Karjanmaa mfl. (2007). Latva-Karjanmaa, Tarja, Penttilä, Reijo; Siitonen, Juha, 2007. The demographic structure of European aspen (*Populus tremula*) populations in managed and old-growth boreal forests in eastern Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 37 (6): 1070–1081.
- Laurans mfl. (2013). Yann Laurans, Aleksandar Rankovic, Raphaël Billé, Romain Pirard and Laurent Mermet. «Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot». *Journal of Environmental Management* 119: 208–219. Doi: 10.1016/j.jenvman.2013.01.008.
- Leadley mfl. (2010). Leadley, P., Pereira, H.M., Alkemade, R., Fernandez-Manjarrés, J.F., Proença, V., Scharlemann, J.P.W., Walpole, M.J. *Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal. Technical Series no. 50.
- Lefèvre mfl. (2013). Lefèvre, F. Koskela, J., Hubert, J., et al. «Dynamic Conservation of Forest Genetic Resources in 33 European Countries». *Conservation Biology* 27 (2): 373–384. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2012.01961.x.
- Lemos og Agrawal (2006). M.C. Lemos and A. Agrawal. «Environmental governance». *Annual Review of Environmental Resources* 31: 297–325.
- Liess mfl. (2012). Liess, S. mfl. The effects of forest expansion on the summer arctic frontal zone. *Climate Dynamics* 38 (9–10): 1805–1827.
- Lindgaard og Henriksen (2011). Arild Lindgaard og Snorre Henriksen (red.). *Norsk rødliste for naturtyper 2011*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Lindhjem (2007). Henrik Lindhjem. «20 years of stated preference valuation of non-timber benefits from Fennoscandian forests: A meta-analysis». *Journal of Forest Economics* 12 (4): 251–277.
- Lindhjem (2008). Henrik Lindhjem. «Methodological issues in meta-analysis, benefit transfer and environmental valuation», Ph.D. Thesis. 2008:18. Department of Economics and Resource Management, Norwegian University of Life Sciences.
- Lindhjem mfl. (kommer). Henrik Lindhjem, Kristine Grimrud, Ståle Navrud og Stein Olav Kolle. «The Social Benefits and Costs of Preserving Forest Biodiversity and Ecosystem Services». Under vurdering for publikasjon i *Journal of Environmental Economics and Policy*.
- Lindhjem mfl. (2013). Henrik Lindhjem, Kristin Magnussen og Ståle Navrud. *Velferdstap ved miljøskader fra oljeutslipp fra skip: En pilotstudie*. Utarbeidet for Kystverket. Rapport 2013/27. Vista Analyse, Oslo.
- Lindhjem og Magnussen (2012). Henrik Lindhjem og Kristin Magnussen. *Verdier av økosystemtjenester i skog i Norge*. NINA-rapport 894.
- Lindhjem og Navrud (2009). H. Lindhjem og S. Navrud «Asking for Individual or Household Willingness to Pay for Environmental Goods? Implication for aggregate welfare measures». *Environmental and Resource Economics* 43 (1): 11–29.
- Lindhjem og Navrud (2011). H. Lindhjem og S. Navrud «Are Internet surveys an alternative to face-to-face interviews in contingent valuation?» *Ecological Economics* 70 (9): 1628–1637.
- Lindhjem og Sørheim (2012). Henrik Lindhjem og Maja Dinéh Sørheim. *Urbane økosystemtjenester i Norge: Status, utvikling, verdi og kunnskapshull*. Rapport fra Vista Analyse nr 2012/37. Vista Analyse, Oslo.
- Lindholt og Kolshus (2012). Lars Lindholt og Kristine E. Kolshus. «Nasjonalformuen». I Brunvoll mfl. (2012). Frode Brunvoll, Svein Homstvedt og Kristine E. Kolshus (red.). *Indikatorer for bærekraftig utvikling 2012*. Statistiske analyser 129. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Lo og Spash (2013). Lo, A. Y. and Spash, C. L. «Deliberative monetary valuation: in search of

- a democratic and value plural approach to environmental policy». *Journal of Economic Surveys* 27: 768–789. Doi: 10.1111/j.1467–6419.2011.00718.x.
- Loeng mfl. (2011). Harald Loeng, Geir Ottersen, Martin-A. Svenning og Audun Stien. *Effekter på økosystemer og biologisk mangfold. Klimaendringer i norsk Arktis – NorACIA delutredning 3*. Rapportserie nr. 133. Norsk polarinstitutt, Tromsø.
- Loeng mfl. (2013). Harald Loeng, Harald Gjørseter og Randi Ingvaldsen (Havforskninstituttet). «Ikke noe fiskerieventyr i Polhavet». *Kronikk i Aftenposten* 12. februar 2013.
- Loomis (2005). John Loomis. *Updated Outdoor Recreation Use Values on National Forests and Other Public Land*. General Technical Report PNW-GTR-658. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Lovasi mfl. (2008). Gina Schellenbaum Lovasi, James W Quinn, Kathryn M Neckerman, Matthew S Perzanowski, and Andrew Rundle. «Children living in areas with more street trees have lower asthma prevalence». *Journal of Epidemiology and Community Health* 62 (7): 646–649. Doi: 10.1136/jech.2007.071894.
- Lovins mfl. 2005. Lovins, G. M., C. G. Jones, M. G. Turner, K. C. Weathers. *Ecosystem functioning in heterogeneous landscapes*. Springer Science, New York.
- Luck mfl. (2012). Luck, G., K. M. A. Chan, U. Eser, E. Gómez-Baggethun, B. Matzdorf, B. Norton and M. Potschin. «Ethical considerations in on-ground applications of the ecosystem services concept». *BioScience* 62 (12): 1020–1029. Doi: 10.1525/bio.2012.62.12.4.
- Lundberg og Koivusalo (2003). Lundberg, A. and Koivusalo, H. «Estimating winter evaporation in boreal forests with operational snow course data». *Hydrological Processes* 17: 1479–1493. Doi: 10.1002/hyp.1179.
- Lunnan mfl. (2005). Lunnan, A., J. Barstad, P. Mitchell-Banks, A. Q. Nyrud, S. Størdal og B. Vennesland. «Norway». *Acta.Silv.Ling.Hung.* Special Edition (2005): 485–508.
- Løddesøl (1948). Løddesøl, A. *Myrene i næringslivets tjeneste*. Grøndahl & Søn, Oslo. 330 s.
- MA (2005a) – Millennium Ecosystem Assessment. *General Synthesis Report*. Island Press, Washington DC.
- MA (2005b) – Millennium Ecosystem Assessment. *Biodiversity Synthesis Report*. Island Press, Washington DC.
- MA (2005c). Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well Being: Current Status and Trends*. Island Press, Washington DC.
- MacDonald og Corson (2012). Kenneth Iain MacDonald and Catherine Corson. «TEEB begins now»: A virtual moment in the production of natural capital». *Development and Change* 43 (1): 159–184. Doi: 10.1111/j.1467–7660.2012.01753.x.
- Mace mfl. (2011). Georgina M. Mace, Ian Bateman, Steve Albon, Andrew Balmford, Claire Brown, Andrew Church, Roy Haines-Young, Jules N. Pretty, Kerry Turner, Bhaskar Vira and Jonathan Winn. Conceptual framework and methodology. In: *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*. UK National Ecosystem Assessment, UNEP-WCMC, Cambridge.
- Mace mfl. (2012). Georgina M. Mace, Ken Norris and Alastair H. Fitter. «Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship». *Trends in Ecology and Evolution* 27 (1): 19–26.
- MacMillan mfl. (2002). MacMillan, D., L.Philip, N.Hanley, B.Alvarez-Farizo. «Valuing non-market benefits of wild goose conservation: a comparison of interview and group-based approaches». *Ecological Economics* 43: 49–59.
- Madsen mfl. (2013). Madsen, P., Solberg, S. & Finne, E. «Robust framtidsskog – valg av treslag, proveniens eller foredlet genetisk materiale – husk å spre risiko!» *Norsk Skogbruk* 59 (2): 44–45.
- MAES (2013). «A common framework for ecosystem assessment for the MAES pilots: Proposal of work structure for the ecosystem cases». Upublisert notat fra april 2013 med rammeverk for økosystemstudier og igangsatte pilotprosjekter under EUs arbeidsgruppe for kartlegging og vurdering av økosystemer og økosystemtjenester (MAES). Tilgjengelig bl.a. fra databasen for EUs arbeidsgrupper på <https://circabc.europa.eu>.
- Maes mfl. (2011). Joachim Maes mfl. *A spatial assessment of ecosystem services in Europe: Methods, case studies and policy analysis – phase I*. PEER Report No 3, Ispra: Partnership for European Environmental Research.
- Maes mfl. (2012a). Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B. and Alkemade, R. «Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe». *Biological Conservation* 155: 1–12.

- Maes mfl. (2012b). Joachim Maes, Benis Egoh, Louise Willemen, Camino Liqueste, Petteri Vihervaara, Jan Philipp Schägner, Bruna Grizzetti, Evangelia G. Drakou, Alessandra LaNotte, Grazia Zulian, Faycal Bouraoui, Maria Luisa Paracchini, Leon Braat, and Giovanni Bidoglio. «Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union». *Ecosystem Services* 1 (1): 31–39. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.06.004.
- Maes mfl. (2012c). Maes, J. Hauck, J., Paracchini, M.L., Ratamáki, O., Termansen, M., Perez-Soba, M., Kopperoinen, L. Rankinen, K., Schägner, P., Henrys, P., Cisowska, I., Zandersen, M., Jax, K., La Notte, A. Leikola, N., Pouta, E., Smart, S., Hasler, B., Lankia, T., Andersen, H.E., Lavalle, C., Vermaas, T., Alemu, M.H. Scholefield, P., Batista, F., Pywell, R., Hutchins, M., Blemmer, M., Wulff-Fonnesbech, A., Vanbergen, A.J., Münier, B., Baranzelli, C., Roy, D., Thieu, V., Zulian, G., Kuussaari, M., Thodsen, G., Alanen, E-L., Braat, L. and Bidoglio G. *A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis. Phase 2*. PEER report 4. Ispra: Partnership for European Environmental Research.
- Maes mfl. (2013). Maes J, Teller A, Erhard M, Liqueste C, Braat L, Berry P, Egoh B, Puydarrieux P, Fiorina F, Santos F, Paracchini ML, Keune H, Wittmer H, Hauck J, Fiala I, Verburg PH, Condé S, Schägner JP, San Miguel J, Estreguil C, Ostermann O, Barredo JI, Pereira HM, Stott A, Laporte V, Meiner A, Olah B, Royo Gelabert E, Spyropoulou R, Petersen JE, Maguire C, Zal N, Achilleos E, Rubin A, Ledoux L, Brown C, Raes C, Jacobs S, Vandewalle M, Connor D, Bidoglio G. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. Publications office of the European Union, Luxembourg. Doi: 10.2779/12398.
- Magnussen (1992). Kristin Magnussen. *Valuation of Reduced Water Pollution Using the Contingent Valuation Method: Methodology and Empirical results*. University of Life Sciences, Ås, Norway, Dr. Scientarium Theses 1992:14.
- Magnussen mfl. (1995). K. Magnussen, O. Bergland og S. Navrud. *Overføring av nytteestimer: Status i Norge og utprøving knyttet til vannkvalitet*. NIVA-rapport O-93137, nr. 3277.
- Magnussen mfl. (1997). K. Magnussen, E. Rymoén, J.L. Bratli og O. Bergland. *Miljømål for vannforekomstene. Vurdering av nytten ved å opprettholde eller forbedre miljøkvalitet*.
- Magnussen mfl. (2008). Kristin Magnussen, Leif Lillehammer, Beate Folkestad Habhab, Bjørn-Otto Dønnum og Mona Mortensen: *Kartlegging av statelige tilskuddsordninger (postene 70–89) med miljøskadelige konsekvenser*. Sweco Grøner (utført for Finansdepartementet).
- Magnussen mfl. (2010a). Kristin Magnussen, Ståle Navrud, Orlando San Martin, Ingunn Bjørnstad og Ola Moa Gausen. *Verdsetting av marine økosystemtjenester: Metoder og eksempler*. SWECO-rapport TA 2582 (utført for Statens forurensningstilsyn).
- Magnussen mfl. (2010b). K. Magnussen, L. Lillehammer, L.K. Helland, O.M. Gausen. *Marine økosystemtjenester i Barentshavet – Lofoten: – Beskrivelse, vurdering og verdsetting*. SWECO-rapport 144531–01 (utført for Miljøverndepartementet og Fiskeri- og kystdepartementet).
- Magnussen mfl. (2012a). K. Magnussen, H. Christie, W. Eikrem, P. Norling, K. Norling. *Økosystemtjenester i Nordsjøen – Skagerrak: – Beskrivelse, vurdering og verdsetting*. SWECO-rapport 146281–1 (utført for Klima- og forurensningsdirektoratet).
- Magnussen mfl. (2012b). K. Magnussen, H. Lindhjem og J.M. Skjelvik. *Samfunnsøkonomiske effekter av forringet miljøtilstand i Nordsjøen og Skagerrak*. Vista Analyse Rapport 2012/38.
- Magnussen mfl. (2012c). Kristin Magnussen, Henrik Lindhjem og Ståle Navrud. *Hvordan kan effekter på marine økosystemtjenester håndteres i samfunnsøkonomiske analyser?* Rapport for Kystverket utarbeidet av Vista Analyse og SWECO. Rapport nr 2012/09.
- Magnussen mfl. (2013). Kristin Magnussen, Henrik Lindhjem, Claire Armstrong, Harald Bergland, Eirik Mikkelsen, Rasmus Reinvang og John Magne Skjelvik. *Verdiskaping og økosystemtjenester i Barentshavet-Lofoten: Synergier og avveininger*. Rapportnummer 2013/08. Utarbeidet for Nærings- og handelsdepartementet, Miljøverndepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet og Kommunal- og regionaldepartementet. Vista Analyse AS, Oslo.
- Magnussen og Bergland (1996). K. Magnussen og O. Bergland. *Verdsetting av miljøgifter i vann*. Rapport OR 51.96. Østfoldforskning.
- Marchi og Ravetz (2001). Bruna De Marchi and Jerome R. Ravetz. «Participatory Approaches to Environmental Policy». *Environmental Valuation in Europe, Policy Research Brief* 10.

- Mattilsynet (2013a). *Hvor giftig er neonikotinoider (f.eks. imidakloprid), sammenlignet med f.eks. DDT?* Oppslag på Mattilsynets nettsider (hentet 13. juni 2013). http://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/plantevernmidler/hvor_giftig_er_neonikotinoider_feks_imidakloprid_sammenlignet_med_feks_ddt.3193.
- Mattilsynet (2013b). *Mattilsynet trekker godkjenning for plantevernmidler som fryktes å ha sammenheng med biedød.* Oppslag på Mattilsynets nettsider (hentet 13. juni 2013): http://www.mattilsynet.no/planter_og_dyrking/plantevernmidler/godkjenning_av_plantevernmidler/mattilsynet_trekker_godkjenning_for_plantevernmidler_som_fryktes_aa_ha_sammenheng_med_biedod.8866.
- Maxted og Kell (2009). N. Maxted and S.P. Kell. *Establishment of a Global Network for the In Situ Conservation of Crop Wild Relatives: Status and Needs.* FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture, Rome. 266 pp.
- Maynard mfl. (2010). Simone Maynard, David James and Andrew Davidson. «The Development of an Ecosystem Services Framework for South East Queensland». *Environmental Management* 45: 881–895. Doi 10.1007/s00267-010-9428-z.
- Mazza mfl. (2013). Leonardo Mazza, Marika Bröckl, Sanna Ahvenharju, Patrick ten Brink and Tiina Pursula. *Natural Capital in a Nordic context: Status and Challenges in the Decade of Biodiversity.* A study prepared by Gaia Consulting Oy and the Institute for European Environmental Policy (IEEP) for the Nordic Council of Ministers, Copenhagen. TemaNord 2013:526. Doi: 10.6027/TN2013-526.
- McAfee (2012). Kathleen McAfee. «The contradictory logic of global ecosystem services markets». *Development and change* 43 (1): 105–131. Doi: 10.1111/j.1467-7660.2011.01745.x.
- McCauley (2006). Douglas J. McCauley. «Selling out on nature». *Nature* 443: 27–28. Doi: 10.1038/443027a.
- McNeely mfl. (2009). Jeffrey A. McNeely, Russell A. Mittermeier, Thomas M. Brooks, Frederick Boltz and Neville Ash. *The Wealth of Nature: Ecosystem Services, Biodiversity, and Human Well-being.* ILCP, Arlington.
- Meeren (2013). Gro I. van der Meeren (redaktør). «Kasusstudie: Villaks og oppdrettslaks i et økosystemtjenesteperspektiv.» *Fisken og Havet* 5/2013. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Meeren mfl. (2010). van der Meeren, G. I., Lorentsen, S. H. & Skjoldal, H. R. 2010. Hav (bunn og pelagisk). – I Nybø, S., red. *Naturindeks for Norge 2010.* DN-Utredning 3–2010. s. 25–45.
- Meland og Rebours (2012). Meland, M. and C. Rebours. «Short description of the Norwegian seaweed industry». *Bioforsk FOKUS* 7 (2): 278–279.
- Meld. St. 10 (2010–2011). *Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten.* Miljøverndepartementet, Oslo.
- Meld. St. 14 (2010–2011). *Mot en grønnere utvikling – om sammenhengen i miljø- og utviklingspolitikken.* Utenriksdepartementet, Oslo.
- Meld. St. 9 (2011–2012). *Landbruks- og matpolitikken. Velkommen til bords.* Landbruks- og matdepartementet, Oslo.
- Meld. St. 15 (2011–2012). *Hvordan leve med farene – om flom og skred.* Olje- og energidepartementet, Oslo.
- Meld. St. 21 (2011–2012). *Norsk klimapolitikk.* Miljøverndepartementet, Oslo. Meld. St. 1 (2012–2013). *Nasjonalbudsjettet 2013.* Finansdepartementet, Oslo.
- Meld. St. 26 (2011–2012). *Den norske idrettsmodellen.* Kulturdepartementet, Oslo.
- Meld. St. 12 (2012–2013). *Perspektivmeldingen 2013.* Finansdepartementet, Oslo.
- Meld. St. 17 (2012–2013). *Bygje – by – leve. Ein bustadpolitikk for den einskilde, samfunnet og framtidige generasjonar.* Kommunal- og regionaldepartementet, Oslo.
- Meld. St. 22 (2012–2013). *Verdens fremste sjømatnasjon.* Fiskeri- og kystdepartementet, Oslo.
- Meld. St. 26 (2012–2013). *Nasjonal transportplan 2014–2023.* Samferdselsdepartementet, Oslo.
- Meld. St. 33 (2012–2013). *Klimatilpasning i Norge.* Miljøverndepartementet, Oslo.
- Meld. St. 34. (2012–2013). *Folkehelsemeldingen. God helse – felles ansvar.* Helse- og omsorgsdepartementet, Oslo.
- Meld. St. 37 (2012–2013). *Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak (forvaltningsplan).* Miljøverndepartementet, Oslo.
- Meld. St. 40 (2012–2013). *Fiskeriattalane Noreg har inngått med andre land for 2013 og fisket etter avtalane i 2011 og 2012.* Fiskeri- og kystdepartementet, Oslo.
- Menzel og Teng (2010). «Ecosystem services as a stakeholder-driven concept for conservation science». *Conservation Biology* 24 (3): 907–909. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01347.x.

- Merleau-Ponty (1962). Maurice Merleau-Ponty. *Phenomenology of Perception*. Routledge & K. Paul, London.
- Metz og Weigel (2010). *Key findings from recent national opinion research on «ecosystem services»*. Fairbank, Maslin, Maullin, Metz & Associates FM3, Santa Monica, USA.
- Meyerhoff mfl. (2012). Jürgen Meyerhoff, Daija Angeli, Volkmar Hartje. «Valuing the benefits of implementing a national strategy on biological diversity – The case of Germany». *Environmental Science & Policy* 23: 109–119.
- Miljödepartementet (2012). *Svenska miljömål – preciseringar av miljö kvalitetsmålen och en första uppsättning etappmål*. Ds 2012:23. Miljödepartementet, Stockholm.
- Miljøverndepartementet (2007a). *Tverrsektoriell nasjonal strategi og tiltak mot fremmede skadelige arter*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Miljøverndepartementet (2007b). *Rapport fra nordisk konferanse om friluftsliv og psykiske helse. Asker, Sem, Norge 17. – 18. september 2007*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Miljøverndepartementet (2008). *Naturopplevelse, friluftsliv og vår psykiske helse. Rapport fra det nordiske prosjektet «Friluftsliv og psykisk helse»*. Miljøverndepartementet, Oslo, i samarbeid med Nordisk Ministerråd.
- Miljøverndepartementet (2011a). *Norske miljømål. Oversikt over resultatområder og virkemidler*. T-1508. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Miljøverndepartementet (2011b). *Rekordlav avskoging utløser 1 mrd. til Amazonas-fondet*. Nyhetsoppslag 12.12.2011. <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/aktuelt/nyheter/2011/rekordlav-avskoging-utloser-1-mrd-til-am.html?id=666388>.
- Miljøverndepartementet (2011c). *Nasjonale forventninger til regional og kommunal planlegging*. <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/veiledninger/2011/nasjonale-forventninger.html?id=649923>.
- Miljøverndepartementet (2012). *Regjeringens klima- og skogprosjekt*. <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/tema/klima/klimaog-skogprosjektet.html?id=548491>.
- Moen (1998). Moen, A. *Nasjonalatlas for Vegetasjon*. Statens Kartverk, Hønefoss.
- Moen mfl. (2010). Moen, A, Dolmen, Hassel, K & Ødegård. «Myr, kilder og flommark». I: Kålås, J.A., Henriksen, S., Skjelseth, S. og Viken, Å. (red.) 2010. *Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Molnar og Kubiszewski (2012). Jennifer L. Molnar and Ida Kubiszewski. «Managing natural wealth: Research and implementation of ecosystem services in the United States and Canada». *Ecosystem Services* 2: 45–55. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.09.005.
- Montis mfl. (2004). Andrea de Montis, Pasquale De Toro, Bart Droste-Franke, Ines Omann and Sigrid Stagl. «Assessing the quality of different MCDA methods». In *Alternatives for Environmental Valuation*, Getzner M., Spash C. L. and Stagl S (eds). Routledge, London.
- Mooney og Drake (1989). H.A. Mooney and J.A. Drake. *Biological invasions – a SCOPE program overview*.
- Morandeu og Vilaysack (2012). D. Morandeu og D. Vilaysack. «Compensating for damage to biodiversity: international experiments and lessons for France». *General Commission for Sustainable Development – Economy, evaluation and sustainable development service*. No 133, August 2012.
- Mortensen mfl. (2013). Mortensen, S., Utne Palm, A.C., Skiftesvik, A.B. 2013. «Utfordringer ved fangst og bruk av leppefisk». I I.E. Bakketeig, H. Gjøsæter, H. Loeng, H. Sunnset, K.Ø. Toft (red) Havforskningsrapporten 2013. *Fisken og Havet*, særnr. 1–2013: 36–37.
- Mouillot mfl. (2013). Mouillot D, Bellwood DR, Baraloto C, Chave J, Galzin R, et al. «Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems». *PLoS Biol* 11 (5). e1001569. Doi:10.1371/journal.pbio.1001569.
- Munda (1995). Giuseppe Munda. *Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment: Theory and Applications in Ecological Economics*. Physica-Verlag, Heidelberg.
- Muradian og Rival (2012). Roldan Muradian and Laura Rival. «Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services.» *Ecosystem Services* 1 (1): 93–100. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.009.
- Myers og Lamm (1976). D.G. Myers and H. Lamm (1976). «The group polarization phenomenon». *Psychological Bulletin* 83 (4): 602–627.
- Myking (2013). Tor Myking. *Klimaendringer – tilpasningsdyktighet hos skogstrær*. Artikkel skrevet for NordGen Skog. Hentet 21. juni 2013 fra <http://www.nordgen.org/index.php/skand/content/view/full/2406>.
- Mäler mfl. (2007). Karl-Göran Mäler, Chuan-Zhong Li and Georgina Destouni. *Pricing resilience in a dynamic economy-environment system: A capital-theoretic approach*.
- Mørkved og Krokan (2000). O.J. Mørkved og P.S. Krokan. *Økonomisk analyse av villaksressur-*

- sene i nasjonale laksevassdrag*. Rapport til Direktoratet for naturforvaltning.
- Maas mfl. (2009). Jolanda Maas, Robert A Verheij, Sjerp de Vries, Peter Spreeuwenberg, Francois G Schellevis and Peter P Groenewegen. «Morbidity is related to a green living environment». *Journal of Epidemiology and Community Health* 63: 967–973. Doi:10.1136/jech.2008.079038.
- Nabhan og Buchmann (1997) Nabhan, G.P. and Buchmann, S.L. «Services Provided by Pollinators». In Daily, G.C. (ed) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington DC, pp.133–150.
- Naeem mfl. (2012). Naeem S, Duffy JE, and Zavaleta E. «The functions of biological diversity in an age of extinction». *Science* 336 (6087):1401–1406.
- Nahlik mfl. (2012). Amanda M. Nahlik, Mary E. Kentula, M. Siobhan Fennessy and Dixon H. Landers. «Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice». *Ecological Economics* 77: 27–35.
- Naturvårdsverket (2006). *Naturen som kraftkälla. Om hur och varför naturen påverkar helsan*. Rapport fra Naturvårdsverket, Sverige.
- Naturvårdsverket (2008). *Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak*. Rapport 5873 (desember 2008). Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2009). *Vad kan havet ge oss? Östersjöns och Västerhavets økosystemtjänster*. Rapport 5937 (februar 2009). Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2010). *Den svenska konsumtionens globala miljöpåverkan*. Rapport fra Naturvårdsverket og Kemikalieinspektionen.
- Naturvårdsverket (2012). *Sammenstølld informasjon om økosystemtjänster*. Skrivelse 2012–10–31/Årendenr: NV-00841–12. Naturvårdsverket, Sverige.
- Navrud (2001a). Ståle Navrud. *En sammenligning av norsk vannkraft med andre energibærere. Trinn 1 – Miljøkostnader av norsk vannkraft*. EBL Kompetanse.
- Navrud (2001b). Ståle Navrud. «Economic valuation of inland recreational fisheries: empirical studies and their policy use in Norway». *Fisheries Management and Ecology* 8: 369–382.
- Navrud (2004). Ståle Navrud. «Value transfer and environmental policy». Chapter 5 (pp.189–217) in Tietenberg, and H. Folmer (eds.) 2004: *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005. A survey of Current Issues*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.
- Navrud mfl. (2007). Ståle Navrud, Åsa Souturkorva, Tore Söderqvist, Yngve Trædal. *Nordic Environmental Valuation Database – Sluttrapport till Nordiska Ministerrådets miljø- och ekonomigrupp*. TemaNord 2007:518.
- Navrud og Strand (2011). S. Navrud og J. Strand. «Using hedonic pricing for estimating compensation payments for noise and other externalities from new roads». I: J. Bennet (2011). *The international handbook on non-market environmental valuation*. Edward Elgar.
- Naylor mfl. (2009). Naylor, Rosamond L.; Hardy, Ronald W.; Bureau, Dominique P; et al. «Feeding aquaculture in an era of finite resources» *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)* 106 (42): 18040–18040. Doi: 10.1073/pnas.0910577106.
- NBIM (2012). *Beholdninger per 31. desember 2011*. <http://www.nbim.no/no/Investeringer/holdninger/>.
- NBIM (2013). Norges Bank Investment Managements hjemmeside. Hentet april 2013. www.nbim.no/no/.
- Nelleman mfl. (2001). Nelleman, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. and Strand, O. «Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts». *Biological Conservation* 101: 351–360.
- Nellemann mfl. (2009). Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdés, L., De Young, C., Fonseca, L., and Grimsditch, G. (Eds). *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, Arendal.
- Nilsen (2010). Heidi Rapp Nilsen. «The joint discourse 'reflexive sustainable development' – From weak towards strong sustainable development». *Ecological Economics* 69: 495–501.
- Nilsen og Langset (2010). J.K. Nilsen og M. Langset. *Strategier og tiltak for å styrke kommunens miljøvernarbeid – forprosjekt*. NIVI-notat 2010:1
- Ninan (2009). Ninan, K.N. (ed.) *Conserving and Valuing Ecosystem Services and Biodiversity*, Earthscan, London.
- Norad (2012a). *Norsk bistand i tall*. <http://www.norad.no/no/om-bistand/norsk-bistand-i-tall>.
- Norad (2012b). *Resultatrapport 2012: Bistand til naturressursforvaltning*. <http://www.norad.no/>

- no/resultater/norads-resultatrapporter/resultatrapport-2012.
- Norderhaug (2010). Norderhaug, A. «Åpent lavland». I Nybø, S., red. *Naturindeks for Norge 2010*. DN-Utredning 3–2010. s. 70–78.
- Norderhaug mfl. (1999). Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. *Skjøtselboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Landbruksforlaget, Oslo.
- Norderhaug mfl. (2006). Norderhaug, A., Hermansen, J., Bergils, L. Kurppa, S. Thorhallsdottir, A.G. & Rosef, L. «Maintenance of the cultural landscape as a resource for sustainable agricultural development». *Bioforsk Report* 1 (117): 1–78.
- Norderhaug mfl. (2010). Norderhaug, K. M., Aure, J., Falkenhaus, T., Johnsen, T., Lømsland, E., Magnusson, J., Moy, F., Omli, L., Rygg, B. & Trannum, H. *Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge*. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2009. Statlig program for foruensningsovervåking. 1068/2010. Klif/NIVA. 1–112 s.
- Nordhaus (2007). W.Nordhaus. *The Challenge of Global Warming: Economic Models and Environmental Policy*.
- Nordhaus og Tobin (1973). W. Nordhaus og J. Tobin. «Is Growth Obsolete?» i *The Measurement of Economic and Social Performance*, National Bureau of Economic Research, 1973.
- Norges vassdrags- og energidirektorat (2012). *Havvind. Strategisk Konsekvensutredning*. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo.
- Norgaard (2010). Richard B. Norgaard. «Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder». *Ecological Economics* 69 (6): 1219–1227.
- Norman mfl. (2010). J. Norman, M. Annerstedt, M. Boman and L Mattsson. «Influence of outdoor recreation on self-rated human health: comparing three categories of Swedish recreationists». *Scandinavian Journal of Forest Research* 25 (3): 234–244.
- Norton og Noonan (2007). Bryan G. Norton and Douglas Noonan. «Ecology and valuation: Big changes needed». *Ecological Economics* 63: 664–675.
- NOU 1996: 9. *Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting*. Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 1997: 27. *Nytte-kostnadsanalyser*. Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 1998: 16. *Veiledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor*. Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 1999: 9. *Til laks åt alle kan ingen gjera?* Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 2003: 14. *Bedre kommunal og regional planlegging etter plan- og bygningsloven II*. Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 2004: 28. *Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold (naturmangfoldloven)*. Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 2005: 5. *Enkle signaler i en kompleks verden*. Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 2005: 10. *Lov om forvaltning av villevende marine ressurser*. Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 2005: 18. *Fordeling, forenkling, forbedring. Inntektssystemet for kommuner og fylkeskommuner*. Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 2006: 18. *Et klimavennlig Norge*. Statens forvaltningstjeneste, Oslo.
- NOU 2009: 16. *Globalt miljøutfordringer – norsk politikk. Hvordan bærekraftig utvikling og klima bedre kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser*. Departementenes servicesenter, Oslo.
- NOU 2010: 9. *Et Norge uten miljøgifter. Hvordan utslipp av miljøgifter som utgjør en trussel mot helse og miljø kan stanses*. Departementenes servicesenter, Oslo.
- NOU 2010: 10. *Tilpassing til eit klima i endring. Samfunnet si sårbarheit og behov for tilpassing til konsekvensar av klimaendringane*. Departementenes servicesenter, Oslo.
- NOU 2012: 2. *Utenfor og innenfor*. Departementenes servicesenter, Oslo.
- NOU 2012: 9 *Energiutredningen – verdiskapning, forsyningsikkerhet og miljø*. Departementenes servicesenter, Oslo.
- NOU 2012: 16 *Samfunnsøkonomiske analyser*. Departementenes servicesenter, Oslo.
- Nybø (2010). Signe Nybø (red.) *Naturindeks for Norge 2010*. DN-utredning 3–2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Nybø mfl. (2012). Nybø, S., Certain, G. and Skarpaas, O. «The Nature Index – State and trends of biodiversity in Norway». *Norsk Geografisk Tidsskrift – Norwegian Journal of Geography* 66 (5): 241–249. Doi: 10.1080/00291951.2012.743168.
- Nykvist mfl. (2013). Björn Nykvist, Åsa Persson, Fredrik Moberg, Linn Persson, Sarah Cornell og Johan Rockström. *National Environmental Performance on Planetary Boundaries. A study for the Swedish Environmental Protection Agency*. Report 6576 (June 2013). Naturvårdsverket, Stockholm.

- NYSDEC (2011). *Revised Draft SGEIS on the Oil, Gas and Solution Mining Regulatory Program* (September 2011). New York State Department of Environmental Conservation. <http://www.dec.ny.gov/energy/75370.html>.
- Nærings- og handelsdepartementet (2012). *Regjeringens reiselivsstrategi. Destinasjon Norge. Nasjonal strategi for reiselivsnæringen*. Nærings- og handelsdepartementet, Oslo.
- Nærings- og handelsdepartementet (2013). *Strategi for mineralnæringen*. Nærings- og handelsdepartementet, Oslo.
- Næss (1973). Næss, A. *Økologi og filosofi*. Universitetsforlaget, Oslo.
- O'Neill (1992). John O'Neill. «The Varieties of Intrinsic Value». *The Monist* 75 (2):119–137.
- Oceanor (2003). *Høringen rensaneanlegg og miljøtilstanden i Trondheimsfjorden*. Rapport (OCN R-23015) utarbeidet for Trondheim kommune. Oceanor, Trondheim.
- Odden (2008). Odden, A. *Hva skjer med norsk friluftsliv? En studie av utviklingstrekk i norsk friluftsliv 1970–2004*. Ph.D. Thesis, Høgskolen i Telemark, Bø.
- OECD (2011). *Towards Green Growth. A summary for policy makers*. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris.
- OECD (2012). *OECD Environmental Outlook to 2050 – The Consequences of Inaction*. OECD Publishing, Paris. Doi: 10.1787/9789264122246-en.
- Olafsen mfl. (2012). Trude Olafsen, Ulf Winter, Yngvar Olsen, Jorunn Skjermo. *Verdiskaping basert på produktive hav i 2050*. Rapport fra en arbeidsgruppe oppnevnt av Det Kongelige Norske Videnskabers Selskab (DKNVS) og Norges Tekniske Vitenskapsakademi (NTVA).
- Olaussen og Skonhøft (2011). J.O. Olaussen og A. Skonhøft «A cost-benefit analysis of moose harvesting in Scandinavia. A stage structured modeling approach». *Resource and Energy Economics* 33: 589–611.
- Olje- og energidepartementet (2008). *Strategi for økt utbygging av bioenergi*. Olje- og energidepartementet, Oslo.
- O'Neill (2007). O'Neill, John. *Markets, Deliberation and Environment*. Routledge, Oxford and New York.
- Ot.prp. nr. 32 (2007–2008). *Om lov om planlegging og byggesaksbehandling (plan- og bygningsloven) (plandelen)*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Ot.prp. nr. 52 (2008–2009). *Om lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven)*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Oug mfl (2010a). Oug, E., Christie, H., Eikrem, W., van der Meeren, G. I., Nilssen, K. T. & Lorentsen, S. H. 2010a. «Kystvann (bunn og pelagisk)». I Nybø, S., red. *Naturindeks for Norge 2010*. DN-Utredning 3–2010. s. 46–59.
- Oug mfl (2010b). Oug, E., Gjørseter, J., Anker-Nilssen, T., Bakken, T., Sneli, J.-A. & Rueness, J. «Marine miljø». I Kålås, J. A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å., red. *Miljøforhold og påvirkninger for rødlistarter*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Oug mfl. (2007). Oug, E., Bakken, T. & Sneli, J.-A. «Marine invertebrater i ny norsk rødliste – vurderinger og kunnskapsmangler». *Fauna* 60 (2): 50–61.
- Oug mfl. (2013). Eivind Oug, Sabine K. J. Cochrane, Jan H. Sundet, Karl Norling, Hans C. Nilsson og Lies Vansteenbrugge. *Effekter av kongekrabben på øko-systemet på bløtbunn: undersøkelser i Varanger 2006–2009*. Rapport lnr. 6037–2010. Norsk institutt for vannforskning.
- Pagiola mfl. (2004). Stefano Pagiola, Konrad von Ritter and Joshua Bishop. *How much is an ecosystem worth? Assessing the economic value of conservation*. The World Bank, Washington.
- Pascuala mfl. (2010). Unai Pascuala, Roldan Muradian mfl. «The Economics of Valuing Ecosystem Services and Biodiversity» Kapittel 5 i TEEB (2010a). *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, Earthscan, London and Washington.
- PCAST (2011). The President's Council of Advisors on Science and Technology. *Report to the President. Sustaining Environmental Capital: Protecting Society and the Economy*. Executive Office of the President, President's Council of Advisors on Science and Technology (PCAST), Washington D.C., USA.
- Pearce mfl. (2006). D. Pearce, G. Atkinson and S. Mourato «Cost-Benefit Analysis and the Environment. Recent Developments». OECD 2006.
- Pearce og Turner (1990). D. W. Pearce and R. K. Turner. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Pedersen og Eide (2010). Pedersen, H. C. & Eide, N. «Fjell». I Nybø, S., red. *Naturindeks for Norge 2010*. DN-Utredning 3–2010. s. 109–123.
- Pendleton mfl. (2012). Pendleton L, Donato DC, Murray BC, Crooks S, Jenkins WA, et al. «Estimating Global «Blue Carbon» Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated

- Coastal Ecosystems». *PLoS ONE* 7 (9). e43542. Doi:10.1371/journal.pone.0043542.
- Perman mfl. (2003). Roger Perman, Yue Ma, James McGilvray and Michael Common. *Natural Resource and Environmental Economics*. Pearson Education Limited.
- Peterson mfl. (2009). Peterson, M. J., D.M. Hall, A.M. Feldpausch-Parker and T.R. Peterson. «Obscuring Ecosystem Function with Application of the Ecosystem Services Concept». *Conservation Biology* 24 (1): 113–119. Doi: 10.1111/j.1523–1739.2009.01305.x.
- Pimentel mfl. (1997). D. Pimentel, C. Wilson, C. McCullum mfl. «Economic and environmental benefits of biodiversity». *BioScience* 47: 747–757.
- Pittock mfl. (2012). J. Pittock, S. Cork and S Maynard. «The state of application of ecosystem services in Australia». *Ecosystem Services* 1 (1): 111–120. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.010.
- Polasky mfl. (2012). Stephen Polasky, Kris Johnson, Bonnie Keeler, Kent Kovacs, Erik Nelson, Derric Pennington, Andrew J. Plantinga, and John Withey. «Are investments to promote biodiversity conservation and ecosystem services aligned?» *Oxford Review of Economic Policy* 28 (1): 139–163. Doi: 10.1093/oxrep/grs011.
- Polishchuk and Rauschmayer (2012). Yuliana Polishchuk and Felix Rauschmayer. «Beyond «benefits»? Looking at ecosystems through the capability approach». *Ecological Economics* 81: 103–111. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.06.010.
- Potts mfl. (2010). Simon G. Potts, Jacobus C. Biesmeijer, Claire Kremen, Peter Neumann, Oliver Schweiger and William E. Kunin. «Global pollinator declines: trends, impacts and drivers». *Trends in Ecology and Evolution* 25 (6).
- Power mfl. (1996). Power, M.E. mfl. «Challenges in the quest for keystones». *BioScience* 46: 609–620.
- Prescott-Allen og Prescott-Allen (1986). R. Prescott-Allen and C. Prescott-Allen. *The first resource: Wild species in the North American economy*. New Haven, CT: Yale University.
- Priester mfl. (2012). Priester, J.H., Ge, Y., Mielke, R.E. mfl. «Soybean susceptibility to manufactured nanomaterials with evidence for food quality and soil fertility interruption». *Proceedings of the National Academy of Sciences*. Doi: 10.1073/pnas.1205431109.
- Pritchard (2011). Dave Pritchard. *The terminal evaluation of The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. Evaluation performed for the United Nations Environment Program in December 2011. Unpublished version presented to TEEB Advisory Board March 2012.
- Prop. 124 S (2009–2010). *Kommuneproposisjonen 2011*. Kommunal- og regionaldepartementet, Oslo.
- Prop. 110 S (2011–2012). *Kommuneproposisjonen 2013*. Kommunal- og regionaldepartementet, Oslo.
- Prop. 48 L (2012–2013). *Endringer i regnskapsloven og enkelte andre lover (rapportering om samfunnsansvar mv.)*. Finansdepartementet, Oslo.
- Prop. 1 LS (2012–2013). *Skatter, avgifter og toll 2013*. Finansdepartementet, Oslo.
- Prop. 1 S (2012–2013) *Proposisjon til Stortinget for budsjettåret 2013*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Prop. 1 S (2012–2013). *Proposisjon til Stortinget for budsjettåret 2013*. Fiskeri- og kystdepartementet, Oslo.
- Prop. 164 S (2012–2013). *Jordbruksoppgjøret 2013 – endringer i statsbudsjettet for 2013 m.m.* Landbruks- og matdepartementet, Oslo.
- Ptacnik mfl. (2008). Ptacnik R, Solimini AG, Andersen T, Tamminen T, Brettum P, Lepisto L, Willen E, Rekolainen S. «Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 5134–5138.
- Pykälä (2000). Pykälä, J. «Mitigation human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry». *Conservation Biology* 14 (3): 705–712.
- Rahbek Pedersen (2009). Thorsten Rahbek Pedersen. Honungsbinas ekonomiska betydelse i Sverige – honungsproduktion och pollinering av grödor. I Rahbek Pedersen mfl. (2009). Thorsten Rahbek Pedersen (red.), Riccardo Bommarco, Kerstin Ebbersten, Anders Falk, Ingemar Fries, Preben Kristiansen, Per Kryger, Henrik Nätterlund og Maj Rundlöf. *Massdöd av bin – samhällsekonomiska konsekvenser och möjliga åtgärder*. Rapport 2009:24. Jordbruksverket, Sverige, 2009.
- Rappe mfl. (2006). R. Rappe, S. Kivela and H. Rita. «Visiting Outdoor Green Environments Positively Impacts Self-rated Health among Older People in Long-term Care». *HortTechnology* 16 (1): 55–59.
- Redford og Adams (2009). Kent H Redford and William M Adams. «Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature». *Conservation Biology* 23 (4): 785–787.

- Reed mfl. (2013). Thomas E. Reed, Vidar Grøtan, Stephanie Jenouvrier, Bernt-Erik Sæther and Marcel E. Visser. «Population Growth in a Wild Bird Is Buffered Against Phenological Mismatch». *Science* 340 (6131): 488–491. Doi:10.1126/science.1232870.
- Rees og Wackernagel (1996). Rees, W and Wackernagel, M. *Our Ecological Footprint*. New Society Publishers, Gabriola Island, BC, Canada.
- Reich mfl. (2001). Reich, P.B. mfl. «Plant diversity enhances ecosystem responses to elevated CO₂ and nitrogen deposition». *Nature* 410: 809–812.
- Reinvang og Vennemo (2013). *Norsk økonomi og økosystemer i utlandet: Kartlegging og virkninger*. Rapport 2013/04 fra Vista Analyse, Oslo.
- Rekdal (2008), Yngve Rekdal. *Utmarksbeite – kvalitet og kvantitet*. Glimt 08/08. Skog og landskap, Ås.
- Rekdal (2013). Rekdal, Y. «Beite i utmark – kvalitet og kapasitet». *Bioforsk Fokus* 8 (2): 135–137.
- Rekdal og Angeloff (2012). Yngve Rekdal og Michael Angeloff. «Jordvern i utmark». *Sau og geit* nr 3/2012.
- Rekola og Pouta (2005). Mika Rekola og Eija Pouta. «Public preferences for uncertain regeneration cuttings: a contingent valuation experiment involving Finnish private forests». *Forest Policy and Economics* 7: 635–649.
- Renterghem mfl. (2013). Van Renterghem, T. *et al.* «The potential of building envelope greening to achieve quietness». *Building and Environment* 61: 34–44. Doi:10.1016/j.buildenv.2012.12.001.
- Reyers mfl. (2012). Belinda Reyers, Stephen Polasky, Heather Tallis, Harold A. Mooney and Anne Larigauderie. «Finding Common Ground for Biodiversity and Ecosystem Services». *BioScience* 62 (5): 503–507.
- Reyers mfl. (2013). Reyers, B., Biggs, R., Cumming, G.S, Elmquist, T., Hejnowicz, A.P., and Polasky, S. «Getting the measure of ecosystem services: a social-ecological approach». *Frontiers in Ecology and the Environment* 11: 268–273. Doi. 10.1890/120144.
- Richards (2001). Richards, A.J. «Does low biodiversity resulting from modern agricultural practice affect crop pollination and yield?» *Annals of Botany* 88: 165–172.
- Ricketts mfl. (2008). Taylor H. Ricketts, James Regetz, Ingolf Steffan-Dewenter *et al.* «Landscape effects on crop pollination services: Are there general patterns?» *Ecology Letters* 11 (5): 499–515.
- Ridder (2008). Ridder, B. «Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation». *Biodiversity and Conservation* 17 (4): 781–790.
- Riksrevisjonen (2010). Dokument 3:12 (2009–2010) *Riksrevisjonens undersøkelse av måloppnåelse og styring i jordbruket*. Riksrevisjonen, Oslo.
- Riksrevisjonen (2012a). Dokument 3:9 (2011–2012) *Riksrevisjonens undersøkelse av havbruksforvaltningen*. Riksrevisjonen, Oslo.
- Riksrevisjonen (2012b). Dokument 3:14 (2011–2012) *Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig reindrift i Finnmark*. Riksrevisjonen, Oslo.
- Riksrevisjonen (2012c). Dokument 3:17 (2011–2012) *Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig forvaltning av norske skogressurser*. Riksrevisjonen, Oslo.
- Riley mfl. (2012). Riley, H., Åssveen, M., Eltun, R. & Todnem, J. «Halm som biobrensel: Tilgjengelige halmmengder, halmbehov til dyrefôr og strø/talle, samt konsekvenser av halmfjerning for jordas bæreevne og kvalitet». *Bioforsk RAPPORT* 7 (67). 58s.
- Robertson (2011). Morgan Robertson. «Measurement and alienation: making a world of ecosystem services». *Transactions of the Institute of British Geographers* (publisert online 31. oktober 2011).
- Robinson (2011). J.G. Robinson. «Ethical pluralism, pragmatism, and sustainability in conservation practice». *Biological Conservation* 144 (3): 958–965.
- Rockström mfl. (2009). Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin, III, E. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. De Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P.K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J. Foley. 2009. «Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity». *Ecology and Society* 14 (2): 32.
- Rusch (2012). Graciela Rusch. *Klima og økosystemtjenester. Norske økosystemers potensial for avbøtning av og tilpasning til klimaendringer*. NINA Rapport 792. 43 s.
- Russi mfl. (2013). Russi D., ten Brink P., Farmer A., Badura T., Coates D., Förster J., Kumar R. and Davidson N. (2012) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wet-*

- lands. IEEP, London and Brussels, and Ramsar Secretariat, Gland.
- Rønning (2013). Asle Rønning. *Klimatøff kjøttmeis tåler tidligere vår*. Oppslag på forskning.no (publisert 26. april 2013). <http://www.forskning.no/artikler/2013/april/355112>.
- Rønningen (2013). Rønningen, K. «Endringer i arealbruk – drivkrefter og trender». *Bioforsk Fokus* 8 (2): 34–35.
- SABIMA (2011): *Lovstridig pengedryss til hogst av verneverdig skog*. Notat, juni 2011.
- Sagoff (1998). M. Sagoff. «Aggregation and deliberation in valuing environmental public goods: A look beyond contingent pricing». *Ecological Economics* 24: 213–230.
- Samstad mfl. (2010). Hanne Samstad, Farideh Ramjerdi, Knut Veisten, Ståle Navrud, Kristin Magnussen, Stefan Flügel, Marit Killi, Askill Harkjerr Halse, Rune Elvik, Orlando San Martin. *Den norske verdsettelsesstudien*. Sammendragsrapport. 1053/2010. Transportøkonomisk institutt (TØI) og SWECO.
- Sang og Sundli Tveit (2013). Åsa Ode Sang and Mari Sundli Tveit. «Perceptions of stewardship in Norwegian agricultural landscapes». *Land Use Policy* 31: 557–564. Doi: 10.1016/j.landusepol.2012.09.001.
- Scarlat mfl. (2011). Scarlat, N., Dallemand, J-F, Skjelhaugen, O. D., Asplund, D. and Nesheim, L. «An overview of the biomass resource potential of Norway for bioenergy use». *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15 (7): 3388–3398.
- Schartau mfl. (2010a). Schartau, A.-K., Hesthagen, T., Larsen, B. M. & Lindholm, M. «Ferskvann». I Nybø, S., red. DN-Utredning. *Naturindeks for Norge 2010*. DN-Utredning 3–2010. s. 60–69.
- Schartau mfl. (2010b). Schartau, A. K., Dolmen, D., Hesthagen, T., Mjelde, M., Walseng, B., Ødegaard, F., Økland, K. A. & Bongard, T., red. «Ferskvann». I *Miljøforhold og påvirkninger av rødlistearter*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Scheffer og Carpenter (2003). Scheffer, M.; Carpenter, S. R. (2003). «Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation». *Trends in Ecology and Evolution* 18 (12): 648–656. Doi:10.1016/j.tree.2003.09.002.
- Schmidt mfl. (2011). Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kogel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., and Trumbore, S.E. «Persistence of soil organic matter as an ecosystem property». *Nature* 478: 49–56. Doi:10.1038/nature10386.
- Schmitt mfl. (2011). Schmitt, E.K. Moore, C.M. Krastel, P. Petersen, F. «Natural products as catalysts for innovation: a pharmaceutical industry perspective». *Current Opinion in Chemical Biology* 15: 497–504.
- Scialabba (2007). Nadia El-Hage Scialabba. «Organic agriculture and food security». In *International conference on organic agriculture and food security, 3–5 May 2007*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome (OFS/2007/5).
- Scialabba og Hattam (2002). Nadia El-Hage Scialabba and Caroline Hattam (eds). *Organic agriculture, environment and food security*. Environment and Natural Resources Series No. 4. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Seidl og Blennow (2012). Seidl R. and Blennow K. «Pervasive Growth Reduction in Norway Spruce Forests following Wind Disturbance». *PLoS ONE* 7 (3). Doi:10.1371/journal.pone.0033301.
- Seippel og Strandbu (2011). *Biologisk mangfold som politikk: En fokusgruppestudie av mottakelsen av Naturindeks for Norge blant ungdomspolitikere*. Norsk institutt for forskning om oppvekst, velferd og aldring (NOVA). Rapport nr 12/11.
- Semenza mfl. (2012). Semenza, J.C., Suk, J.E., Estevez, V., mfl. «Mapping Climate Change Vulnerabilities to Infectious Diseases in Europe». *Environmental Health Perspectives* 120 (3): 385–392.
- Senter for statlig økonomistyring (2006). *Behandling av usikkerhet i samfunnsøkonomiske analyser*. Veileder. Senter for statlig økonomistyring.
- Setten mfl. (2012). Gunhild Setten, Marie Stenseke and Jon Moen. «Ecosystem services and landscape management: three challenges and one plea». *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8 (4): 305–312. Doi: 10.1080/21513732.2012.722127.
- Sharman (2010). Martin Sharman. *Ecosystem services: paradigm, prism, pabulum or placebo?*. Unpublished paper/presentation, Brussels, December 2010.
- Sherwin mfl. (2012). Justin C. Sherwin, Mark H. Reacher, Ruth H. Keogh, Anthony P. Khawaja, David A. Mackey, Paul J. Foster. «The Association between Time Spent Outdoors and Myopia in Children and Adolescents: A Systematic

- Review and Meta-analysis». *Ophthalmology* 119 (10): 2141–2151.
- Shu-Yang mfl. (2004). Shu-Yang, F. mfl. «Principles and practice of ecological design». *Environmental Review* 12 (2): 97–112.
- Sidle mfl. (2006). Sidle, R.C. mfl. «Erosion process in steep terrain: Truths, myths, and uncertainties related to forest mangement in Southeast Asia». *Forest Ecology and Management* 224 (1–2): 199–225.
- Simpson (2011). R. David Simpson. «The «ecosystem service framework»: A critical assessment». United Nations Environment Programme's Ecosystem Services Economics (ESE) Working Paper Series, Paper No 5, January 2011.
- Sjaastad mfl (2005). Espen Sjaastad, Arild Angelsen, Pål Vedeld and Jan Bojö. «What is environmental income?» *Ecological Economics* 55 (1). 37–46. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2005.05.006.
- Skage og Østgård (2012). Skage, J.-O. & Østgård, Å. *Pyntebær av edelgran til juledekorasjoner og gravpynt*. Glimt fra Skog og landskap 01/12: 2 s.
- Skjelvik mfl. (2011). John Magne Skjelvik, Annegrete Bruvoll and Karin Ibenholt. *Greening the economy: Nordic experiences and challenges*. TemaNord 2011:532. Nordisk ministerråd, København.
- Skjelvik og Vennemo (2011). J.M. Skjelvik og H. Vennemo. *Samfunnsøkonomiske gevinster av skogreising med sitkagran*. Vista Analyse, Rapport nummer 2011/03.
- Skogen mfl. (2007). M.D. Skogen, W.P. Budgell, F. Rey. «Interannual variability in Nordic seas primary production». *ICES Journal of Marine Science* 64: 889–898.
- Skonhoft og Gudding (2010). A. Skonhoft og P.A. Gudding. «Rypejakt i Norge: Forvaltning og økonomi». *Samfunnsøkonomen* 8 (2010).
- Skrøppa (2012). Skrøppa, T. *State of forest genetic resources in Norway. Norwegian country report to the preparation of the FAO report on The State of the Worlds Forest Genetic Resources*. Rapport fra Skog og landskap 03/12: 47 s.
- Sluijs mfl (2013). van der Sluijs, Jeroen P; Noa Simon-Delso, Dave Goulson, Laura Maxim, Jean-Marc Bonmatin and Luc P Belzunces. «Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinator services». *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5: 1–13.
- Smith og Wales (2000). Graham Smith and Corinne Wales. «Citizens' Juries and Deliberative Democracy». *Political Studies* 48: 51–65.
- Sojtaric (2012). Sojtaric, M. *Bacteria that eat greenhouse gases*. Science Nordic. <http://scienordic.com/bacteria-eat-greenhouse-gases>, accessed 28 June 2012.
- Solberg mfl. (2008). Solberg, S. mfl. *Storm og skogskader: Risiko for stormskader i skog, og betydningen av skogbehandlingen*. Forskning fra Skog og landskap 1/08.
- Solhaug (2010). Randi M. Solhaug (Universitetet i Tromsø). *Havets røde rubin*. Oppslag på forskning.no 9. januar 2010.
- Spash (2008a). Clive L. Spash. «Deliberative Monetary Valuation and the Evidence for a New Value Theory». *Land Economics* 84 (3): 469–488.
- Spash (2008b). Clive L. Spash. «How much is that ecosystem in the window? The one with the bio-diverse trail». *Environmental Values* 17: 259–284.
- Spash (2009). Spash, C. L. «The new environmental pragmatists, pluralism and sustainability». *Environmental Values* 18: 253–256.
- Spash (2010). Clive L. Spash. «The Brave New World of Carbon Trading». *New Political Economy* 15 (2): 169–195.
- Spash (2011). Spash, C. L. «Terrible Economics, Ecosystems and Banking». *Environmental Values* 20: 141–145.
- SSB (2011). *Idrett og friluftsliv, levekårsundersøkelsen, 2011*. Publisert 19. desember 2011 – hentet fra <http://www.ssb.no/kultur-og-fritid/statistikker/fritid>. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- SSB (2012a). «Tabell 04837: Direkteinvesteringer i utlandet. Balanseposter etter land (mill.kr)». SSB Statistikkdatabanken. Hentet 4.10.12.
- SSB (2012b). «Tabell 04836: Direkteinvesteringer i utlandet. Balanseposter etter næring (SN2002) (mill. Kr.)». SSB Statistikkdatabanken. Hentet 4.10.12.
- SSB (2012c). «Minifakta om Norge 2012: Utenriks-handel». Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- SSB (2012d). *Norwegian National Accounts. GNI Inventory for ESA95. June 2012 version*. Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- St.meld. nr. 63 (1984–85) *Om Samlet plan for vassdrag*.
- St.meld. nr. 39 (2000–2001). *Friluftsliv – Ein veg til høgare livskvalitet*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- St.meld. nr. 42 (2000–2001). *Biologisk mangfold – sektoransvar og sektorsamordning*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- St.meld. nr. 2 (2002–2003). *Revidert nasjonalbudsjett for 2004*. Finansdepartementet, Oslo.

- St.meld. nr. 8 (2005–2006). *Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan)*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- St.meld. nr. 34 (2006–2007). *Norsk klimapolitikk*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- St.meld. nr. 10 (2008–2009). *Næringslivets samfunnsansvar i en global økonomi*. Utenriksdepartementet, Oslo.
- St.meld. nr. 37 (2008–2009). *Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet (forvaltningsplan)*. Miljøverndepartementet, Oslo.
- St.meld. nr. 39 (2008–2009). *Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen*. Landbruks- og matdepartementet, Oslo.
- St.prp. nr. 56 (1992–1993). *Om samtykke til ratifikasjon av en konvensjon om biologisk mangfold av 22. mai 1992*. Utenriksdepartementet, Oslo.
- Statens landbruksforvaltning (2011). *Omverdenene til norsk landbruk og matindustri 2010*. Rapport Statens Landbruksforvaltning (SLF) 11/2011.
- Statens landbruksforvaltning (2012a). *Miljøstatus i landbruket 2012: Tematisk vurdering av miljøstatus og miljøutvikling i landbruket*. Rapport nr 8/2012. Statens landbruksforvaltning, Oslo.
- Statens landbruksforvaltning (2012b). *Råvareforbruk i norsk produksjon av kraftfôr til husdyr 2012*. Korrigert 04.03.12. Statens landbruksforvaltning (SLF), Oslo.
- Statens vegvesen (2006). *Konsekvensanalyser*. Veileder. Håndbok 140. Statens vegvesen, Oslo.
- Staub mfl. (2011). Cornelia Staub, Walter Ott, mfl. *Indicators for ecosystems goods and services – Framework, methodology and recommendations for a welfare-oriented environmental reporting*. Federal Office for the Environment, Bern, Environmental Studies no. 1102: 17 S.
- Steen (2004). Johan B. Steen. *Ryper og rypejegere*. Gyldendal forlag, Oslo.
- Steffan-Dewenter og Tschardt (1999). Steffan-Dewenter, I. and Tschardt, T. «Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set». *Oecologia* 121 (3): 432–440.
- Stern mfl. (2006). Stern, N., S. Peters, V. Bakhshi, A. Bowen, C. Cameron, S. Catovsky, D. Crane, S. Cruickshank, S. Dietz, N. Edmonson, S.-L. Garbett, L. Hamid, G. Hoffman, D. Ingram, B. Jones, N. Patmore, H. Radcliffe, R. Sathiyarajah, M. Stock, C. Taylor, T. Vernon, H. Wanjie, and D. Zenghelis. *Stern Review: The Economics of Climate Change*. HM Treasury, London.
- Stien mfl. (2012). Audun Stien, Rolf A. Ims, Steve D. Albon, Eva Fuglei, R. Justin Irvine, Erik Ropstad, Odd Halvorsen, Rolf Langvatn, Leif Egil Loe, Vebjørn Veiberg and Nigel G. Yoccoz. Congruent responses to weather variability in high arctic herbivores, *Biology Letters* 8 (6): 1002–1005. Doi: 10.1098/rsbl.2012.0764.
- Stiglitz mfl. (2009). Stiglitz J., A. Sen og J.P.Fitoussi : *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*. www.stiglitz-sen-fitoussi.fr.
- Stirling (1999). Stirling, A. «On science and precaution in the management of technological risk». Volume I. *A synthesis report of case studies*. European Science and Technology Observatory. Joint Research Centre JRC of the European Commission.
- Stirling (2008). Stirling, A. «Science, Precaution, and the Politics of Technological Risk. Converging Implications in Evolutionary and Social Scientific Perspectives». *Annals of the New York Academy of Sciences* 1128: 95–110.
- Stokke og Indset (2012). Stokke, K. B. og Indset, M. «Møtet mellom EUs vanndirektiv og statlig sektoransvar. Helhetlig vannforvaltning gjennom konsensusbygging og nettverk?» *Kart og plan* 72: 270–280.
- Stoknes (2007). Stoknes, P.E. *Penger og sjel*. Flux forlag, Oslo.
- Stokstad (2010). Grete Stokstad. *Naturindeks for Norge 2010 – Utviklingsprosjekt for intensivt drevne jordbruksområder*. Rapport utarbeidet for Direktoratet for naturforvaltning. Norsk institutt for skog og landskap, Ås.
- Storaunet og Gjerde (2010). Storaunet, K. O. & Gjerde, I. «Skog». I Nybø, S., red. *Naturindeks for Norge 2010*. DN-Utredning 3–2010. s. 79–93.
- Strand (2013). Strand, G.-H. «Norske arealressurser til landbruksformål». *Bioforsk Fokus* 8 (2): 30–31.
- Strand og Stokstad (2013). Geir-Harald Strand og Grete Stokstad (Skog og landskap). *Store endringer i arealbruk*. Kronikk i Nationen 13. mars 2013.
- Strand og Wahl (1997). J. Strand og T.S. Wahl. *Verdsetting av kommunale friområder i Oslo: en betinget verdsettingsstudie*. SNF Rapport 82/97.
- Strumse (2002). Einar Strumse. «Allmennhetens oppfatninger av opplevelsesverdier i kulturlandskapet.» *Utmark* 2 (1).
- Sukhdev mfl. (kommer¹). Pavan Sukhdev, Heidi Wittmer and Dustin Miller. «The Economics of

¹ Publikasjon er planlagt tidlig i 2014.

- Ecosystems and Biodiversity («TEEB»). Challenges and Responses». In Dieter Helm and Cameron Hepburn (eds). *Nature in the Balance: The Economics of Biodiversity*. Oxford University Press, Oxford.
- Sullivan (2009). Sian Sullivan. «Green capitalism, and the cultural poverty of constructing nature as service provider». *Radical Anthropology* 3: 18–27.
- Sullivan (2013). Sullivan, S. «Banking Nature? The Spectacular Financialisation of Environmental Conservation». *Antipode* 45: 198–217. Doi: 10.1111/j.1467–8330.2012.00989.x.
- Sundbye mfl. (2013). Sundbye, A., Klingen, I, og Svae Johansen, N. «Nyttteorganismer til biologisk bekjempelse». *Bioforsk Fokus* 8 (2). 104–106.
- Sundquist (1991). Göran Sundquist. *Vetenskapen och miljöproblemen: En expertsociologisk studie*. Monografier utgivna av Sociologiska institutionen vid Göteborgs universitet, Göteborg.
- Sunstein (2008). Cass Sunstein. *Why Groups Go to Extremes*. Aei Press.
- Svarstad mfl. (2000). Svarstad, H., H.C. Bugge, S.S. Dhillon. «From Norway to Novartis: Cyclosporin from *Tolypocladium inflatum* in an open access bioprospecting regime». *Biodiversity and Conservation* 9: 1521–1541.
- Svarstad mfl. (2008). Hanne Svarstad, Lars Kjerulf Petersen, Dale Rothman, Henk Siepel and Frank Wätzold. «Discursive biases of the environmental research framework DPSIR». *Land Use Policy* 25 (1): 116–125. Doi: 10.1016/j.landusepol.2007.03.005.
- Svihus og Haaland (2009). Årstein Svihus og Anders Haaland. *Ressurser til låns. Sild og anna pelagisk fisk*. Fortellinger om kyst-Norge. Fiskeridirektoratet mfl.
- Szwagrzyk, og Gazda (2007). Szwagrzyk, J and Gazda, A. «Above ground standing biomass and tree species diversity in natural stands of Central Europe». *Journal of Vegetation Science* 18 (4): 555–562.
- Sælothun mfl. (2000). N.R. Sælothun, L. Gottschalk, I. Krasnovkaiam, H. Berg, A. Voksø, S.E. Kristensen, H.O. Eggestad, M. Skoglund, M. Wathne. *Økonomisk risikoanalyse av flommer*. HYDRA Rapport R03.
- Sætersdal og Birks (1997). Sætersdal, M. & Birks H.J.B. «A comparative ecological study of Norwegian mountain plants in relation to possible future climatic change». *Journal of Biogeography* 24: 127–152.
- Söderman (1999). Söderman, G. *Diversity of pollinator communities in Eastern Fennoscandia and Eastern Baltics: results from pilot monitoring with yellow traps in 1997–1998*. Helsinki: Finnish Environment Institute, 1999. The Finnish Environment; 355. Suomen ympäristö, ISSN 1238–7312; 355.
- Sørensen mfl. (2005). L. Sørensen, C. Horsted, L. Andersen. *Modellering af potentielle sundhedskonsekvenser ved øget fysisk aktivitet i den voksne befolkningen*. Odense: Syddansk Universitet; 2005.
- Taleb (2010). N.N. Taleb *The Black Swan*. London, Penguin Books Ltd.
- Taranger mfl. (2012). Geir Lasse Taranger, Terje Svåsand, Bjørn Olav Kvamme, Tore S. Kristiansen og Karin Kroon Boxaspen (redaktører). *Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012*. Fiskeriet og havet, særnummer 2–2012. Havforskningsinstituttet 2012.
- TEEB (2008). *The economics of ecosystems and biodiversity: an interim report*. European Commission, Brussels. May 2008.
- TEEB (2009). *The economics of ecosystems and biodiversity for national and international policy makers – summary: responding to the value of nature*. TEEB, November 2009.
- TEEB (2010a). *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington.
- TEEB (2010b). *The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. TEEB, October 2010.
- TEEB (2010c). *The economics of ecosystems and biodiversity report for business: executive summary*. TEEB, July 2010.
- TEEB (2010d). *A quick guide to the economics of ecosystems and biodiversity for local and regional policy makers*. TEEB, September 2010.
- TEEB (2011a). *The economics of ecosystems and biodiversity in national and international policy making*. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London and Washington.
- TEEB (2011b). *TEEB manual for cities: Ecosystem Services in Urban Management*. www.teeb-web.org.
- TEEB (2012a). *Economics of Ecosystems and Biodiversity for Business and Enterprise*. Edited by Joshua Bishop. Earthscan from Routledge, Abingdon, UK.
- TEEB (2012b). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management*. Edited by Heidi Wittmer and

- Haripriya Gundimeda. Earthscan from Routledge, Abingdon and New York.
- TEEB (2013). TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity. *Guidance Manual for TEEB Country Studies. Version 1.0*.
- The Diabetes Prevention Programme Research Group (2003). «Within-trial cost-effectiveness of lifestyle intervention or metformin for the primary prevention of type 2 diabetes». *Diabetes Care* 26 (9): 518–23.
- Thoren og Aradi (2010). Thoren, K. H. og R. Aradi. *Kartlegging av urban grønnstruktur med satellittdata: klassifiseringskategorier og eksempler på bruk*. Institutt for landskapsplanlegging, UMB, Ås.
- Tilman mfl. (1996). Tilman D, Wedin D and Knops J. «Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems». *Nature* 379: 718–720.
- Toivonen mfl. (2000). A.L. Toivonen, H. Appelblad, B. Bengtsson, P. Geertz-Hansen, G. Gudbergsson, D. Kristoffersson, H. Kyrkjebø, S. Navrud, E. Roth, P. Tuunainen, G. Weissglas. *Economic value of recreational fisheries in the Nordic countries*. Rapport til Nordisk ministerråd, TemaNord 2000:604.
- Tol (2008). R.S.J. Tol. «The Social Cost of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes». *Economics: The Open-Access, Open-Assessment E-Journal* 2 (2008–25). Doi: 10.5018/economics-ejournal.ja.2008–25.
- Torrissen mfl. (2011). Torrissen, O., Olsen, R.E., Toresen, R., Hemre, G.I., Albert, G.J. Tacon, Asche, F., Hardy, R.W., Lall, S. «Atlantic salmon (*Salmo salar*): the «super-chicken of the sea?» *Review in Fishery Science* 19 (3): 257–278.
- Torrissen mfl. (2012). O. Torrissen, S. Andersen, G.L. Taranger, A. Jelmert, H.K. Strand, V. Husa, C. Hvingel og A. Bjørge. «Havet som matkilde og lager for CO₂». I Aglen mfl (2012). «Havforskningsrapporten 2012. Ressurser, miljø og akvakultur på kysten og i havet. *Fisken og havet* Særnummer 1–2012. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Totland mfl. (2013). Totland, Ø., Hovstad, K. A., Ødegaard, F. og Åström, J. *Kunnskapsstatus for insektpollinering i Norge – betydningen av det komplekse samspillet mellom planter og insekter*. Artsdatabanken, Trondheim.
- Trumper mfl. (2009). Trumper, K., Bertzky, M., Dickson, B., Van der Heijden, G., Jenkins, M., Manning, P. *The Natural Fix? The role of ecosystems in climate mitigation*. A UNEP Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, UNEP-WCMC, Cambridge, England.
- Tscharntke mfl. (2005). Tscharntke, T. mfl. «Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: Ecosystem service management». *Ecology Letters* 8: 857–874.
- Turner mfl. (2003). R. Kerry Turner, Jouni Paavola, Philip Cooper, Stephen Farber, Valma Jessamy and Stavros Georgiou. «Valuing nature: lessons learned and future research directions». *Ecological Economics* 46: 493–510.
- Tyrväinen mfl. (2007). Tyrväinen, L., Silvennoinen, H., Korpela, K. and Ylen, M. Luonnon merkitys kaupunkilaisille ja vaikutus psyykkiseen hyvinvointiin. *Metlan työraportteja* 52: 57–77.
- UK NEA (2011a). *The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the key findings*. UNEP-WCMC, Cambridge.
- UK NEA (2011b). *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*. UNEP-WCMC, Cambridge.
- UNEP (2010). *Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials*. A Report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management. Hertwich, E., van der Voet, E., Suh, S., Tukker, A., Huijbregts M., Kazmierczyk, P., Lenzen, M., McNeely, J., and Moriguchi, Y. United Nations Environment Program, Nairobi.
- UNEP (2011a). *Towards a Green Economy: Pathways to sustainable development and poverty eradication – a synthesis for policy makers*. United Nations Environment Program, Nairobi.
- UNEP (2011b). *Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth*. A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel. Fischer-Kowalski, M., Swilling, M., von Weizsäcker, E.U., Ren, Y., Moriguchi, Y., Crane, W., Krausmann, F., Eisenmenger, N., Giljum, S., Hennicke, P., Romero Lankao, P., Siriban Manalang, A. and Sewerin, S. United Nations Environment Program, Nairobi.
- UNEP (2012a). *UNEP Yearbook – Emerging issues in our global environment 2012*. United Nations Environment Program, Nairobi.
- UNEP (2012b). *Global Environmental Outlook (GEO5). Summary for Policy Makers*. United Nations Environment Program (UNEP), Nairobi.
- UNEP (2012c). *Responsible Resource Management for a Sustainable World: Findings from the*

- International Resource Panel*. United Nations Environment Program, Nairobi.
- UNEP (2012d). *Keeping track of our changing environment: From Rio to Rio+20 (1992–2012)*. United Nations Environment Program (UNEP), Nairobi.
- UNEP (2012e). *Policy Implications of Warming Permafrost*. DEW/1621/NA. United Nations Environment Program (UNEP), Nairobi.
- United Nations mfl. (2009). United Nations, European Commission, International Monetary Fund, Organisation for Economic Cooperation and Development and World Bank (2009). *System of National Accounts 2008*, United Nations Publications, New York. <http://unstats.un.org/unsd/nationalaccount/docs/SNA2008.pdf>.
- United Nations Statistics Division (2013). *SEEA Experimental Ecosystem Accounting*. Background document to the Forty-fourth session of the United Nations Statistical Commission. Tilgjengelig på <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearcv/chapter-List.asp?volID=2>.
- UNU-IHDP og UNEP (2012). *Inclusive Wealth Report 2012*.
- Utvalg IV (2011). *Samfunnsøkonomiske virkninger. Rapport fra Sjøkabelutredningen*. (Rapport til Olje- og energidepartementet).
- Vatn (2005). Arild Vatn. *Institutions and the Environment*. Edward Elgar, Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA.
- Vatn (2010). Arild Vatn. «An institutional analysis of payments for ecosystem services». *Ecological Economics* 69: 1245–1252.
- Vatn mfl. (2005). Arild Vatn, Erik Framstad og Birger Solberg (red.). *Virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold. Delrapport 3: Tiltak og virkemidler for vern av biodiversitet i skog og våtmarker*. TemaNord 2005:563. Nordisk ministerråd, København.
- Vatn mfl. (2013). Arild Vatn, Espen Sjaastad og Pål Olav Vedeld. *Rettferdig fordeling, vekst og grønn økonomi*. Rapport utarbeidet for Norad. Noragric, Universitetet for miljø og biovitenskap, Ås.
- Vedeld (1994). Paul O. Vedeld. «The environment and interdisciplinarity. Ecological neoclassical economical approaches to the use of natural resources». *Ecological Economics* 10: 1–13.
- Vedeld (2004). Pål Vedeld. *Some Piece of Cake! Crafting Interdisciplinarity in Teaching Management of Natural Resources and Sustainable Agriculture. Experiences from an Msc. Programme at NLH*. NORAGRIC Working Paper.No.33. 39 p.
- Velvin mfl. (2010). Jan Velvin, Erling Krogh og Pål Olav Vedeld. «Når enden er god er vel allting godt? Vern av Trillemarka-Rollagsfjell – styringsprosesser, deltakelse og politiske nettverk». *UTMARK – tidsskrift for utmarksforskning* 1/2010.
- Vennemo mfl. (2013). Haakon Vennemo, Nic Helldal, Henrik Lindhjem og Steinar Strøm. «Samfunnets støtte: En kommentar til NOU 2012: 16 Samfunnsøkonomiske analyser». *Samfunnsøkonomen* 1 (2013): 59–66.
- Vennesland mfl. (2006). Vennesland, B., Hobbestad, K., Bolkesjø, T., Baardsen, S., Lieng, J. & Rolstad, J.»Skogressursene i Norge 2006. Mulige strategier for økt avvirking». *Viten fra Skog og landskap* 03/2006.
- Verdensbanken (2007). *Cost of pollution in China*. Conference version. <http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/COUNTRIES/EASTASIAPACIFICEXT/EXTEN-PREGTOPENVIRONMENT/0,,contentMDK:21252897~pagePK:34004173~piPK:34003707~theSitePK:502886,00.html>.
- Villareal og Bengtsson (2005). Villareal, E.L. and Bengtsson, L. «Response of a Sedum green-roof to individual rain events». *Ecological Engineering* 25 (1): 1–7. Doi: 10.1016/j.ecoeng.2004.11.008.
- Vilsmaier (2010). Vilsmaier U. «Transdisciplinarity and protected areas: A matter of research horizon». *Ecomont* 2 (2): 37–43. Doi:10.1553/eco.mont-2-2s37.
- Virginia og Wall (2000). Virginia, R. A. og D. H. Wall. «Ecosystem Function, Basic Principles of». Pages 345–352 In S. A. Levin, editor. *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego.
- Vörösmarty mfl. (2010). C. J. Vörösmarty, P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, C. Reidy Liermann & P. M. Davies. «Global threats to human water security and river biodiversity». *Nature* 467: 555–561. Doi: 10.1038/nature09440.
- Wallace (2007). Ken J. Wallace. «Classification of ecosystem services: Problems and solutions». *Biological Conservation* 139: 235–246.
- Wallace (2008). Ken J. Wallace. «Ecosystem services: Multiple classification or confusion?». *Biological Conservation* 141: 353–354.
- Wargacki mfl. (2012). Wargacki, A.J., Leonard, E., Win, M-N. mfl. «An Engineered Microbial

- Platform for Direct Biofuel Production from Brown Macroalgae». *Science* 335: 308–313.
- WCED (1987). *Our Common Future*. The World Commission on Environment and Development (WCED). Oxford University Press, Oxford.
- Webb mfl. (2010). Webb T.J., Vanden Berghe E., and O'Dor R. «Biodiversity's Big Wet Secret: The Global Distribution of Marine Biological Records Reveals Chronic Under-Exploration of the Deep Pelagic Ocean». *PLoS ONE* 5 (8): e10223. Doi:10.1371/journal.pone.0010223.
- Weber (2011). Jean Louis Weber. *An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe*. EEA Technical Report No. 13/2011. European Environment Agency, Copenhagen.
- Weidema (2000). Weidema, I.R. (red.). *Introduced Species in the Nordic Countries*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Nord 2000: 13, 242 pp.
- Weinzettel mfl. (2013). Jan Weinzettel, Edgar G Hertwich, Glen P Peters, Kjartan Steen-Olsen and Alessandro Galli. «Affluence drives the global displacement of land use». *Global Environmental Change*. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2012.12.010.
- Weitzman (1974). M. L. Weitzman, «Prices Versus Quantities». *The Review of Economic Studies* 41 (4): 477–491.
- Wells mfl. (2006). Wells, S. mfl. *In the Front Line: Shoreline Protection and Other Ecosystem Services from Mangroves and Coral Reefs*. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK.
- Wergeland (2009). Ingrid Wergeland (Synovate). Rapport av 23. april 2009 (uten tittel) om undersøkelse gjennomført for å kartlegge befolkningens friluftslivsvaner (omfang og motivasjon), holdninger til allemannsretten, møte med og støy fra motoriserte kjøretøy i naturen, friluftsvaner i folks oppvekst, og bruk av kart, kompass og GPS. Skrevet for Friluftslivets fellesorganisasjon (FRIFO) og Direktoratet for naturforvaltning (DN). Synovate Ltd., Oslo.
- Westerkamp og Gottsberger (2000). Westerkamp, C. and Gottsberger, G. «Diversity pays in crop pollination». *Crop Science* 40: 1209–1222.
- White mfl. (2013): Mathew P. White, Ian Alcock, Benedict W. Wheeler and Michael H. Depledge. «Would You Be Happier Living in a Greener Urban Area? A Fixed-Effects Analysis of Panel Data». *Psychological Science* 24: 920–928. Doi: 10.1177/0956797612464659.
- Wickson mfl. (2010). Wickson, F., Grieger, K. D., & Baun, A. «Nature and nanotechnology: Science, ideology and policy». *International Journal of Emerging Technologies and Society* 8 (1): 5–23.
- Williams og Haq (2002). Williams, J. and Haq, N. *Global Research on Underutilized Crops: An assessment of Current Activities and Proposals for Enhanced Cooperation*, International Centre for Underutilized Crops (ICUC), Southampton.
- Wilson (2008). S.J. Wilson. *Ontario's Wealth, Canada's Future: Appreciating the value of the Greenbelt's Eco-Services*. David Suzuki Foundation, Vancouver, Canada.
- Wilson (2012). Edward O. Wilson. *The social conquest of earth*. Liveright Publishing Corporation, New York.
- Witt (1985). S. Witt. *Biotechnology and genetic diversity*. California Agricultural Lands project, San Francisco, CA.
- World Bank (2006). *Where is the Wealth of Nations? Measuring Capital in the 21st Century*. The World Bank, Washington D.C.
- WWF (2002). *EUs habitatdirektiv og norsk naturforvaltning*. <http://awsassets.wwf.no/downloads/habitatrap.pdf>.
- WWF (2012a). «G200 maps (1999–2000)». Hentet 25.11.12. http://wwf.panda.org/about_our_earth/ecoregions/maps/.
- WWF (2012b). *Skogkur 2020. Redningsplan for Norges unike skoger*. WWF-rapport i samarbeid med Naturvernforbundet og SABIMA.
- Wynne (1992). Wynne, B. «Uncertainty and environmental learning: reconceiving science and policy in the preventive paradigm». *Global Environmental Change* 2: 111–127.
- Waage mfl. (2013). Sissel Waage, Corinna Kester and Kit Armstrong. *Global Public Sector Trends in Ecosystem Services, 2009–2012*. BSR, San Francisco, USA.
- Waaseth (2006). Waaseth, G. «Virkning av grøntområder på menneskers helse og trivsel – En litteraturgjennomgang». *Bioforsk FOKUS* 1 (6).
- Xu mfl. (2013). Xu, L., Myneni, R.B., Chapin III, F.S., Callaghan, T.V., Pinzon, J.E., Tucker, C.J., Zhu, Z., Bi, J., Ciais, P., Tømmervik, H., Euskirchen, E.S., Forbes, B.S., Piao, S.L., Anderson, B.T., Ganguly, S., Nemani, R.R., Goetz, S.J., Beck, P.S.A., Bunn, A.G., Cao, C., Stroeve, J.C. «Temperature and Vegetation Seasonality Diminishment over Northern Lands». *Nature Climate Change*. Doi: 10.1038/NCLIMATE1836.

- Yachi og Loreau (1999). Yachi, S. and M. Loreau. «Biodiversity and Ecosystem Productivity in a Fluctuating Environment: The Insurance Hypothesis». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96: 1463–1468.
- Yale (2012). *Environmental Performance Index 2012*. Yale University. Hentet 25.11.12. <http://epi.yale.edu>.
- Young (2006). Young, O. «Vertical interplay among scale-dependent environmental and resource regimes». *Ecology and Society* 11 (1): 27.
- Zaghi mfl. (2010). Zaghi, D. Calciura, B., Spinelli, O., Basili, M., and Romi, R. «Biodiversity, ecosystem changes and human infectious diseases». In: *Literature study on the impact of biodiversity changes on human health*. Comunità Ambiente Srl. Report for the European Commission (Directorate General Environment) European Commission, Brussels.
- Zandersen mfl. (2009). Marianne Zandersen, Kirsten Grønvik Bråten og Henrik Lindhjem. *Payment for and management of ecosystem services. Issues and options in the Nordic context*. TemaNord 2009:571. Nordisk ministerråd, København.
- Zandersen og Tol (2009). M. Zandersen og R. S. J. Tol «A meta-analysis of forest recreation values in Europe». *Journal of Forest Economics* 15 (1–2): 109–130.
- Zhang mfl. (2007). Wei Zhang, Taylor H. Ricketts, Claire Kremen, Karen Carney, Scott M. Swinton. «Ecosystem services and dis-services to agriculture». *Ecological Economics* 64 (2): 253–260. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.02.024.
- Zhu mfl. (2000). Zhu, Y.Y. mfl. «Genetic diversity and disease control in rice», *Nature* 406: 718–722.
- Zurita (2006). Laura Zurita. «Consensus conference method in environmental issues: relevance and strengths». *Land Use Policy* 23: 18–25.
- Økonomisk utvalg for reindrift (2011). *Totalregnskap for reindriftnæringen Regnskap 2010, budsjett 2011*. Økonomisk utvalg 2011.
- Øverland (2011). John Ingar Øverland. «Pollinerings tiltak i rødkløver, Prosjekterfaringer.» *Bioforsk FOKUS* 6 (1): 203–206.
- Ådnem (1994). Arild Ådnem (red.). *Stammen i steinrøysa. Om naturarvens betydning for norsk kultur og egenart*. Naturvernforbundet, Oslo.
- Aagaard (2011). Aagaard, K. *Artsmangfoldet i Norge – en kunnskapsoversikt anno 2011*. Utredning for Artsdatabanken 1/2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Aarrestad mfl. (2013). Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stabbetorp. O.E. 2013. *Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng*. NINA Rapport 959. 69 s.
- Aarrestad og Stabbetorp (2010). Aarrestad, P. A. & Stabbetorp, O. *Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense*. NINA-Rapport. 567. NINA. 1–47 s.
- Aas mfl. (2004). Ø. Aas, O. Andersen, N. Eide. *Villreinjegere på Hardangervidda og Forollhogna villreinområder; deres kjennetegn, motiver og holdninger til villreinforvaltning*. NINA Fagrapport 78.
- Aas og Dervo (2010). Aas, Ø. & Dervo, B. *Innlandsfisketurisme i Norge – muligheter og utfordringer. Veileder*. NINA Temahefte 43. 27 s.

Bestilling av publikasjoner

Offentlige institusjoner:

Departementenes servicesenter

Internett: www.publikasjoner.dep.no

E-post: publikasjonsbestilling@dss.dep.no

Telefon: 22 24 20 00

Privat sektor:

Internett: www.fagbokforlaget.no/offpub

E-post: offpub@fagbokforlaget.no

Telefon: 55 38 66 00

Publikasjonene er også tilgjengelige på
www.regjeringen.no

Trykk: 07 Aurskog 08/2013