



SAMFUNNSØKONOMENE

NR. 4 • 2013 • 127. årgang

SAMFUNNSØKONOMEN

TEMA: NATURKAPITAL OG ØKOSYSTEMTJENESTER

Ola Flåtten:
UNDERVURDERT NATURKAPITAL

Tone Solhaug:
BIOMANGFOLDKONVENSJONEN

Sören Bergström:
INVESTERINGSPERSPEKTIV PÅ
ØKOSYSTEMTJENESTER

Kristine Grimsrud og Mads Greaker:
BÆREKRAFTIG FORVALTNING AV
ØKOSYSTEMTJENESTER

Iulie Aslaksen mfl.:
NATURINDEKSEN OG ØKOSYSTEMTJENESTER

David N. Barton og Henrik Lindhjem:
NATURENS FLOMDEMPING

Anders Skonhoft:
NYTTE OG KOSTNADER AV ROVDYR

Eirik Romstad:
AUKSJONER I MILJØVERN

Margrethe Aanesen mfl.:
VERDI AV HAVMILJØ I LOFOTEN

Frank Asche mfl.:
VEKSTEN I LAKSEOPPDRETT

Jon Strand:
VERDIEN AV TAPT REGNSKOG



• REDAKTØRER

Jo Thori Lind • Universitetet i Oslo
Torberg Falch • NTNU
Henrik Lindhjem • Vista Analyse AS

Manus, annonsebestilling og generell korrespondanse til
Samfunnsøkonomens redaksjon kan sendes til:
tidsskrift@samfunnsokonomene.no

• PROSJEKTLEDER

Marianne Rustand
marianne.rustand@samfunnsokonomene.no

• UTGIVER

Samfunnsøkonomenes Forening
Leder: Frode Lindseth
Generalsekretær: Anne-Sophie Redisch

• ADRESSE

Samfunnsøkonomenes Forening
Postboks 1917, Vika
0124 Oslo
Telefon: 22 31 79 90
Telefaks: 22 31 79 91
tidsskrift@samfunnsokonomene.no

www.samfunnsokonomene.no

Postgiro: 0813 5167887
Bankgiro: 8380 08 72130

Mediaplan 2013

PUBLISERINGSDATO	ANNONSEFRIST
Nr. 5: 20. JUNI	30. MAI
Nr. 6: 16. SEPTEMBER	29. AUGUST
Nr. 7: 17. OKTOBER	27. SEPTEMBER
Nr. 8: 18. NOVEMBER	29. OKTOBER
Nr. 9: 16. DESEMBER	27. NOVEMBER

Abonnenter i Norge må beregne 1-3 dager ekstra til postgang

• PRISER

Abonnement	kr.	1350.-
Studentabonnement	kr.	300.-
Enkeltnr. inkl. porto	kr.	190.-

• ANNONSEPRISER (ekskl. moms)

1/1 side	kr.	6690.-
3/4 side	kr.	6040.-
1/2 side	kr.	5390.-
Byråprovisjon	10%	

Opplag: 2550
Design: www.deville.no
Trykk: 07 Aurskog, 2013

Innhold

NR. 4 • 2013 • 127. ÅRG.

TEMA: NATURKAPITAL
OG ØKOSYSTEMTJENESTER

• AKTUELLE KOMMENTARER

**Overvurdert humankapital og
undervurdert naturkapital** 4
av Ola Flåten

**Konvensjonen om biologisk mangfold
– status og norsk oppfølging** 11
av Tone Solhaug

**Investeringsperspektiv på
økosystemtjenester** 18
av Sören Bergström

• ARTIKLER

**Hvordan sikre bærekraftig forvaltning
av økosystemer?** 25
av Kristine Grimsrud og Mads Greaker

**Naturindeksen og økosystemtjenester
– en bro mellom økologi og økonomi?** 34
av Iulie Aslaksen, Erik Framstad, Per Arild
Garnåsjordet, Signe Nybø og Olav Skarpaas

Naturens flomdemping 44
av David N. Barton og Henrik Lindhjem

Nytte og kostnader av rovdyr 55
av Anders Skonhoft

**Skeiv informasjon og strategisk atferd
i miljøvern** 64
av Eirik Romstad

Økonomisk verdsetting av havmiljø 72
av Margrethe Aanesen, Claire W. Armstrong
og Viktoria Kahui

**Produksjonsvekst, innovasjon og
miljøutfordringer** 82
av Frank Asche, Atle G. Guttormsen,
Kristin H. Roll og Ragnar Tvetérås

**Verdsetting av globale tap som følge
av tapt regnskog i Amazonas** 92
av Jon Strand

• FORSKNINGSNYTT

Laks med bismak 100
av Anders Skonhoft,

• DEBATT

Norge som gratispassasjer? 102
av Jan Bråten

**Klimaeffekten av fornybarstøtte
må ses i et langsiktig perspektiv** 104
av Berit Tennbakk og Eivind Magnus

Ikke undervurder naturkapitalen!

“I think that each town should have a park, or rather a primitive forest, of five hundred or a thousand acres, either in one body or in several – where a stick should never be cut for fuel – nor for the navy, nor to make wagons, but stand and decay for higher uses – a common possession forever, for instruction and recreation”.

Huckleberries, Henry D. Thoreau, 1862

Naturkapitalen gir oss en strøm av goder og tjenester, som i de senere år har fått navnet økosystemtjenester. Begrepet rommer alt fra ressurser som tømmer og fisk til skogsturer og naturens biomangfold. Med internasjonale initiativ som «Millennium Ecosystem Assessment» og «The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)», har økende forringelse av naturkapital blitt satt ettertrykkelig på dagsorden. Hovedproblemet er velkjent for oss økonomer. Siden mange av tjenestene kan konsumeres eller selges uten tilstrekkelig vederlag til dem som berøres, forringes naturgrunnlaget bit for bit. Rolf Jacobsens grådige gravemaskiner kan ture frem over landskapet – enda raskere nå enn den gang på 1950-tallet.

Det står ikke bedre til med naturkapitalen her hjemme enn i mange andre land. Særlig med bevaring av biomangfold i skog, forvaltning av mange kystområder og inngrepsfrie naturområder står det dårlig til, blant annet i følge OECD og Norges egenutviklede Naturindeks. Og med videre utbygging av kraftlinjer, småkraftverk, vindparker, hyttefelt og skogsbilveier for å nevne noe, øker presset på gjenværende naturområder. Tar man med hele velferdstapet, også det folk føler som ikke selv bruker naturen direkte, vil neppe det samfunnsøkonomiske regnestykket gå i pluss.

Betydningen eller verdien av økosystemtjenestene for vår velferd vurderes for tiden av et norsk ekspertutvalg nedsatt i 2011 som en oppfølging av TEEB. Utvalget skal komme med sin utredning over sommeren. Inspirert av dette presenterer vi her et temanummer med en rekke bidrag til den hjemlige diskusjonen. Forhåpentligvis kan det bidra ytterligere til å synliggjøre og anerkjenne naturkapitalens verdi, og bidra til at den fanges opp i beslutningsprosesser på en bedre måte – i tråd med TEEBs mål. Økonomifaget har utvilsomt mye å bidra med her.

Men med utvalget kan en skimte to farer og en lovende mulighet. Den ene faren er knyttet til at budskapet fort kan drukne i diskusjoner om begrepsbruk, klassifisering av tjenester og prinsipielle spørsmål om hvorvidt det er meningsfylt å verdsette økosystemtjenester i kroner eller ikke. Norge har sammenlignet med land som USA og Storbritannia liten tradisjon for bruk av velprøvde, miljøøkonomiske verdsetningsmetoder for å si noe om naturens betydning for folks velferd. Norske offentlige utredninger om samfunnsøkonomiske analyser, også den siste som ble kommentert i februarnummeret, vier slike metoder liten oppmerksomhet. Men problemet i en norsk sammenheng er ikke at for mange av økosystemtjenestene gjøres om til forbruksgoder ved at de verdsettes i kroner (en kritikk en ofte hører fra ikke-økonomer), men at en i altfor liten grad har benyttet seg av nødvendig samarbeid mellom naturfaglig kompetanse og de samfunnsøkonomiske verktøy som finnes for å fatte bedre beslutninger der natur står i fare for å forringes. For eksempel handler det om grunnleggende ting som å kartlegge og føre statistikk over folks rekreasjonsbruk av naturen og deres verdsetting av slik bruk, lokalt og nasjonalt.

Den andre faren er at en med utvalget ser på Norges arbeid på dette området som fullført. Det ville være en sørgelig, tapt mulighet. I stedet bør en benytte utredningen som et springbrett for videre arbeid med en grundig kartlegging av naturkapitalens betydning i bred forstand. Det krever økt forskningsinnsats og tverrfaglig samarbeid. Og her ligger muligheten. En kunne starte med å se til Storbritannia, som Grimsrud og Greaker også foreslår i dette nummeret. Den nasjonale, tverrfaglige kartleggingen som ble gjennomført der i ledelse av økonomen Ian Bateman førte til noe av en nasjonal selvransakelse. Analysene viste at det lå an til et enormt velferdstap fram mot 2060 ved fortsatt systematisk å undervurdere naturkapitalens betydning. Tallenes klare tale førte i 2011 til det første White Paper om miljø på 20 år, der målet er «at dette skal være den første generasjonen som overlater naturmiljøet i bedre stand enn da vi arvet det». Det gjenstår å se om en britisk økonomi i motbakke kan oppfylle dette. Uansett bør ikke Norge sette seg mindre ambisiøse mål.

Henrik Lindhjem



OLA FLÅTEN

Professor i ressursøkonomi, Universitetet i Tromsø

Overvurdert humankapital og undervurdert naturkapital

– kommentar til Perspektivmeldingen¹

Dette er en kritisk kommentar til Finansdepartementets nylig publiserte Perspektivmelding der Humankapitalen oppgis til hele 81 % av Nasjonalformuen og petroleumsformuen til bare 4 %. Tallene er henholdsvis større og mindre enn det som har vært publisert av Statistisk sentralbyrå, og kildehenvisningene er vanskelig å forstå for etterprøving. Gode analyser og tall er viktige for politikkutforming for ressursforvaltning. Jeg gjennomgår kort metodene som SSB har brukt i sine beregninger av bl.a. humankapital og naturressurskapital og peker på noen svakheter. Med henvisning til danske beregninger av humankapitalen utføres to alternative beregninger for Norge, og det reduserer humankapitalens andel av nasjonalformuen til henholdsvis 37 og 66 %.

HVA ER PROBLEMET?

Jeg starter med påstanden at Finansdepartementets Perspektivmelding sterkt undervurderer verdien av naturkapitalen og overvurderer verdien av humankapitalen, sammenlignet med realkapital og finanskapital. Jeg skal begrunne dette nærmere i denne kommentaren. Fig. 1A viser fordelingen av nasjonalformuen slik den nylig er presentert i Perspektivmeldingen (2013) og Fig. 1B viser den tilsvarende fordeling gjort av Statistisk sentralbyrå (SSB, 2012b). Førstnevnte oppgir humankapitalens verdi til 81 % av nasjonalformuen, og 4 % for naturkapitalen. SSB har 71 % for humankapital og 11 % for naturkapital. I begge tilfellene omfatter naturkapital nesten bare olje- og gass,

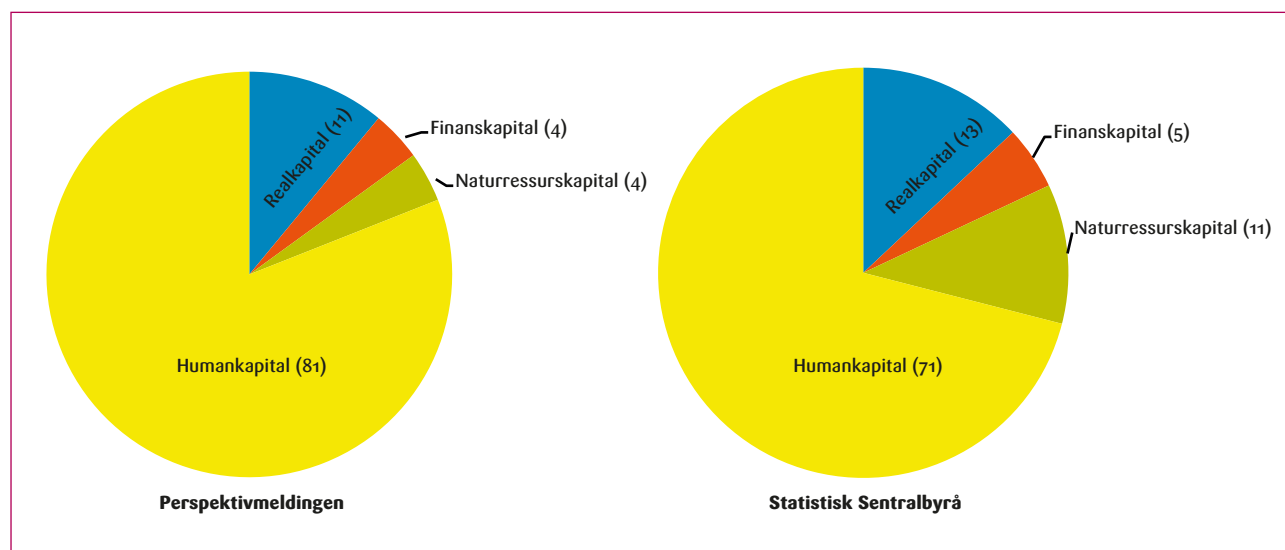
ifølge kildene for Figur 1. Beregningen for jord, skog, fisk og vannkraft summerer seg til null og er derfor holdt utenfor i begge. Grunnrenten i skog og fisk ble beregnet som svært lav, mens den positive i vannkraft ble oppveid av en tilsvarende negativ grunnrente i jordbruk². Med henvisning til Figur 1A sa statsminister Stoltenberg bl.a. «Det er arbeid og kunnskap vi lever av... ikke av olje»³ og Figur 1A (her) har i presentasjonen tittelen «Vi lever av arbeid

¹ Jeg takker Harald Bergland, Ådne Cappelen og Henrik Lindhjem for kommentarer til et tidligere utkast. Subjektive vurderinger og gjenværende feil er mitt ansvar.

² De tradisjonelle mineralressursene som malm og stein synes også å være lite, eller intet verdt i grunnrenteberegningene. Likevel viser Nærings- og handelsdepartementets nylig utgitte rapport om «Strategi for mineralnæringen» at kjente og undersøkte metallressurser med dagens priser har en verdi på 1400 mrd. kr. I tillegg kommer industrimineraler, kull, naturstein etc. beregnet til anslagsvis 1100 mrd. kroner, og alle mineralforekomster som ikke er undersøkt.

³ Se og hør på TV presentasjonen <http://www.regjeringen.no/nb/dep/fin/lyd-og-bilde/nett-tv/nett-tv-perspektivmeldingen-2013.html?id=713114>. Lysarkene til presentasjonen av Perspektivmeldingen finner du på http://www.regjeringen.no/pages/38220928/pressekonferanse_feb.pdf

Figur 1A og B. Nasjonalformuens fordeling slik den er presentert i Perspektivmeldingen og av Statistisk sentralbyrå.



og kunnskap». Kildene som oppgis i presentasjonsmaterialet er: «OECD, IEA og Finansdepartementet», mens den trykte Perspektivmeldingen oppgir «Statistisk sentralbyrå og Finansdepartementet». Selv om statsministeren spissformulerte seg er hans budskap klart, humanformuen er hele 81 % og petroleumsformuen bare 4 % av nasjonalformuen. Tilsvarende framstillinger brukes også av andre i den politisk-økonomiske debatt (inklusive universiteter og høyskoler som ønsker mer ressurser til utdanning). Etter min vurdering skjer dette på feil grunnlag, og kan også føre til feilaktig politikkutforming. Derfor denne kommentarartikkelen.

Innledningsvis er det to forhold jeg vil påpeke. For det første er det oppsiktsvekkende at Naturkapitalen bare er 4 % i Perspektivmeldingen mot 11 % i SSBs rapport. Perspektivmeldingen framstiller «netto nasjonalformue per innbygger – 2010. %» mens SSB har den %vise fordeling av «nasjonalformuen – 2011». Det kan imidlertid ikke være disse forholdene som gir så store utslag for naturkapitalen – befolkning og økonomi er tross alt om lag den samme i de to årene⁴. For det andre virker det svært høyt at humankapitalen utgjør hele 81 % av nasjonalformuen.

HVORDAN BEREGNES NASJONALFORMUEN?

La oss først se på grunnlaget for beregningen av komponentene i nasjonalformuen. Siden det er uklart for meg hvordan tallene i Perspektivmeldingen er framkommet skal jeg holde meg til SSBs tall, der det er god kildegjengivelse,

både til beregningen av de siste tallene, og til metodegrunnlaget i tidligere beregninger. Merk imidlertid at selve Nasjonalregnskapet ikke tar med:

- humankapital (økonomisk verdi av menneskelig kunnskap og arbeidskraft),
- naturkapital som det ikke knytter seg eiendomsrett til⁵

(Holden, 2009). Se også Nasjonalregnskapet 2007⁶

Den aller største komponenten i nasjonalformuen, humankapitalen, er altså ikke beregnet som en integrert del av det årlige nasjonalregnskapsarbeidet, men i separate prosjekter i SSB (Lindholt, 2000; Greaker et al., 2005). For en kort og grei beskrivelse av framgangsmåten vises til SSB (2012b) Boks 3.1, som jeg nedenfor bruker som utgangspunkt for min enda kortere beskrivelse av humankapitalberegningen i SSB.

Nasjonalregnskapet tar utgangspunkt i netto-nasjonalinntekten (NNI), og for realkapitalen er det vel kjent hvordan slitasje på den produserte kapitalen (inkludert bygninger, maskiner og utstyr) beregnes. Men nasjonalregnskapet tar ikke hensyn til bruk og nedbygging av ikke-fornybar

⁴ Oljeprisen økte med 4,7 % fra 2010 til 2011, så den kan neppe forklare forskjellene i Figur 1A og 1B.

⁵ Dette inkluderer en del kollektive goder som frisk luft, rekreasjon, ikke-bruksverdier knyttet til biologisk mangfold, og sjø- og landskapsestetikk. I Tromsø øker vinterturismen sterkt, basert på nordlysets magi. I framtiden kan det hende vi kan tjene mye mer enn i dag på å selge naturopplevelser til naturhungrige utlendinger. Uansett, det er store ikke-markedsbaserte, men samfunnsøkonomisk relevante, verdistrømmer for egen befolkning som ikke er med i nasjonalformuen. Se artiklene om biologisk mangfold, økosystemtjenester, havmiljø og regnskog i dette Temanummer av Samfunnsøkonomen.

⁶ <http://www.ssb.no/a/magasinet/analyse/tab-2009-02-05-03.html>

naturkapital. Ikke-fornybare ressurser, som olje og gass, tar før eller siden slutt, og betinget fornybare ressurser som fisk og skog kan overutnyttes og gi mindre inntekter på sikt. Utviklingen i NNI er derfor ikke helt egnet som velferdsindikator for vurdering av den langsiktige bærekraften i økonomien. For å beregne nasjonalformuen utover det som er med i det tradisjonelle nasjonalregnskapet, er NNI dekomponert. Inntektsbidraget fra de enkelte formuesobjektene, inkludert 1) fornybare naturressurser, 2) ikke-fornybare naturressurser, 3) humankapital, 4) produsert realkapital og 5) finanskapital, er skilt ut og er grunnlaget for beregning av formuen. For hver ressurstype utenom humankapitalen beregnes formuesverdien med utgangspunkt i inntekten fra ressursen. Den gjenværende levetid for den enkelte kapitaltype anslås og det beregnes framtidige inntekter fra den. For begge grupper naturressurser beregnes grunnrenten som bruttoproduktet fratrukket kapitalslit, lønnskostnader, netto subsidier og normal avkastning på realkapitalen. Merk at det er de *faktiske* lønnskostnader, men *beregnet* normal kapitalavkastning som brukes.

I utgangspunktet beregnes den ukjente humankapitalens årlige avkastning residualt på grunnlag av den nasjonale produksjonsverdien som ikke er ressursrente, kapitalslit eller normal kapitalavkastning. Denne reststørrelsen domineres av lønnskostnader, men omfatter også alle andre ikke-inkluderte kilder til inntekt som samspillseffekter mellom arbeid, kapital og teknologi. Humankapitalen som formue beregnes så som den akkumulerte verdien av denne residualt bestemte inntekten over en *uendelig* tids-horison. De beregningene SSB har gjort på denne måten viser at humankapitalen de siste 20 år har ligget på vel 70 % av den totale nasjonalformuen, som vist i Figur 1B for 2011. Med 4 % realrente pr. år over en uendelig tids-horison blir humankapitalen verdsatt til 25 ganger den årlige residuale verdiskaping. Det er mye det – 71 % av den totale nasjonalformue, men likevel ikke 81 % som Perspektivmeldingen oppgir i Figur 1A.

KRITISKE MERKNADER

Jeg har fire hovedinnvendinger til SSBs beregning av humankapitalen og disse har jeg kalt residualavlønning, avskrivningstid, asymmetriske alternativkostnader og skjermingslønn.

Residualavlønning

I en økonomi som den norske er det flere næringer som har enten stordriftsfordeler med avtakende gjennomsnittskostnader, ressursrente, produsentoverskudd eller skjult grunnrente. Alle slike forhold er med på å generere et overskudd

utover normal avkastning for produksjonsfaktorene arbeid og kapital. Avtakende gjennomsnittskostnader har vi f.eks. i gass eksport i Nordsjøens rørsystem. Den viktigste grunnrentenæringen er uten tvil olje- og gass-produksjonen (se SSB, 2012b), til tross for Perspektivmeldingens lave estimat av formuen. Produsentoverskudd finnes i elektrisitetsproduksjonen i vannkraft der gjennomsnittlige produksjonskostnader pr. kwh varierer mye mellom kraftverk. Skjult grunnrente er det noe av i fiskeriene der gradvis omsetning av flere og flere konsesjoner og fiskekvoter neddiskonterer gevinstene i konsesjonsverdiene, men uten at dette framgår av regnskapene, og særlig var det slik i tidligere år (Flåten m.fl., 1985).

De ekstraordinære overskuddene som er nevnt kan være av stor betydning i den enkelte næring og i økonomien som helhet. Som nevnt foran er det humankapitalen som beregnes residualt, på grunnlag av produksjonsverdien som ikke er ressursrente, kapitalslit eller normal kapitalavkastning. På denne måten er det en del av de ekstraordinære overskuddene som kunne vært godskrevet naturkapital og produksjonskapital som heller godskrives humankapitalen og bidrar til overvurderingen av denne.

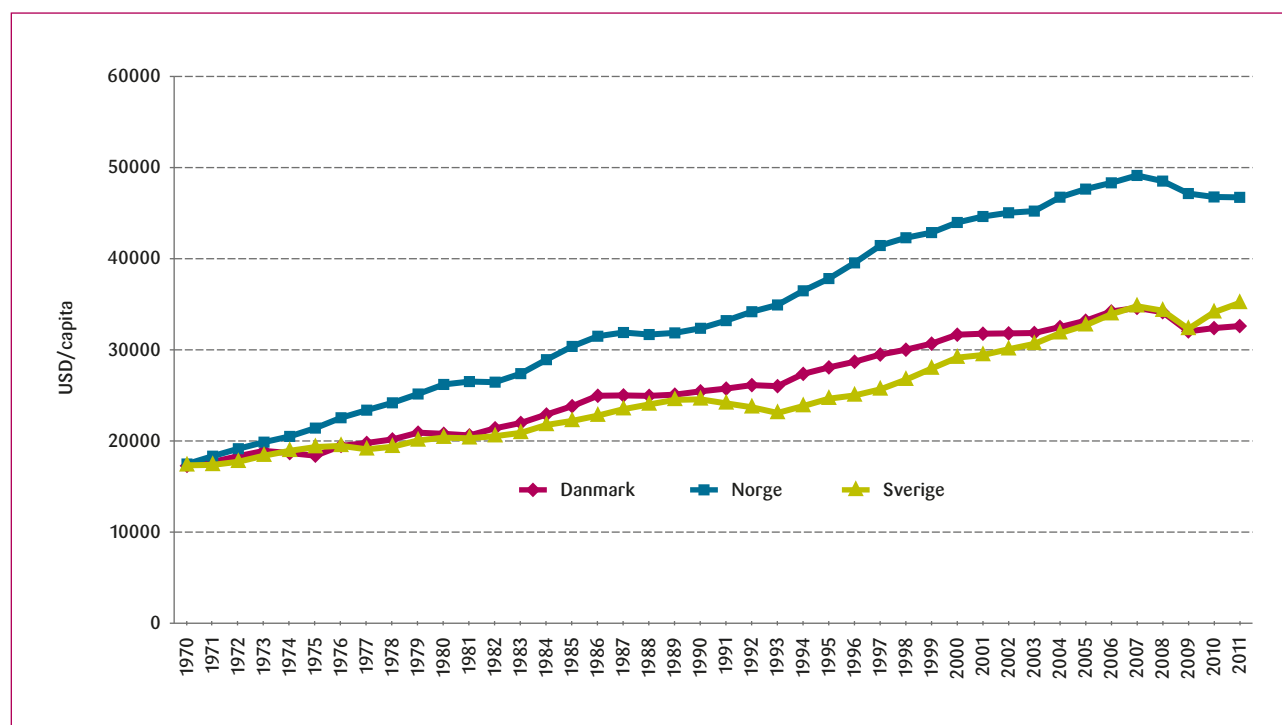
Avskrivningstid

Realkapitalen avskrives i nasjonalregnskapet i prinsippet etter gjenstandenes ordinære fysiske og økonomiske levetid, mens finanskapitalen til Norge, hovedsakelig Statens pensjonsfond – utland, har en løpende markedsverdi og det er derfor normalt ikke nødvendig med avskrivning. Humankapitalen inngår som sagt ikke som kapital i nasjonalregnskapet. Men i nasjonalformues beregninger til SSB er den med, verdsatt etter den neddiskonterte forventede framtidige avlønning, men uten tidsavgrensning. Det er med andre ord ikke tatt med noen investeringskostnader for den formelle og uformelle utdanningen som avskrives over arbeidskraftens levetid, tilsvarende det som gjøres for realkapital.

Asymmetriske kostnader

Når totalregnskapet stilles opp, som f.eks. ved beregning av NNI og nasjonalformuen og fordelingen på næringer, tar SSB beregningene i utgangspunktet med de faktiske kostnadene, som for arbeidskraft i petroleumsindustrien, eller beregnet alternativkostnad, som for kapitalkostnadene avskrivning og renter innen denne næringen. Faktisk avlønning av humankapitalen innebærer at denne blir overvurdert i den grad arbeidskraften får del i den løpende grunnrente som skapes i naturressurs næringene og ved at nordmenn i stor grad har vært skjermet fra konkurransen med arbeidskraft internasjonalt.

Figur 2. BNP pr. capita for Norge, Sverige og Danmark, 1970–2011, 2005 priser, KKP basis i USD. Kilde: OECD og Cappelen og Mjøset (2012).



Skjermingslønn

Hva er alternativkostnaden for norsk arbeidskraft? Hva er en nordmann verdt i det internasjonale arbeidsmarked? Hvis det er mindre enn hva hun og han får i Norge kan differansen vær skjult grunnrente som kommer på toppen av den internasjonale alternativlønnen fordi vi har mye verdifulle naturressurser og har hatt begrenset tilgang på arbeidskraft. I en modell med gitt arbeidskraft, eventuelt stigende arbeidstilbudskurve som funksjon av lønn, en konkurranseutsatt sektor og en skjermet sektor i økonomien blir det slik at eksportsektorens naturressursbaserte del med avtakende gjennomsnittsproduktivitet genererer grunnrente. Og denne grunnrenten spiller over i den skjermede sektoren der både lærere, frisører og kokker kan få et lønnsnivå som ligger over det de kunne oppnådd i samme yrke i nærstående land. Slik har det vært i Norge etter at petroleumsnæringen skjøt fart på 1970-tallet. I tillegg har vi også andre naturressurser som skog, vannkraft og fisk som genererer noe grunnrente, men ikke i nærheten av det som olje og gass gir. Figur 2 viser utviklingen i BNP pr. innbygger i Norge, Sverige og Danmark fra 1970 til 2011, i samme valuta (2005 USD, kjøpekraftjustert – KKP). I 1970 var det ganske nært samme nivå i våre tre naboland, men etter det har Norge økt mest. Denne perioden faller sammen med petroleumsnæringens tilblivelse og

vekst i Norge, og det er vel få som er i tvil om at det er inntektene fra olje og gass som i hovedsak har resultert i den høyere veksten i Norge.

Forskjellen mellom Norge og gjennomsnittet i OECD-landene er nå enda større enn til våre to naboland, mens «Før oljealderen tok til var Norges BNP per innbygger regnet i kjøpekrafts justerte priser og i felles valuta (USD) litt lavere enn OECD-snittet» (Teknisk beregningsutvalg for inntektsoppgjørene⁷ – TBU, 2013 s.68). Beregninger viser at målt på denne måten var Norges inntektsnivå i 2011 faktisk 74 % over OECD gjennomsnittet, og av dette utgjorde petroleumsrenten vel 30 % poeng (beregnet for 2009–10) (TBU, 2013 s.68). Parallelt med veksten i BNP har også lønnsnivået i Norge vokst mer enn både i Sverige og Danmark og i andre land vi handler mye med. I tillegg til lønn pr. time eller årsinntekt kommer også at vi i Norge har tatt ut en vesentlig del av produktivitsveksten i BNP i form av helse, miljø og sikkerhet (HMS), fritid, trygdeordninger og andre sosiale goder. For eksempel viser nyere materiale at i norsk oljeindustri i Nordsjøen

⁷ TBU, 2013 inneholder mange formuleringer og godt statistisk materiale som ytterligere kan belyse de forhold som jeg diskuterer i denne kommentar artikkelen.

er den direkte arbeidskrafts- kostnaden ikke så mye større enn i Storbritannia, men de indirekte kostnader som skiftordninger, tarifferte tillegg og HMS gjør at kostnadsforskjellen for oljeindustrien blir stor. Reiten-utvalget, som utredet kostnadseffektiviteten i bore- og brønnoperasjoner i Nordsjøen, sier «Forskjellen i de samlede kostnader for en bore- og brønnoperasjon mellom Norge og Storbritannia er betydelig, om lag 40 % eller mer». Videre «... lønn til en boreassistent i Storbritannia er om lag 10 % lavere enn for tilsvarende stilling på norsk sokkel. Sammenligner vi derimot de samlede personellkostnader for å fylle en stilling på som boreassistent, ligger kostnadene for norsk sokkel på nesten det dobbelte...» (OED, 2012 s.8).

DANSK BEREKNING AV HUMANKAPITAL

Forhold ved residualavlønning, avskrivningstid, asymmetriske alternativkostnader og skjermingslønn, som jeg her har diskutert, tilsier at ikke bare Perspektivmeldingen, men også SSBs beregninger⁸ overvurderer humankapitalen og undervurderer naturressurskapitalen som andeler av nasjonalformuen. Jeg skal skissere et par alternativ som utgangspunkt for videre tenkning og beregning, men det er ikke min oppgave nå å presentere den endelige alternative metode og modell.

I min alternative beregning av humankapital i nasjonalformuen, dvs. et alternativ til Figur 1, skal jeg bruke metoder fra vårt naboland i sør. I Danmark har «De økonomiske råd» årlig gitt ut rapporter om utviklingen i dansk økonomi generelt og med spesialanalyser, inklusiv miljøøkonomi. I 2012 hadde de en omfattende analyse av bl.a. ekte oppsparing, med utgangspunkt i internasjonale teoretiske og empiriske studier – Se De Økonomiske Råd, 2012 for videre referanser. De har studert bl.a. humankapital, fysisk kapital, olje og gass, finansiell kapital, luftforurensning, skog, fisk og grunnvann. For fysisk kapital, finansiell kapital og naturressurskapital bruker de omtrent samme metoder som i Norge, så vidt jeg kan forstå. Men for humankapital bruker de andre metoder, og disse unngår delvis de svakheter som jeg foran har diskutert under betegnelsene residual avlønning, avskrivningstid og asymmetriske kostnader, men i mindre grad skjermingslønn.

De økonomiske råd (2012) bruker to metoder for beregning av humankapital. Begge er basert på en del internasjonal forskning og litteratur og er således langt fra bare dansk. Den første, metode A, er *omkostningsmetoden* som beregner hva det har kostet samfunnet å skape humankapitalen.

Dette inkluderer offentlige og en del private utgifter til undervisning samt den tapte arbeidsinntekt folk har når de tar utdanning. Utdanning i arbeidsforhold er vanskeligere å tallfeste og er ikke med. I metode A avskrives humankapitalen over 67 år som er forventet restlevetid for en 16 åring. Verdien av tapt arbeidsfortjeneste baseres på antall personer over 16 år under utdanning og lønn for en ufaglært. I basis året 2005 var denne lønnen 310 000 DKK, og den tapte arbeidsfortjeneste utgjør mer enn halvdelen av kostnadene ved utdanning beregnet med metode A. Metoden er brukt til å tilbakeregne investeringen i humankapital fra 1925 til 2010, og viser bl.a. at humankapitalen steg fra 2,7 ganger BNP i 1990 til 3,8 ganger BNP i 2010. I min alternative beregning av den norske humankapitalen bruker jeg sistnevnte tall, fullt vitende om at dette kan være for høyt eller for lavt for norske forhold. Det har imidlertid den styrke i seg at beregningsmetoden behandler humankapital på linje med realkapital.

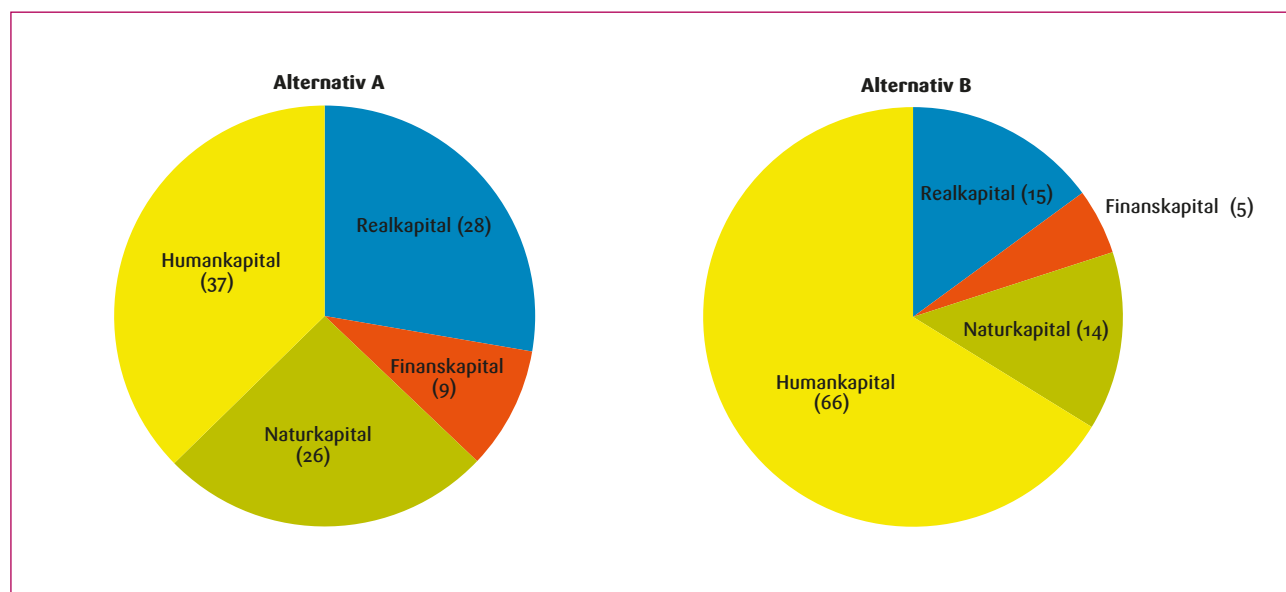
Den andre danske metoden er *inntektsmetoden*, metode B, som også er basert på befolkningens utdanning. Men den beregner i tillegg forventet avkastning av utdanning ved at mer utdanning gir høyere lønn. Også her vises det til internasjonal litteratur og metode på feltet. Basert på danske data og noe skjønn bruker De økonomiske råd (2012) en avkastning på 4,3 % av merutdanning. Det vil si at hvis den gjennomsnittlige utdanningslengde stiger med ett år øker humankapitalen med 4,3 %. Alt i alt resulterer dette i at humankapitalen i 2010 ble beregnet til 12,5 ganger BNP med metode B. Mitt alternativ B forutsetter at humankapitalen i Norge i 2010, som i Danmark, utgjør 12,5 ganger BNP.

ALTERNATIV BEREKNING AV HUMANKAPITAL I NORGE

Som leseren ser er det relativ stor forskjell i resultatene med metode A og metode B for Danmark og jeg skal her bruke begge alternativene for Norge. Det påvirker i liten grad mine resultater om vi bruker tall for 2010 eller 2011 for BNP, fast realkapital, netto fordring på utlandet, befolkning og BNP per innbygger (jamfør at Figur 1 har 2010 tall for del A – Perspektivmeldingen og 2011 tall for SSB i del B). Tabell 1 har 2010-tall for realkapital og finanskapital, samt den av SSB beregnede naturkapital. Disse tre kapitaltypene er antatt å ha samme verdi i alternativ A og B. I tillegg vises mine beregninger av humankapitalen i Norge i de to alternativene. Som vi ser er humankapitalen den største kapitaltype i nasjonalformuen i begge alternativ, men den er desidert størst i alternativ B.

⁸ Se Lindholt, 2000; Greaker m. fl., 2005; SSB, 2012b.

Figur 3. To alternative beregninger av nasjonalformuens fordeling på kapitaltype.



Kilder: egne og andres beregninger, se tekst.

Tabell 1. Alternativ beregning av humankapitalen i nasjonalformuen, 2010. Mill. NOK, % i parentes.

Kapitaltype	Alternativ A	Alternativ B
Realkapital (SSB-SÅ)	7 038 067 (27,7)	7 038 067 (14,9)
Finanskapital (SSB-SÅ)	2 390 972 (9,4)	2 390 972 (5,1)
Naturkapital (SSB) ¹	6 494 803 (25,6)	6 494 803 (13,8)
Humankapital ²	9 485 476 (37,3)	31 202 225 (66,2)
Nasjonalformuen	25 409 318 (100)	47 126 067 (100)

¹ SSB's *Statistiske Analyser 129 (2012)* s.14-15 oppgir Nasjonalformuen (2011 priser) til omlag 12 million NOK pr. innbygger for 2010 og 2011, og av dette er petroleumsformuen "omlag 11 %" i 2011. Dette er brukt her for å beregne naturressursformuen i kroner for 2010.

² Egne beregninger basert på De Økonomiske Råd's *Økonomi og Miljø – 2012*, som diskuterer bl.a. ekte oppsporing og bruker to metoder for beregning av humankapitalen. Det gir humankapital på 3,8 og 12,5 ganger BNP i 2010. Disse beregningene er brukt i henholdsvis alternativ A og alternativ B.

Kilder: Årlig Nasjonalregnskap og Statistisk Årbok, Statistisk Sentralbyrå og egne beregninger

Resultatene i Tabell 1 er vist grafisk i Figur 3 for alternativ A og alternativ B. Sammenlignet med Figur 1 er det slående forskjell til 1A – Perspektivmeldingen, men også til 1B – SSB. For det første ser vi at naturkapitalen nå utgjør 26 og 14 % av nasjonens humankapital, mot kun 4 % i Perspektivmeldingen. For det andre er humankapitalen

reduisert fra 81 % i Perspektivmeldingen til 37 og 66 % i henholdsvis alternativ A og B i mine beregninger.

AVSLUTNING

I den økonomisk-politiske debatt drøftes ofte spørsmålet om hva vi skal leve av etter oljen. Hvis det hadde vært så vel at humankapitalen er lik 81 % av all nasjonalkapital – da trengte vi knapt bry oss om hva som skal komme etter oljen – vi har jo vår arbeidskraft. Men når arbeidskraften har tjent så godt, de siste 30–40 år mer og mer i forhold til våre naboer i Sverige og Danmark, og med BNP per innbygger i 2011 74 % over OECD gjennomsnittet, så skyldes det i stor grad oljeinntektene i norsk økonomi. Som vist foran finner jeg også støtte i dette av SSB og OECD beregninger presentert i TBU (2013). Nesten halvparten av denne forskjellen på 74 % i Norges favør skyldes petroleumsrenten. I tillegg kommer det jeg har kalt skjermingslønn og skjult grunnrente som i realiteten er petroleumsrelaterte inntekter, men som ikke er med i den normale beregning av petroleumsrenten.

I invitasjonen til temanummeret av Samfunnsøkonomen i desember i fjor ble det fastslått «Den viktigste formuen i et samfunn er humankapitalen». Det er mulig at dette er riktig, men for Norge tror jeg de tallene som vanligvis presenteres (se Figur 1) undervurderer verdien av naturkapitalen og overvurderer verdien av humankapitalen. I

Danmark og en del andre land beregnes humankapital på linje med realkapital – det investeres i arbeidskraften, formelt og uformelt, gjennom utdanning og fravær av lønn i denne perioden. Kunnskapen varer imidlertid ikke evig, og kostnadene avskrives over rimelig tid. Riktignok akkumuleres kunnskap ved at vi «står på skuldrene til forfedrene», men hver generasjon må tilegne seg kunnskapen om det relevante «gamle». Ved å undervurdere betydningen av naturressursene for den økonomiske utviklingen i Norge, kan man komme til å utforme politikken feil. Man kan i for stor grad neglisjere betydningen av forvaltningen av naturressursene, herunder adgangsbegrensning og eiendomsrett, forvaltning av uttak over tid og ikke minst hvem grunnrenten skal tilfalle. Den internasjonale litteraturen om ressursenes forbannelse er full av fortellinger om hva som kan gå galt (se Mehlum m.fl., 2006). Så langt har Norge klart dette brukbart, jfr. OECD-tallene for BNP per innbygger, men neglisjering av betydningen av naturressurser for inntektene våre kan lede til feil politikk (se bl.a. Cappelen og Mjøset, 2012). På samme måte kan overvurdering av humankapitalen lede galt av sted i bl.a. befolknings- og utdanningspolitikken. Det blir ikke mer naturressurser selv om det blir mer folk, og det er viktig å skille mellom gjennomsnitts- og marginalproduktivitet, og mellom kort- og lang sikt.

Vår generasjon er rik takket være våre fattige forfedre. Norge og Storbritannia har på mange måter en parallell utvikling i oljeindustrien i Nordsjøen, men for oss var lykken at vi var langt færre innbyggere som fikk dele på denne naturressursen. Hadde vårt langstrakte land vært fylt med produktiv jord og kull, som skapte Storbritannia, og ikke stort sett uproduktive fjellområder som ga dårlig levebrød for en liten og fattig befolkning, hadde det også her vært mange ganger flere mennesker enn de 4–5 millioner som har fått dele de nye naturressursene. Jeg tror ikke på Perspektivmeldingens og Finansdepartementets budskap om at humankapitalen er hele 81 % og naturkapitalen bare 4 % av nasjonalformuen per innbygger. Det er tid for nye og transparente beregninger og Figur 3 er et første skritt.

REFERANSER

Cappelen, Å. and L. Mjøset (2012). Can Norway be a role model for natural resource abundant countries? Kap. 3 i A. K. Fosu (red.), *Development Success, Historical Accounts from More Advanced Countries*, Oxford University Press, Oxford.

De Økonomiske Råd (2012). Økonomi og miljø 2012 – Dansk miljøpolitikk, Biodiversitet og Ægte opsparing. København. Elektronisk versjon ligger på hjemmesiden www.dors.dk

Flaaten, O., K. Heen and K.G. Salvanes (1995). The invisible resource rent in limited entry and quota managed fisheries – the case of Norwegian purse seine fisheries. *Marine Resource Economics* 10: 341–356.

Greaker, M.P., P. Løkkevik og M. Aasgaard Walle (2005). Utviklingen i den norske nasjonalformuen fra 1985 til 2004. Et eksempel på bærekraftig utvikling? Rapporter 05/13, Statistisk sentralbyrå, Oslo.

Holden, S. (2009). Forelesningsnotat nr 2, Nasjonalregnskapet. Universitetet i Oslo

Lindholt, L. (2000). On natural resource rent and the wealth of a nation – a study based on national accounts in Norway 1930–95. Discussion papers 281, Statistics Norway, Oslo.

Mehlum, H., K. Moene and R. Torvik (2006). Institutions and the resource curse. *The Economic Journal*, 116: 1–20.

OED (2012). Økt bore- og brønnaktivitet på norsk sokkel. Rapport fra en ekspertgruppe, avgitt 16. august 2012. Olje- og energidepartementet, Oslo

Statistisk Årbok, diverse utgaver. Statistisk sentralbyrå, Oslo.

Perspektivmeldingen (2013). Meld. St. 12 (2012–2013), Finansdepartementet, Oslo.

SSB (2012a). Indikatorer for bærekraftig utvikling. F. Brunvoll, S. Homstvedt og K.E. Kolshus (red.), Statistisk Sentralbyrå, Oslo.

SSB (2012b). Økonomiske Analyser 1/2012. Statistisk Sentralbyrå, Oslo.

TBU (2013). Grunnlaget for inntektsoppgjørene 2013. Foreløpig hovedrapport fra Det tekniske beregningsutvalget for inntektsoppgjørene. Arbeidsdepartementet, Oslo.



TONE SOLHAUG
Seniorrådgiver i Miljøverndepartementet

Konvensjonen om biologisk mangfold – status og norsk oppfølging¹

Tap av biologisk mangfold er, sammen med den globale oppvarmingen, av mange vurdert som den største menneskeskapte miljøtrusselen mot framtidig produksjon, forbruk og velferd. Konvensjonen om biologisk mangfold fra 1992 er det viktigste redskapet for å bremse tapet av mangfold og fremme bærekraftig bruk. Kunnskapen om vår avhengighet av velfungerende robuste økosystemer, og de tjenester økosystemene gir oss, er et utgangspunkt for at perioden 2011–2020 er utpekt som FNs 10-år for biologisk mangfold. I denne artikkelen gjennomgår vi hovedtrekkene i konvensjonen, sentrale forpliktelser og mål, og beskriver hovedtrekkene i Norges oppfølging.

HVA ER KONVENSJONEN OM BIOLOGISK MANGFOLD?

Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) ble ferdigstilt til Verdenstoppmøtet for miljø og utvikling i Rio i 1992, sammen med klimakonvensjonen og vedtaket om å utvikle ørkenkonvensjonen. Konvensjonen trådte i kraft i 1993, og feirer dermed sitt 20-årsjubileum i år. Konvensjonen har tre mål: bevaring av biologisk mangfold, bærekraftig bruk av mangfoldet og rettferdig fordeling av utbytte fra bruk av genetiske ressurser. I dag har konvensjonen 193 medlemsland (parter), deriblant Norge, og er det mest sentrale globale rammeverket for å fatte beslutninger for å sikre biologisk mangfold. USA har ikke ratifisert CBD, men er aktiv observatør i alle forhandlinger.

Alle partene er forpliktet til å avlevere nasjonale rapporter om gjennomføring av forpliktelser, og å utvikle nasjonal strategi og handlingsplan for gjennomføring. Et sentralt prinsipp i konvensjonen er at det enkelte land har suverene rettigheter over biologisk mangfold innen sin nasjonale jurisdiksjon.

Forpliktelsene i konvensjonsteksten er relativt generelle. De er derfor videreutviklet og presisert i *partsmøtevedtak* som ikke er juridisk forpliktende, men politisk forpliktende. I tillegg er det forhandlet fram to *protokoller* om spesifikke emner: Cartagena-protokollen som regulerer handel og bruk av genmodifiserte organismer, med særlig vekt på grensekryssende overføring av genmodifiserte organismer. Nagoya-protokollen, om tilgang til genressurser og fordeling av utbytte fra bruk av slike ressurser, ble vedtatt i Nagoya i 2010. Formålet med protokollen er å oppnå en

¹ Takk til Bent Arne Sæther, Birthe Ivars og Marte Sendstad i Miljøverndepartementet for viktige innspill og kommentarer.

rimelig og likeverdig fordeling av de fordeler som følger av utnyttningen av genetiske ressurser. I dag (april 2013) har 16 land ratifisert protokollen, Norge planlegger ratifikasjon i løpet av våren 2013. Femti land må ratifisere for at protokollen skal tre i kraft. Som konvensjonsteksten er protokollene juridisk forpliktende, og krever en ratifikasjonsprosess for å sikre at forpliktelsene er gjennomført i landenes lovgivning. (se www.cbd.int)

Arbeidet under konvensjonen er delt opp etter hovedøkosystemer (skog, ferskvann og våtmark, hav og kyst, fjell, øyer, tørrland, jordbruksland), og foregår i tillegg gjennom en rekke tversgående arbeidsprogram (bl.a. fremmede arter, økonomiske virkemidler, biologisk mangfold og klima, områdevern, bærekraftig bruk, økosystemtilnærming). Denne arbeidsformen har gjort det mulig å ta opp dagsaktuelle problemstillinger på partsmøtene, og å få fram mest mulig spesifikke vedtak. Et eksempel på dette er vedtaket om klimamotivert «geo-engineering» ut fra

hensyn til biologisk mangfold. Her legges det vekt på mangel på vitenskapelig kunnskap, uklare reguleringsforhold og grenseoverskridende effekter. Ut fra føre-var tilnærming sier vedtaket at kun små-skala forsøk i en kontrollert ramme kan gjennomføres. Samtidig ba partsmøtet om at havgjødsling skulle tas opp under Londonkonvensjonen som direkte omhandler dumping av søppel og annet materiale i havene.

CBD er ikke den eneste globale avtalen som omhandler biologisk mangfold. De fem andre globale konvensjonene er: CITES-konvensjonen om internasjonal handel med truede arter, Konvensjonen om trekkende arter (CMS), RAMSAR-konvensjonen om våtmarker, Verdensarvkonvensjonen (WHC) og Den internasjonale traktaten for plantegenetiske ressurser (ITPGRFA). Disse konvensjonene samarbeider og utfyller hverandre i stor grad. Til forskjell fra de fem andre konvensjonene arbeider CBD ikke med lister over utvalgte arter eller verneområder.

FAKTA

Hva er biologisk mangfold?

I kortform er biologisk mangfold «alt levende»: Mangfoldet av arter, genmaterialet i artene og økosystemene de utgjør. I tillegg omfatter det samspillet mellom livsformene og det ikke-levende miljøet de lever i.

Mellom 1 og 2 millioner arter er beskrevet i verden, men man anslår at det finnes 5 – 15 millioner arter til som fremdeles er ubeskrevet. I Norge er det påvist ca 40 000 arter, men det reelle antallet er sannsynligvis omkring 60 000. Da er ikke bakterier og virus regnet med. (www.artdatabanken.no)

Vi taper mangfold hver dag. Det er anslått at arter forsvinner i et tempo som er 100 – 1000 ganger høyere enn naturlig utvikling. Noen estimater er så høye som 10.000 ganger raskere tap enn hva som er naturlig. Arter i alle systematiske grupper viser nedgang globalt. Risiko for arters utdøing i Norge blir vurdert i Rødlista som i siste versjon (Artdatabanken, 2010) evaluerte status for 21 000 arter. Av disse ble 4599 arter rødlistet. 2398 av disse er klassifisert som truet og 1284 som nær truet. Skogen har et mangfold av habitater og er leveområde for to-tredjedeler av de landlevende

artene i Norge. De fleste truede og nær truede artene i Norge holder til i skog (1838 arter). Kulturmark, som tidligere ble mer aktivt brukt til for eksempel beiting eller slått, er habitat for 741 truede eller nær truede arter. Skog og åpent lavland kommer også dårligst ut i norsk naturindeks. Av andre naturtyper har kyst 368, våtmark 275, ferskvann 267, flomsonen 216 og arktiske og alpine områder 147 truede eller nær truede arter. Det er en stor utfordring at det er mangelfull kunnskap om livet i havet. I Rødlista er 2500 marine arter vurdert, 88 av disse er klassifisert som truede eller nær truede. Kunnskapen om arter i norske marine områder er ofte relatert til kommersielle interesser

Årsaker til tap av biologisk mangfold:

Tap og forringelse av leveområder, introduksjon av fremmede arter, klimaendringer, overhøsting og forurensning er identifisert som de fem hovedårsakene til tap av mangfold (Global Biodiversity Outlook (GBO-3)). Tap av leveområder regnes i dag som den viktigste årsaken også i Norge, mens klimaendringer gradvis vil få større betydning. 87 % av de norske truede eller nærtruede rødlisteartene er negativt påvirket av arealbruksendringer knyttet til menneskelig aktivitet.

EN NY STRATEGISK PLAN OG MOBILISERING AV ØKONOMISKE RESSURSER

2010 var FNs internasjonale år for biologisk mangfold. Etter flere år med forhandlinger var målet å vedta en protokoll om genressurser, en ny strategisk plan for konvensjonen og å oppnå enighet om mobilisering av økonomiske ressurser for gjennomføring av forpliktelsene. Partsmøtet i Nagoya i 2010 ble den suksessen FN-systemet trengte etter klimatoppmøtet i København året før. Det ble enighet om både protokollen og den nye strategiske planen.

Hovedmålet i den strategiske planen er: «Effektiv og umiddelbar handling for å stanse tapet av biologisk mangfold for å sikre at økosystemene er robuste og leverer livsviktige økosystemtjenester til folk, og dermed bevarer klodens livsvariasjon og bidrar til menneskelig utvikling og velferd og bekjempelse av fattigdom». For å operasjonalisere hovedmålet er det vedtatt 20 mål i fem grupper. De 5 gruppene er i kortform: a) om underliggende årsaker til tap av biomangfold og sektorintegrering, b) redusere negative påvirkninger og fremme bærekraftig bruk, c) bedre biomangfoldstatus, d) styrke godene fra biomangfold og økosystemtjenester til alle og e) styrke gjennomføring. De 20 målene omtales som Aichi-målene etter navnet på provinsen i Japan hvor de ble vedtatt. Planen gir en prioritering for nasjonal gjennomføring, og det er utviklet indikatorer som gjør det mulig å følge utviklingen.

Arbeidet under konvensjonen har i stor grad fanget opp ny kunnskap, nye begreper og nye utfordringer knyttet til biomangfoldet. Samtidig er en klar utfordring at forpliktelsene er relativt runde, og at det ikke er vedtatt internasjonale systemer for å kontrollere nasjonal gjennomføring. Fra norsk side har vi foreslått at det bør utvikles landgjennomganger for gjennomføring etter modell av OECDs landrapporter.

Spørsmålet om å mobilisere økonomiske ressurser til å gjennomføre konvensjonens forpliktelser er et vanskelig tema i forhandlingene. Alle land har etter konvensjonen like forpliktelser for gjennomføring, men det fastslås også at I-land skal bidra med tilleggsressurser til U-land. Under partsmøtet i 2012 ble det, etter lange og vanskelige forhandlinger på overtid, enighet om ressursmobilisering. Flere sentrale U-land ønsket at prinsipper fra klimafinansieringen skulle brukes, med etablering av et nytt fond og bruk av terminologien «felles, men differensierte forpliktelser». Dette fikk de ikke gjennomlag for. Vedtaket innebærer en dobling av internasjonale overføringer til utviklingsland, særlig de minst utviklede U-landene, små øystater og

land med overgangsøkonomier innen 2015, og en videreføring av minst dette nivået fram til 2020.

Vedtaket skiller ikke mellom bidrag fra offentlig og privat sektor. Det vil kreves bistand for at fattige land skal kunne lage de nødvendige planer og kunne mobilisere ressurser både nasjonalt og internasjonalt for gjennomføring av konvensjonens strategiske plan.

SKOG – VIKTIG FOR BÅDE BIOLOGISK MANGFOLD OG KLIMA

Et tema med mange vedtak under konvensjonen er *biomangfold i skog*. Vedtakene i CBD dekker både nasjonal gjennomføring og internasjonalt samarbeid. Skogens betydning for det biologiske mangfoldet, som leverandør av økosystemtjenester og hjem for skogslevende urfolk, gjør dette til et globalt prioritert økosystem.

Med utviklingen av det såkalte REDD²-arbeidet under klimakonvensjonen arbeides det nå med tiltak i skog under begge de to store miljøkonvensjonene. I tillegg til å binde karbon kan skog også yte en kostnadseffektiv forsikring mot effekter av klimaendringer. Sikring av mangroveskog i kystområder er for eksempel mye billigere og oftest bedre enn å etablere betongbaserte sikringsvoller mot sjøen. En mangfoldig skog med ulike treslag og bred genetisk sammensetning har en større motstandskraft mot klimaendringer enn en plantasjeskog med liten genetisk variasjon. Utfordringen er å sikre at de ulike instrumentene virker best mulig sammen, investeringer for å sikre naturskog i klimasammenheng er også en investering for å sikre biologisk mangfold.

Den strategiske planen, med de 20 målene, gjør det enklere for partene å foreta nødvendige prioriteringer. I forhold til forvaltning av skogsbiomangfold er fem av målene fra planen direkte relevante;

- 5. Innen 2020 er tapsraten for alle naturlige habitater, inkludert skog, minst halvert og hvor mulig brakt ned mot null, og forringelse og fragmentering er betydelig redusert.
- 7. Innen 2020 er arealer som benyttes til jordbruk, akvakultur og skogbruk, forvaltet bærekraftig for å sikre bevaring av biologisk mangfold.
- 11. Innen 2020 er minst 17 prosent av land- og ferskvannsarealer og 10 prosent av kyst- og havområder,

² REDD = redusere klimagassutslipp fra avskoging og skogforringelse i utviklingsland

spesielt områder som er særlig viktig for biologisk mangfold og økosystemtjenester, bevart gjennom effektivt og hensiktsmessig forvaltede, økologisk representative og godt sammenhengende systemer av verneområder og andre effektive bevaringstiltak, og er en integrert del av landskapet.

- 14. Innen 2020 er økosystemer som leverer livsviktige tjenester, inkludert tjenester knyttet til vann, og som bidrar til helse, levekår og velferd, restaurert og ivarettatt, der behovene til kvinner, urfolk, lokalsamfunn og fattige erkjennes.
- 15. Innen 2020 er økosystemene mer robuste, og det biologiske mangfoldets bidrag som karbonlager er forsterket gjennom bevaring og restaurering, inkludert restaurering av minst 15 prosent av forringede økosystemer. Dette bidrar derved til reduksjon av og tilpasning til klimaendringer og bekjempelse av forørkning.

ØKOSYSTEMTJENESTER OG SEKTORINTEGRERING

Generelt påpekes det at *mangel på sektorintegrering* er en av de viktigste årsaker til mangelfull gjennomføring av forpliktelser innen konvensjonen. Denne utfordringen er derfor understreket i den strategiske planen, og det er en nøkkel for å sikre nødvendige ressurser til gjennomføring i både I- og U-land. Sektorintegrering av biomangfold-hensyn forutsetter bl.a. at det utvikles verktøy og analyser som kan synliggjøre bredden og betydningen av verdier fra mangfoldet, og å stimulere til økt involvering og ansvar for biomangfold og økosystemtjenester fra privat sektor.

Biologisk mangfold er mer enn enkeltarter, det er også samspillet i naturen som gir de verdiene som vi alle er avhengige av. Etter årtusenskiftet er begrepet *økosystemtjenester* blitt stadig vanligere, som flere av artiklene i dette nummeret omtaler (se Boks 2). Begrepet finnes ikke i selve konvensjonen, men er brukt i en rekke partsmøtevedtak. Med utvikling av dette tjenestebegrepet, og et fokus på kunnskap og en erkjennelse av folks avhengighet av økosystemtjenester, legger vedtak fra CBD opp til en bredere tilnærming enn kun et etisk ansvar for å unngå tap av biologisk mangfold. En erkjennelse av at vi må bruke biomangfoldet for å overleve, skape verdier og velferd, men også en erkjennelse av at tap av biomangfold reduserer naturens bufferkapasitet i forhold til ytre endringer, ikke minst klimaendringene, og minsker våre framtidige muligheter.

En av de fire målgruppene i den strategiske planen (målgruppe A) tar for seg de underliggende årsakene til tap av

biologiske mangfold, og er av særskilt interesse ut fra en samfunnsøkonomisk vinkling.

- 1 Senest innen 2020 er folk oppmerksomme på verdiene av biologisk mangfold, og hva de kan gjøre for å bevare mangfoldet og bruke det på en bærekraftig måte.
- 2 Senest innen 2020 er verdier knyttet til biologisk mangfold integrert i nasjonale og lokale strategier og planer for utvikling og fattigdomsreduksjon, og innarbeidet i nasjonalregnskaper og rapporteringssystemer.
- 3 Senest innen 2020 er virkemidler, inkludert subsidier, som er skadelige for biologisk mangfold, fjernet, faset ut eller endret for å minimere eller unngå negative konsekvenser, og positive virkemidler for bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold er utviklet og tatt i bruk på en måte som er konsistent og i harmoni med konvensjonen og andre relevante internasjonale forpliktelser, der det tas hensyn til nasjonale samfunnsøkonomiske forhold.
- 4 Senest innen 2020 har myndigheter, næringsliv og interessenter 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.

NORSK GJENNOMFØRING

Arbeidet med en nasjonal handlingsplan basert på CBDs strategiske plan er satt i gang. Den vil bli ferdigstilt som en interdepartemental plan i 2014.

Norges første nasjonale handlingsplan for konvensjonen om biologisk mangfold ble presentert i Stortingsmelding nr 42 (2000–2001). I tillegg til sektorvise tiltak ble tre hovedprioriteringer vedtatt: (i) styrking av kunnskapsgrunnlaget, (ii) samordning av juridiske virkemidler og (iii) samordning av økonomiske virkemidler. For de to første punktene har det vært en svært god utvikling, med vedtak av naturmangfoldloven (NML, se nedenfor) som et høydepunkt. Arbeid for mål (iii), samordning av økonomiske virkemidler har vært vanskeligere. Det offentlige utvalget om verdier av økosystemtjenester (se senere omtale) vil adressere elementer knyttet til økonomiske virkemidler.

Det er et uttalt mål at norsk forvaltning av biologisk mangfold skal være kunnskapsbasert, og den systematiske kunnskapen om norsk biologisk mangfold er betydelig styrket de senere år. Etablering av *Artsdatabanken* var et viktig ledd i dette arbeidet. Artsdatabanken utarbeider rødliste over truede arter og naturtyper, svarteliste over skadelige fremmede arter samt organiserer kunnskap om

ØKOSYSTEMTJENESTER OG TEEB-PROSJEKTET

Økosystemtjenester er et fellesnavn på naturens tjenester som vår velferd og livskvalitet er avhengige av. Det kan skilles mellom forsynende, regulerende, kulturelle og støttende tjenester. Alle land er avhengig av robuste økosystemer og velfungerende økosystemtjenester, blant annet for en stabil primærproduksjon, god vannforvaltning og redusert sårbarhet for endringer i klimaet.

TEEB-prosjektet «The Economics of Ecosystems and Biodiversity» ble initiert av EU-kommisjonen og Tyskland i 2007 etter inspirasjon av Stern-rapporten om klima. Målet for prosjektet er å synliggjøre de økonomiske bidragene som kommer fra verdens økosystemer, og de globale kostnadene forbundet med fortsatt tap av biologisk mangfold. Likeledes var et mål å synliggjøre hvordan disse verdiene kan bringes inn i beslutningsprosesser og hvilke virkemidler som kan benyttes for å ivareta disse verdiene. Norge har bidratt økonomisk til prosjektet fra 2009.



Etter lanseringen av hovedrapportene legges det nå vekt på nasjonal gjennomføring av TEEB-relevant arbeid. I tillegg utvikles utvalgte tematiske rapporter. Se www.teebweb.org

arter, naturtyper og økosystemer i Norge. Et annet prioritert tiltak har vært utviklingen av en norsk *Naturindeks*, som blant annet omtales av Aslaksen m.fl. i dette nummeret. Naturindeksen er et overordnet rammeverktøy som viser tilstand og utvikling i de ulike hovedøkosystemene over tid. For hvert av økosystemene er det valgt ut et sett med indikatorer som representerer det biologiske mangfoldet. Til sammen består naturindeksen av over 300 indikatorer fordelt på ni økosystemer. Indikatorene er arter eller indirekte indikatorer som sier noe om potensialet for biologisk mangfold. I dag er naturindeksen etablert som en av indikatorene i Finansdepartementets rapportering av bærekraftig utvikling³.

Naturmangfoldloven (NML) ble vedtatt i 2010, og var en av tre nominerte til en pris for beste biomangfoldlov under partsmøtet i Nagoya samme år. NML innebærer en ny epoke i norsk naturforvaltning. Når natur er truet har myndigheten en plikt til å vurdere tiltak. Loven gir regler om

bærekraftig bruk og vern av naturen. Med *prioriterte arter* og *utvalgte naturtyper* har vi fått nye virkemidler for også å kunne ta vare på natur utenfor verneområdene. Loven tar også opp genetiske ressurser og fremmede organismer.

EKSPERTUTVALGET OM VERDIEN AV ØKOSYSTEMTJENESTER

Betydningen av økosystemtjenester var sterkt vektlagt i Nagoya. Da naturmangfoldloven ikke direkte tar opp økosystemtjenester, ble det høsten 2011 etablert et offentlig ekspertutvalg om verdier av økosystemtjenester for å gi råd om hvordan norsk forvaltning kan styrkes for å sikre disse tjenestene. Bakgrunnen var at det er 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. Ekspertutvalget ledes av Stein Lier Hansen, og skal legge fram sin utredning 29. august 2013.

³ Meld. St. 1 2012 – 2013, Nasjonalbudsjettet 2013

Ekspertutvalget om verdier av økosystemtjenester skal bl.a. gjennomgå rapportene fra TEEB og vurdere om og hvordan begrepene og tilnærmingene er relevante for Norge. Utvalget skal videre gjennomgå metoder for verdsetting og synliggjøring av verdier fra økosystemer, vurdere verdien av økosystemer og metoder for å synliggjøre slike verdier bedre i offentlige beslutningssystemer. Utvalget skal også vurdere fordeler og ulemper ved monetær verdsetting, som brukes mye i miljøøkonomi.

Søkelyset på verdier av biomangfold og økosystemtjenester, og hvordan disse verdiene kan forvaltes i samfunnet, har også medført prinsipielle diskusjoner av etisk karakter. Mange hevder at verdibegrepet og spesielt synliggjøring av monetære verdier fjerner vårt etiske ansvar for naturen, og er med på å gjøre elementene i biomangfoldet om til en standard omsettelig vare. Samtidig har TEEB, for eksempel, vært et initiativ som nettopp har hatt til hensikt å synliggjøre verdiene for å stimulere til bedre forvaltning og redusere tap av biomangfold. Tap av biologisk mangfold har også ofte økonomiske konsekvenser. Som et bidrag til den internasjonale forståelsen bidro Norge aktivt i å arrangere et dialogmøte for å drøfte fordeler og ulemper ved bruk av markedsbaserte finansieringsmekanismer. Et forskerteam, ledet av professor Arild Vatn fra Universitetet for miljø og biovitenskap (UMB) på Ås, fikk i oppdrag fra Norad å analysere erfaringene med bruk av markedsbaserte mekanismer for å sikre biologisk mangfold (Vatn m.fl. 2011). Analysen viser at statlige myndigheter spiller en sentral rolle i slike mekanismer, ikke bare som regulator, men også som dominerende kjøper av tjenester.

VEIEN FRAMOVER

God kunnskap om status og utvikling av det biologiske mangfoldet, og om de tjenester mangfoldet leverer, er nødvendig for å sikre en best mulig forvaltning av det biologiske mangfoldet. Kunnskapsbasert forvaltning er et nøkkelbegrep i Norge. Det er gledelig at arbeidet i det mellomstatlige kunnskapspanelet for biomangfold og økosystemtjenester (IPBES), eller Naturpanelet som vi kaller det, nå er i ferd med å bli operativt. Fra norsk side har vi arbeidet for å sikre en tverrfaglig sammensetning av den sentrale forskergruppa, og det har vi fått gjennomslag for.

Utfordringer knyttet til oppfølging av konvensjonen om biologisk mangfold og videre utvikling av en kunnskapsbasert forvaltning av norsk natur krever tverrfaglig innsats. God kunnskap om status og trender for biomangfold og økosystemtjenester, og bredt faglig samarbeid for å videreutvikle systemer og virkemidler for å sikre bredden av verdier fra biologisk mangfold er nødvendig i veien mot en grønnere utvikling.

REFERANSER

Vatn, A., D. Barton, H. Lindhjem og S. Movik, I. Ring og R. Santos (2011) Can Markets Protect Biodiversity? An Evaluation of Different Financial Mechanisms. Norad Report 19/2011 Discussion.

Artsdatabanken, Norsk rødliste for arter 2010

Global Biodiversity Outlook (GBO-3)

MEDLEM?



*Er du medlem av Samfunnsøkonomenes Forening?
Vi vil gjerne ha din e-postadresse.
Send til: nina.risassen@samfunnsokonomene.no*

www.samfunnsokonomene.no



SAMFUNNSØKONOMENE

Visste du at samtlige utgaver av vårt tidsskrift er tilgjengelig på nett? Se vår hjemmeside og les om aktuelle saker helt tilbake til 1958!

God lesning!

<http://samfunnsokonomene.no>

Investeringsperspektiv på økosystemtjenester

Naturens rammebetingelser blir stadig viktigere for oss mennesker når vi truer jordklodens økologiske grenser. The Economics of Biodiversity and Ecosystem Services (TEEB) foreslår monetær verdsetting av økosystemtjenester for å synliggjøre naturverdier i politikk og næringsliv. Naturen betraktes som en leverandør som tar betalt. Dette kan skape avstand til det som skal verdsettes. En pris usynliggjør utfordringens kompleksitet. Politikk, samfunn og næringsliv har en erfaringsbakgrunn for å foreta investeringsbeslutninger, resultatoppfølging og strategisk planlegging utifra økonomisk, vitenskapelig og teknisk kunnskap om saken. Investeringsperspektivet gir enn god økonomisk logikk uten å gå veien om konstruerte priser og markeder for naturverdier.

ØKOSYSTEMTJENESTER OG NATUREN

Idéen om å synliggjøre naturverdier gjennom å identifisere og prissette økosystemtjenester fikk stor oppmerksomhet da *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) ble lansert i 2005. Det internasjonale initiativet *The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity* (TEEB, 2010) foreslår hvordan slik prissetting kan innarbeides i næringslivets og politikkenes beslutningsprosesser. Hensikten har vært å gjøre biologisk mangfold og andre naturverdier og økosystemverdier synlige og dermed bidra til at miljøhensyn tillegges større politisk vekt (ten Brink, 2006). TEEB uttrykker naturverdier i økonomisk terminologi og legger vekt på at dette skaper et felles språk for politikk, næringsliv og samfunn:

«**creating a common language** for policymakers, business and society that enables the real value of natural capital, and the flows of services it provides, to become visible and be mainstreamed in decision making» (TEEB, 2010, s. 24 – utheving i original).

«Mainstreamed» i denne sammenheng betyr at spørsmål og tema knyttet til naturverdier uttrykkes på en slik måte at de blir del av samfunnets felles verdisyn og politiske debatt om prioriteringer rundt private og offentlige beslutninger som påvirker naturen, for eksempel investeringer i infrastruktur, bedriftsetableringer og valg av ny teknolog for næringer og energiforsyning.

Et annet perspektiv på investeringsbeslutninger, prestasjonsvurderinger og evaluering av potensiell eller allerede etablert fremgang tar utgangspunkt i næringslivets ansvar for langsiktig utvikling. En tilnærming til vurdering av investeringsprosjekter og formuesverdi oppsto med framveksten av storindustri på slutten av 1800-tallet og har siden satt standard for regnskapsanalyse, selskapsverdsetting og investeringsvurdering globalt sett (Aswath, 2012). Tre kjernetema peker seg ut i denne vurderingen av prestasjon og ansvarlighet:

- 1 Framtidig lønnsomhet av investeringen avhenger av tilgangen på nødvendige ressurser. Hvor sikker er tilgangen på ressursene? I hvilken grad kan bedriften sikre seg mot alvorlig usikkerhet? Hva er muligheten til å etablere tilstrekkelige sikkerhetsmarginer mot sviktende ressurstilgang?
- 2 Teknologi, design og helheten av produksjonsprosesser skal, sammenliknet med andre løsninger, bidra til å utnytte ressursene best mulig. Evaluering av et investeringsprosjekt gjøres vanligvis på flere nivåer, fra teknisk virkningsgrad til kortsiktig likviditet til mer langsiktige vurderinger av organisatorisk læring, hvordan konkurransesituasjonen påvirkes og hvordan kunder og opinion bedømmer situasjonen.
- 3 Hvem vinner og hvem taper på den aktuelle satsningen? Hvem er «beneficiaries»? Det kan være mange interessenter – mennesker, samfunn og natur – og strømmene av verdi og kostnader vil påvirkes av omstendigheter utenfor kontroll.

Ulike tilnærminger har utviklet begreper og verktøy for næringslivets ansvar for å bidra til bærekraftig utvikling, som blant annet «corporate social responsibility» – bedrifters samfunnsansvar. Et kjent begrep er «triple bottom line» - den tredelte bunnlinje - som skal illustrere bedrifters resultat både for økonomisk lønnsomhet, miljø og sosiale forhold. «Sustainable enterprise management» utvikler en annen framgangsmåte: Å sammenholde ulike perspektiv og ulike måleskalaer med støtte av klassiske økonomisk logikk og tydelige økonomiske begrep (Bergström, 1990; 1996; 2006). Dette presiseres utførlig senere i kommentaren.

De ulike tilnærmingene til bedrifters samfunnsansvar har det til felles at de er flerdimensjonale for å illustrere både kvantitative og kvalitative kriterier for ulike tekniske verdier, samfunns- og naturverdier i tillegg til risiko og økonomiske verdier. Økonomisk omdømme betyr i praksis for bedrifter å ta ansvar for virksomhetens fortsatte eksistens.

Situasjonene er forskjellige, og i denne framstillingen er det behov for å skille mellom to hovedgrupper:

- Enkle beslutninger, typisk gjentatt flere ganger, innenfor en ramme av klare tekniske og andre spesifikasjoner. Økonomisk omdømme betyr da å legge vekt på hvilken pris som er verdt å betale.
- Komplekse beslutninger, typisk investeringer og andre strukturelle inngrep. I denne situasjonen er det aktuelt å vurdere de åpningene som følger av beslutningen: nye muligheter (og risiki), nye forpliktelser, nye relasjoner mellom kostnads- og inntektsstrømmer og ikke minst – hvordan slike åpninger passer inn i virksomhetens idé og strategier.

Sammenliknet med dette framstår TEEB som en strategi for å etablere naturen som et middel for enkle beslutninger, fra en mangesidig narrativ om langsiktig strategi til en lønnsomhetskalkyle målt i penger – lønner det seg å ta vare på naturen?

Bakgrunnen for TEEB er en erkjennelse av at tradisjonell miljøpolitikk ikke er tilstrekkelig til å sikre at naturverdier og økosystem blir ivaretatt i politiske beslutninger. En prislapp på økosystemtjenester forventes å bidra til større grad av synliggjøring. Både TEEB og den engelske studien National Ecosystem Assessment tar utgangspunkt i en markedslogikk som argument for monetær verdisseting: det man ikke betaler for, tar man ikke ansvar for (UK NEA, 2011, s. 44–45). UK National Ecosystem Assessment sammenlikner ulike økologiske scenarier for framtiden, der det inkorporeres samfunnsøkonomiske verdier for noen økosystemtjenester, men ikke for andre (som biomangfold).

Poenget er å vise hvilken samfunnsutvikling som gir mest velferd og at en ved «business as usual» taper mye i velferdsforstand når økosystemene forringes, sammenliknet med det grønne alternativet («enkle beslutninger», se ovenfor). Men hvilke priser skal brukes for å verdsette naturen? Rangeringen av alternative scenariene avhenger av prisene. Vilklårigheten i valg av priser gjør rangeringen av scenariene mindre robust. Tilsvarende kan en spørre om valget av diskonteringsrente vil sikre tilstrekkelig ivaretakelse av naturverdiene. Jeg anbefaler analyser basert på økologiske scenarier som i UK NEA, men med flerdimensjonale verdivurderinger.

Rockström m.fl. (2009) definerer menneskehetens «safe operating space» innenfor planetens grenser og viser hvordan grensene er overskredet for flere alvorlige miljøaspekter.

Dette kan gi grunnlag for scenarie-analyse («komplekse beslutninger», se ovenfor) både på nasjonalt plan og for bedrifter med sustainable enterprise management.

ØKOLOGI OG ØKONOMI

Økonomiske synsmåter er formet av hva som gir nytte for mennesker. Betalingsvillighet for en tjeneste antas i neoklassisk økonomisk analyse å avspeile hvor stor nytte den gir sammenliknet med alt annet som er til salgs. Sammenhengen det inngår i er beslutning om kjøp og salg i et marked. Men situasjoner som kjennetegnes ved andre strukturelle og institusjonelle forhold enn den enkle markedssituasjonen, slik som komplekse investeringsbeslutninger eller spørsmål om hvilken måte naturen setter grenser for menneskers «safe operating space» (Rockström m.fl., 2009) kan ikke uttrykkes i en form der all kompleksitet reduseres til en pris. (Vatn, Bromley, 1994). TEEB tar utgangspunkt i en slik forenkling, der priser konstrueres som om naturen opptrer som en leverandør som tar så mye betalt for sine økosystemtjenester som konkurranse-situasjonen tilsier. Det økologiske perspektivet er annerledes. Det fanger opp sammenhenger i naturen som system-sammenhenger – dvs. grunnleggende strukturer som kjennetegner samspeilet i naturen og utgjør menneskers livsgrunnlag. Humanøkologien setter fokus på forholdet mellom mennesket og naturen (Ingold 1986, Hornborg 2013). Et grunntrekk ved økologiske perspektiver er erkjennelse av og respekt for at alt i naturen har en betydning i de små og store økologiske sammenhengene og at ingenting er unødvendig i naturen.

At økonomisk verdsetting av økosystemtjenester beskrives som konstruerte priser i et ikke-eksisterende marked vil neppe bidra til å holde respekten for naturen levende – alt som har en pris kan miste sin verdi. Ved at naturverdier på denne måten reduseres til et knippe av økosystemtjenester blir det vanskeligere å holde fast ved et helhetsbilde av naturen. Hvis politikken fragmentering av verdispørsmål vil føre til en ytterligere oppdeling av ansvarsområdet for naturforvaltning, kan dette forsterke fragmenteringen av vår tenkning om naturen.

Våre handlinger, slik de er påvirket av uforstand, vane-tenkning og uklare ansvarsforhold, utfordrer naturens tåleevne. Naturens rammebetingelser og konsekvenser for naturen er relevante beslutningskriterier så snart man tar inn over seg situasjoner utover øyeblikkets behov. Naturen er uansett om den bokføres eller ikke en kapital, og enhver forstyrrelse i økologiske systemer er en potensiell risiko for samfunnet. For å håndtere denne kompleksiteten er

verdsetting av økosystemtjenester foreslått som metode for å synliggjøre samfunnsøkonomiske verdier av økologiske sammenhenger. Både filosofisk og praktisk knytter det seg en rekke problemer til den beregnede prisen og de konstruerte markedene for økosystemtjenester.

ØKOLOGISKE VERDIER SOM HANDELSVARE

Proessen der prissatte økosystemtjenester kan resultere i samfunnsnytte kan komme til å bli videreutviklet – økosystem og naturkvaliteter kan utvikles til handelsvarer og finansielle spekulasjonsobjekter. Vi kan få nye markeder for «biodiversity off-sets» og andre finansielle produkter. Troen på markedsbaserte virkemidler kan overskygge behovet for tradisjonell miljøpolitikk gjennom regulering (Spash 2008; Sharman, 2010). Markedstenkningen preger i dag stadig flere samfunnsområder, ikke minst på områder som tidligere har vært utenfor markeder fordi forutsetningene for markeder ikke har vært tilstede, som innen helse, velferd, utdanning, kultur og nå natur (Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez 2011). I forlengelsen av dette er det en fare for at bare de mest lønnsomme delene av naturen blir synlige og verdsatt som lønnsomme – og dermed utbyttet (Robertson 2006). Risikomomentet er i hvilken grad markedstenkningen vil overskygge politikk eller om man kan legge til grunn at økonomisk synliggjøring og eventuelt markedsbaserte virkemidler vil komme i tillegg til og forsterke tradisjonell miljøpolitikk og naturvern. Forutsetningen må være at naturens egenverdi holdes utenfor. Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez (2011) peker på fire stadier i at naturen blir handelsvare

- 1 Naturen beskrives og forklares ved hjelp av økonomiske metaforer og økonomisk terminologi (kapital, tjenester, marked, pris).
- 2 Natur verdsettes som pengeverdier
- 3 Natur-allmenninger fastsettes som eiendom (Harvey 2005, Hardin 1968)
- 4 Eiendommen kommersialiseres, det etableres markeder for dette formål.

Flere problemer kan følge av denne utviklingen, ikke minst en overdreven tro på at monetær verdsetting gir et fornuftig bilde av naturens verdi for samfunnet og at priser på natur gir riktige signaler inn i miljøpolitikken. Selv om naturens egenverdi holdes utenfor den monetære verdssettingen, kan fokus på kommersialisering medvirke til at komplekse økologiske sammenhenger blir usynlige og skape uheldige fordelingsvirkninger (Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez 2011).

EKSPERTROLLER

Kritikken mot økosystemtjeneste-tilnærmingen retter seg også mot den samfunnsøkonomiske normative antakelsen om forventet økonomisk framgang som antar teknologisk utvikling og nye markedsmuligheter. Dette forutsetter en implisitt antakelse om et samspill mellom vitenskap og politikk der tekniske og økonomiske eksperter tillegges en betydelig rolle som rådgivere for politikere og andre som er ansvarlige for å legge premissene for samfunnsutviklingen. Det er nettopp ut fra en slik ekspertrolle at priser på økosystemtjenester lanseres som metode, en type indikator, en forenkling som skal veilede politikere og næringslivsledere – som sitter med ansvaret, men mangler kunnskap om konsekvenser for naturen – til å ta større ansvar for natur og miljø. Ekspertrollen som etterspør økosystemtjenester svarer til en samfunnsoppfatning som mangler språk og begrep for å uttrykke respekt for naturens bærekraft (Charas, 2011).

Spørsmålet om konsekvensene av ekspertrollens normative innhold er ikke nytt. Det gjenkjennes fra president Eisenhowers «Farewell Address» fra 1961 der han advarte mot at «public policy should itself become captive of a scientific-technological elite». TEEBs fokus på hvordan økosystemtjenester kan skape nye markedsmuligheter kan etter vårt syn betraktes som et eksempel på nettopp det den amerikanske presidenten advarte mot. Hvor plasserer samfunnsøkonomene seg i dette bildet? Som haleheng til den teknologiske utviklingen eller som kritiske røster som peker på behovet for bærekraftig utvikling? Leverer vi etterspurte svar eller kritiske spørsmål? Økologisk økonomi inviterer til en dypere refleksjon over hvordan den økonomiske fagkunnskapen kan spille en konstruktiv rolle for å gi en konkret forståelse av hvordan samfunnsutviklingen avhenger av og påvirker naturen. For eksempel når det gjelder jordbrukspolitikk og mat, et aktuelt tema for økosystemtjenester. Høyteknologisk eller bærekraftig jordbruk for å sikre framtidig matvaresikkerhet – teknologi eller økologi? Jeg er ikke alene om å etterlyse dette:

«As long as the problems of food security and the future of agricultural livelihoods are framed as technological and economic, rather than ecological, social, behavioral or political, innovation will be directed toward top down technological solutions without due consideration of the institutional context for technological progress» (van den Hove m.fl., 2012).

ØKONOMISKE SUBJEKT

Økosystemtjenester og TEEBs forslag om markedsbaserte tiltak kommer i en tid med krise i velferdsstat, helsevesen og utdanning, og arbeidslivet er under sterkt press. Mange indikatorer på et en historisk signalkrise (Arrighi, 1994) pågår, rapporteres daglig i media – oppløsning av institusjoner, økende formuesulikhet, omfattende spekulasjon og tilbakevendende finanskriser. I denne situasjonen må det kunne stilles spørsmålsteget ved om det er fornuftig å trekke også naturen inn i et økonomisk system og sette hypotetiske priser som kan medvirke til å knytte naturverdier til finansspekulasjon. Det fins andre innfallsvinkler til å bygge bro mellom naturverdier og samfunnsverdier.

En slik innfallsvinkel er å ivareta metodikken i tradisjonell investeringsanalyse, resultatoppfølging og annen vurdering av økonomiske *subjekt*, det vil si prosesser som i løpet av en viss tid har betydning for utviklingen i et foretak, typisk foreslåtte investeringer som behøver finansiering eller en foretaksledelse som skal få forlenget mandat eller byttes ut. Metodikken er bygd opp rundt tre økonomiske grunnverdier, her uttrykt i et allment ikke-teknisk språk (og i parentes tradisjonelle eksempler):

- Avhengighet av enkelte ressurser og de risiki som dette medfører; ressursenes kvalitet og tilgjengelighet (tradisjonelle mål: soliditet, likviditet, gjeldsgrad, tekniske risiki, ansvarsrisiki med mer).
- Ressursforbruk i prosessene (produktivitet, effektivitet med mer).
- Verdiskaping, at det som etterspørres virkelig leveres (sterkt varemerke, økt leveringssikkerhet, ivareta ulik mulighet med mer).

Naturens prosesser er i mange sammenhenger et økonomisk subjekt i den forstand som er diskutert her.

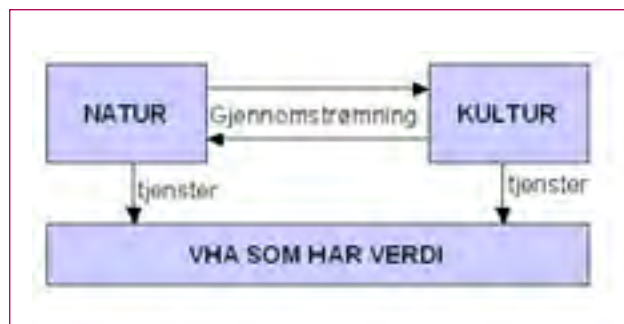
Herman Daly, pioner i økologisk økonomi, har rendyrket en klassisk økonomisk analyse av en ressursbegrenset verden. Han viser hvordan samfunnets avhengighet av økosystemer og økologiske sammenhenger kan uttrykkes som en økonomisk relasjon (Daly 1977; Daly 1990). Daly hevder at vitenskapens inndeling i disipliner har avgrenset den økonomiske analysen fra en bredere diskusjon om samfunnsverdier og fra en mer realistisk innstilling til hvordan naturressursenes setter grenser for vår livsutfoldelse. Økologisk økonomi sikter mot å revitalisere den filosofiske verdidiskusjon og den økologiske kunnskapen som grunnlag for økonomien.

Den moderne vitenskapens eksperterrolle fordrer et skarpt skille mellom «fakta» og «verdier», og tilsvarende skarpe skiller mellom fagområdene naturvitenskap, teknologi, økonomi, sosiologi, humaniora og religion. Den frie intellektuelle samtalen vil ønske å bevege seg mellom fagområdene langs den lange skala mellom ytterpunktene «hva som finnes» og «hva som har verdi» og reflektere over forholdet mellom naturverdier, samfunnsverdier og menneskelige verdier. Den skarpt avgrensede inndelingen i fagdisipliner gjør det vanskelig å sammenkoble «hva som finnes» med «hva som har verdi» – et refleksjonsrom som er nødvendig for å gripe naturens verdi og natur som grunnlag for bærekraftig utvikling. En økonomisk analyse som skal fange inn visjonen om bærekraftig utvikling må problematisere dette.

SUSTAINABLE ENTERPRISE MANAGEMENT – INVESTERINGENES ØKONOMI

Herman Daly foreslår en modellformulering med to slags «kapital» (natur og kultur) som identifiserer begrep og relasjoner som behøves for en økologisk forankret analyse av den globale planethusholdningen. Daly's hovedspørsmål er: I hvor stor grad blir naturens forutsetninger ivaretatt i det økonomiske liv? Figur 1 viser grundstrukturen i Daly's modell. I prinsippet kan samme modellstruktur anvendes også for mer avgrensede system, som regioner, kommuner og bedrifter, som jeg straks kommer tilbake til.

Figur 1: Naturens økonomiske rolle. Herman Daly's grundmodell



Modellens begrep knytter an til den lange skala mellom «hva som finnes» og «hva som har verdi» på den måten at natur tilsvarende er «hva som finnes». Ressursgjennomstrømning og kultur er ulike aspekter av hvordan mennesker har organisert rommet mellom ytterpunktene.

I dette globale perspektivet kan ingenting eksistere på andre vilkår enn de som naturen setter. Vi kan ikke skape natur. Kulturutviklingen begrenses av tre faktorer:

- Skalaproblemet – størrelsesforholdet mellom natur og kultur.
- Hvor effektivt kulturen leverer verdifulle tjenester.
- Hvor robust naturen er som leverandør av verdifulle tjenester.

Det klassiske husholdningsspørsmålet legger til grunn at ingenting er gratis. Vi må regne med alltid å miste noen av tjenestene fra uberørt natur når kulturens tjenestetilbud øker. Her kjenner vi igjen verdibegrepene fra forrige avsnitt: verdiskaping, ressursforbruk i prosessene og ressursenes tilgjengelighet og risiki. Kompleksiteten i modellen handler om to forhold:

- Vurderinger må gjøres eksplisitt før det fastsettes hva tjenestene innebærer. Dette gjør det neppe mulig å anvende modellen til standardiserte tilpasninger som aksepteres overalt og av alle. Det blir også åpenbart at lange tidsserier om verdi blir vanskelige å tolke¹.
- Det finnes ingen felles måleskala for å gjøre registreringer av modellens deler, noe som minsker mulighetene for enkel kvantitativ analyse. Informasjonsbæreren blir typisk nøkkeltallsserier som belyser de økonomiske begrepene.

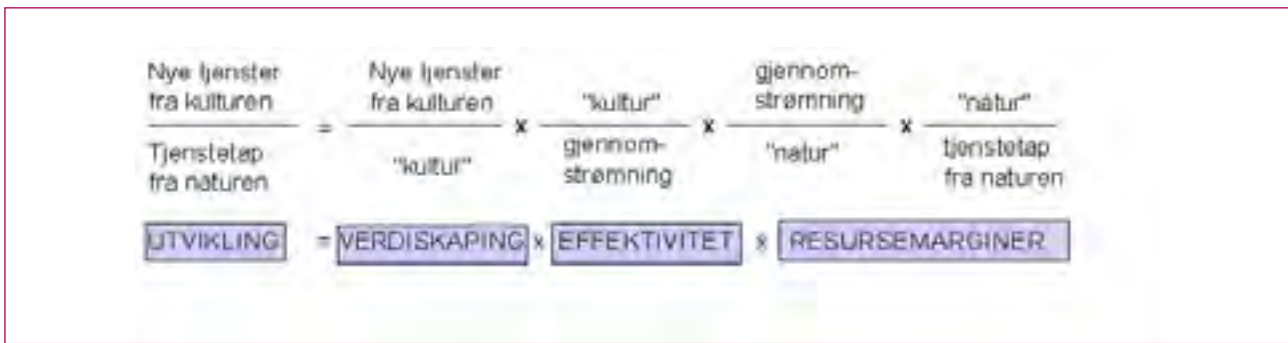
Logikken i å vurdere utviklingen i et system (et foretak, en region, en nasjon - et økonomisk subjekt) på denne måten er vel utprøvd: det er samme logikk som er grunnlaget for standardisert tilgangsvurdering («finansanalyse») som har vært brukt i ca 100 år – og som er beskrevet i det foregående. Nøkkeltall blir ofte tolket ut fra tidsserie og/eller sammenlikning med erfaringsbaserte normalverdier. Figur 2 fokuserer på den finansanalytiske siden av logikken.

Med dette utgangspunkt har en praktisk foretaksøkonomi for idé-beviste foretak blitt utviklet i Sverige i de siste 30 årene². Dala-monitoren ble bygd opp for drøyt 10 år tilbake. I Dalarna i Sverige bygde man opp et nøkkeltall-basert system for å belyse politisk interessante aspekter på utviklingen. Figur 3 viser den overgripende strukturen

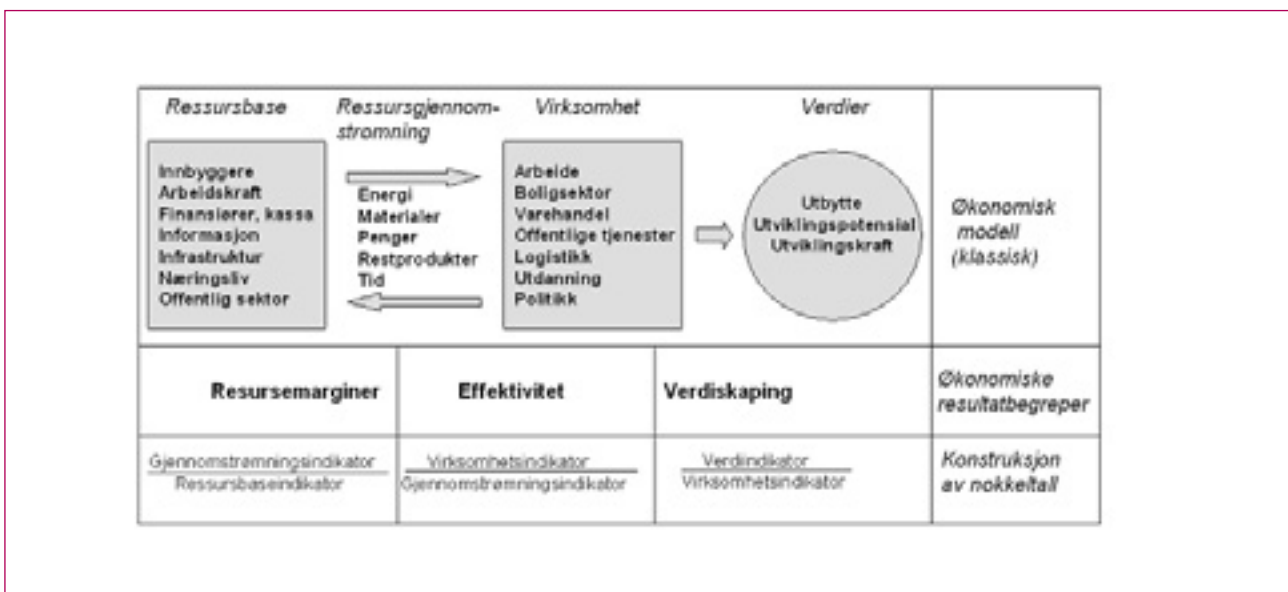
¹ Det er samme bekymring med formelle mål som BNP/capita. Gjør tankeeksperimentet at en person som levde for 100 år siden skulle vurdere dagens livsstilsvaner. Ville hun vurderet det som at vi har det ca 100 ganger bedre nå enn da – som følger av tolkningen av BNP-utviklingen som mål på velferdsokning. Eller ville hun blitt forferdet over hvor ressurskrevende det er å overleve nå?

² Denne Daly-inspirerte foretaksøkonomien, Naturekonomi, er innrettet mot å beskrive og analysere resultat i bevisst idé-drevne foretak/virksomheter. Anvendelser handler f.eks. om forvaltningsberetning i årsrapportering, strategisk resultatoppfølging ved hjelp av nøkkeltall, bokføring av virksomhetens miljøpåvirkning og ulike former for integrasjon mellom ulike perspektiv på en virksomhet ("mainstreaming").

Figur 2: Sentrale begreper i analyse av samfunnsutvikling («norsk-svensk» terminologi)



Figur 3: Tre slags regional resultatinformasjon utledet fra en husholdningsmodell. Antallet nøkkeltall i Dala-monitoren var meget stort – 175 st.



i systemet, med utgangspunkt i Herman Daly's modell. Datagrunnlaget var foreliggende regional statistikk. Noen år senere ble det etablert et liknende opplegg som standard for kommunale foretak i Sverige under overskriften » forretningsmessig samfunnsnytte».

Den grunnleggende innsikt som jeg her har kortfattet illustrert er at økonomi betyr meningsfull husholdning med ressurser og at vi ikke behøver oversette det vi kjenner igjen som meningsfylt og som ressurser til pengebeløp. – Tvert imot: evnen til å fatte velbegrunnede beslutninger styrkes av at vi fullt ut forstår hva saken handler om. Den økonomiske vurderingen kan meget vel innebære omsorg for naturen og en innsats for å ta langsiktig ansvar. Det er mot denne bakgrunn jeg klassifiserer strategien sustainable

enterprise management. Men ambisjoner og evne til å ta dette ansvaret er ikke selvsagt – kortsiktig utbytting av naturen pågår hele tiden. Rapportering utfra Herman Daly's idéer og regnskapsanalysens tradisjonelle struktur gjør da skillet mellom svak og sterk ansvarlighet synlig og begripelig. Det er en slik synlighet og begripelighet som kan gi støtte til langsiktige hensyn og som i ettertid klargjør hvem som viste seg å være i stand til å ta ansvar for vanskelige beslutninger.

REFERANSER

Arrighi, G. (1995). *Det långa 1900-talet. Om makt, pengar och kapitalets globalisering*. Daidalos, Göteborg.

Aswath D. (2012). *Investment Valuation: Tools and Techniques for Determining the Value of Any Asset*. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.

Bergström, S. (1990). *Hur naturen blir synlig. Metoder för ekologisk samhällsbokföring*. Statens naturvårdsverk, rapport 3863, Solna.

Bergström, S. (1996). *Hållbar Ekonomi. Om hushållning och ordning i företag och samhälle*. Utbildningsradions förlag, Stockholm.

Bergström, S. (2006). *Företag med Framtid. Hållbara företag och hållbar utveckling*. Liber, Kristianstad.

Charas, P. (2011). *Om människans plats på jorden: bortom industrisamhälle och nationalstat*, (eget förlag, philippe@charas.se)

Daly, H., (1977) *Steady State Economics*, Freeman, San Francisco

Daly, H., (1990). «Toward some Operational Principles of Sustainable Development», *Ecological Economics* Vol 2, p 1–6

Eisenhower's Farewell Address to the Nation, January 17, 1961. <http://www.informationclearinghouse.info/article5407.htm>. Internet.

Gómez-Baggethun, E. and M. Ruiz-Pérez. 2011. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography* 2011 35: 613–628. DOI: 10.1177/030913311421708

Hardin, G. (1968). *The tragedy of the commons*. *Science* 162, 1243–1248.

Harvey, D. (2005). *A brief history of neoliberalism*. Oxford University Press, New York.

Hornborg, A. (2013). «The Fossil Interlude: Euro-American Power and the Return of the Physiocrats», p 41–59 in *Cultures of Energy: Power, Practices, Technologies*, ed by Sarah Strauss, Stephanie Rupp, Thomas Love. Left Coast Press, Walnut Creek

Ingold, T. (1986). *The Appropriation of Nature. Essays on Human Ecology and Social Relations*. Manchester University Press, Manchester.

Robertson, M.M. (2006). The nature that capital can see: Science, state and market in the commodification of ecosystem services. *Environment and Planning D: Society and Space* 24, 367–387.

Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin III, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. 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 og J. A. Foley (2009). A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472–475.

Sharman, M. (2010), *Ecosystem services. Paradigm, prism, pabulum or placebo?*, www.scribd.com

Spash, C.L. (2008). 'How Much is that Ecosystem in the Window? The One with the Bio-diverse Trail.' *Environmental Values* 17, 259–284.

Vatn, A., Bromley, D.W. (1994). Choices without Prices without Apologies. *Journal of Environmental Economics and Management*, Volume 26, Issue 2, March 1994, Pages 129–148



KRISTINE GRIMSRUD
Forsker, Statistisk sentralbyrå
MADS GREAKER
Forsker, Statistisk sentralbyrå

Hvordan sikre bærekraftig forvaltning av økosystemer?

Økosystemtjenester er et forholdsvis nytt begrep. Det omfatter all slags høsting av naturen fra landbruk til hobbyjakt. Videre omfatter det rekreasjon, kulturelle verdier knyttet til natur og landskap og renovasjonstjenester som tilgang til rent vann og uttak og binding av karbondioksid fra atmosfæren. Tilnærmingen innebærer en systematisering av alle fordeler mennesker har av intakte økosystemer. Den muliggjør også en verdsetting av økosystemene i kroner. Storbritannia har kommet spesielt langt i dette arbeidet, og resultatene indikerer at økosystemtjenester står i fare for ikke å bli tillagt nok vekt. Vi tar til ordet for at Norge bør se nøyer på hva Storbritannia har gjort, og videreutvikle og tilpasse noen av metodene Storbritannia har utviklet til norske forhold.

INNLEDNING

The Millennium Ecosystem Assessment (MA) ble initiert av FN i 2000, og var en grundig granskning av tilstanden til jordas økosystemer. Studien tok fire år og involverte 1360 forskere fra alle land. Studien hadde som hovedkonklusjon at presset på jordas naturkapital er så stort at vi ikke lenger kan ta det for gitt at jorda kan brødføre framtidige generasjoner (MA 2005). MA nøyde seg ikke med å kun karakterisere tilstanden til de ulike økosystemene, men knyttet også tilstanden i de ulike økosystemene til evnen til å levere økosystemtjenester. Denne tilnærmingen innebærer en systematisering av alle fordeler mennesker har av intakte økosystemer.

I følge MA er mange økosystemer usatt for press som svekker kvaliteten og omfanget av økosystemtjenestene. Dette skyldes mange forhold: Konvertering av villmarksområder til landbruksjord eller urbane strøk, fragmentering av villmarksområder på grunn av energiprojekter og infrastrukturbygging, innføring av fremmede arter og spredning

av miljøgifter (NoU, 2009). I de fleste av disse tilfellene er nasjonale myndigheter involvert i beslutningene på en eller annen måte; som lovgivere, som konsesjonsgivere, som arealplanleggere osv. Samtidig inngår goder og tjenester fra økosystemer i en kompleks produksjonsprosess både fordi hvert enkelt økosystem tilbyr mange tjenester på samme tid, og fordi tilstanden i et økosystem vil påvirke andre økosystemers muligheter til å tilby tjenester. Spørsmålet blir da: Hvordan kan vi vite at de riktige beslutningene blir tatt i tilfeller hvor økosystemer påvirkes? Og tilsier summen av alle beslutningene dvs. den overordnede politikken for økosystemer, at forvaltningen av økosystemene er bærekraftig?

I Norge har det vært jobbet mye med begge disse spørsmålene, og mange vil hevde at vi er kommet langt med innføringen av loven for naturmangfold, indikatorer for bærekraftig utvikling som inkluderer økosystemer og med en utstrakt bruk av ulike grader av vern av naturområder, planter og dyr. Likevel vil vi hevde at det finnes verktøy som

med fordel kunne vært tatt i bruk i Norge, men som av en eller annen grunn ikke brukes i dag. Dette verktøyet springer ut fra arbeidet som ble gjort i forbindelse med MA.

I bærekraftsforstand kan vi tilnærme oss økosystemer på i minst to måter. I det ene tilfellet karakteriserer man økosystemer med et biologisk utgangspunkt. Økosystemene deles opp i akvatiske og landbundne, videre i innsjøer, hav, kyst, åpent lavland, skog og fjell. Innenfor hvert av disse økosystemene fastsettes så bestandene av de ulike artene. Vernebeslutninger har ofte et slikt utgangspunkt, dvs. områder vernes fordi det finnes truede arter i området eller fordi selve typen økosystem er sjeldent. På denne måten kan man sikre en minimumsbestand av arter eller utbredelse av økosystemer. På den annen side kan man lett tenke seg at det fra et samfunnsøkonomisk synspunkt ville være ønskelig å sikre mer enn minimumsnivåene.

I den andre tilnærmingen tar man utgangspunkt i tjenestene som er typiske for økosystemene. Med tjenester menes her det som etterspørres av mennesker. Det omfatter all slags høsting av naturen fra landbruk til hobbyfiske. Videre omfatter det rekreasjon, kulturelle verdier og renovasjons-tjenester som tilgang til rent vann og uttak og binding av karbondioksid fra atmosfæren. Den andre tilnærmingen muliggjør en verdsetting av økosystemene i kroner. Hvis en tjeneste er spesielt verdifull, vil det være ufornuftig bare å sikre et minimumsnivå av tjenesten. Den andre tilnærmingen legger altså i større grad opp til å finne de optimale nivåene på økosystemtjenestene fra et samfunnsøkonomisk synspunkt.

I det norske indikatorsettet for bærekraftig utvikling (Brunvoll m. fl., 2012) finner vi både en biologisk tilnærming til økosystemene og en økosystemtjeneste-tilnærming. På den ene siden har vi ulike bestandsmål på arter og naturindeksen som søker å sammenfatte tilstanden på økosystemene i et tall. Foreløpig er dette ikke knyttet opp mot spesifikke økosystemtjenester. På den andre siden har vi beregninger av avkastningen av de ulike naturressursene målt i kroner (Brunvoll m.fl., 2012). Det er imidlertid bare noen få økosystemtjenester som er verdsatt. Videre baserer verdsettingen seg på en forvaltning som i mange tilfeller ikke har som mål å maksimere verdien av tjenesten. Noen økosystemtjenester får til og med negativ verdi. Man kan derfor få inntrykk av at økosystemtjenestene er lite viktige for velferden.

I 2007 bestemte United Kingdom (UK) House of Commons at Storbritannia skulle utføre sin egen Ecosystem Assessment:

The UK National Ecosystem Assessment (UK NEA) basert på økosystemtjeneste-tankegangen. Det er fra denne studien vi mener Norge med fordel kunne hente nye verktøy for å sikre en bærekraftig forvaltning av økosystemene.¹ Vi vil senere i artikkelen se nærmere på resultatene av denne studien, og verktøyet som ble bygget opp i løpet av studien. Men først vil vi gå nærmere inn på det norske indikatorsettet for bærekraftig utvikling for å belyse noen av svakhetene ved dagens behandling av økosystemtjenestene.

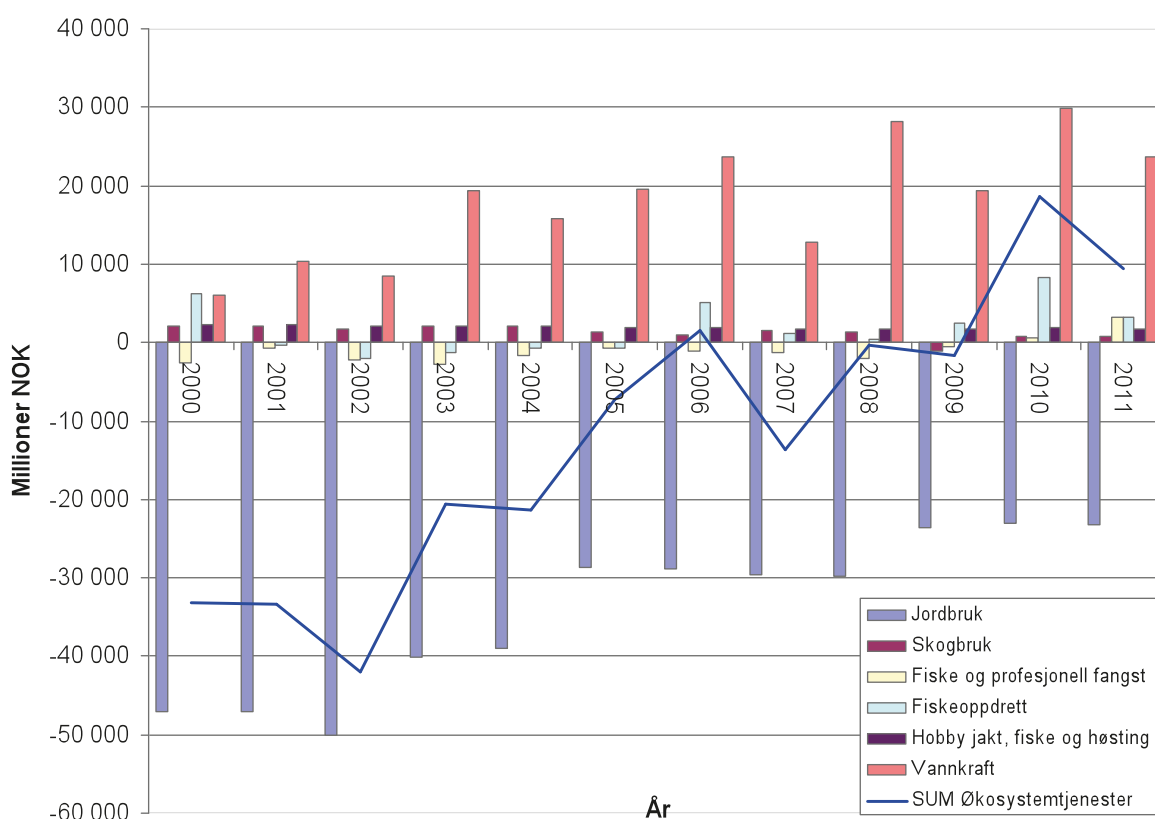
DAGENS NORSKE INDIKATORSETT FOR BÆREKRAFTIG UTVIKLING

En mulig tolkning av begrepet *bærekraftig utvikling* er at nivået på forbruket målt per capita i et gitt år ikke skal være større enn at man har mulighet til å velge det samme nivået på forbruket per capita for alle påfølgende år. Med forbruk menes her ikke bare forbruk av varer og tjenester som produseres ved hjelp av menneskelig aktivitet, men også «forbruk» av alle andre tjenester som bidrar til menneskelig velferd f.eks. tilgang til uberørt natur, rent vann, ren luft etc. Det er også vanlig å skille mellom sterk og svak bærekraft. Dersom man legger sterk bærekraft til grunn, innebærer det at enkelte goder og tilhørende ressurser defineres som essensielle, og at man ikke tillater at disse forbrukes utover et visst omfang. Svak bærekraft på sin side forsøker å unngå å sette restriksjoner på bruken av spesifikke ressurser, og har som grunnforutsetning at det finnes substitutter for alle ressurser. Istedenfor søker man å passe på at økonomiens samlede produksjonskapasitet opprettholdes.

I NOU 2005:5 «Enkle signaler i en kompleks verden – Forslag til indikatorsett for bærekraftig utvikling» brukes begrepet *nasjonalformuen* om den samlede mengden av ressurser Norge disponerer til en hver tid. Ressursene kan deles opp i humankapital, realkapital, finanskapital, ikke-fornybare naturressurser og fornybare naturressurser hvor økosystemene hører hjemme. En nødvendig betingelse for at kravet til bærekraftig utvikling skal være oppfylt er at nasjonalformuen bevares inntakt (Greaker m.fl., 2005). For de delene av nasjonalformuen som måles i fysiske størrelser som antall individer av en art, kan man sette såkalte «sikre minimumsstandarter». For en art vil det for eksempel si et minimumsnivå på bestanden som sikrer overlevelse på lang sikt. Dette er i tråd med sterk bærekraft. Økosystemene som helhet måles med naturindeksen (se Brunvoll m.fl., 2012). Her er det ikke etablert noen

¹ Sluttrapporten fra UK NEA, «The Synthesis of the Key Findings» og en detaljert teknisk rapport, "UK NEA Understanding Nature's Value to Society" ble tilgjengelige 2. juni, 2011 (<http://uknea.unep-wcmc.org/>).

Figur 1. «Verdien av økosystemtjenestene fra nasjonalregnskapet»



minimumsstandard selv om en synkende indeks tilsier at tilstanden på økosystemene er forverret.

For de delene av nasjonalformuen som verdsettes i kroner, opererer man ikke med minimumsnivåer. Det er tilstrekkelig at den samlede verdien av disse ressursene økes eller holdes konstant ut fra prinsippet om svak bærekraft. Det forutsettes at en type ressurs kan erstattes av en annen type ressurs, og at markedsprisene reflekterer bytteforholdet mellom ressursene. Det vil si at dersom verdien av en ressurs går ned med X kroner og verdien av en annen ressurs går opp med X kroner, så vil forventet velferd nå og i fremtiden være uendret.

Noen av økosystemtjenestene er inkludert i nasjonalformuen med en økonomisk verdi. Det norske indikatorsettet for bærekraftig utvikling tar da utgangspunkt i nasjonalregnskapet hvor følgende økosystemtjenester blir registrert: Jordbruk, profesjonell fiske og fangst, skogbruk, fiskeoppdrett og hobbyjakt, fiske og sankning. I verdsettingen av disse brukes markedspriser, for eksempel pris

pr. kubikkmeter tømmer, kilo hvete, tonn torsk etc. Videre tas det eksplisitt hensyn til at høstingen av ressursene krever innsats av arbeidskraft og realkapital i tillegg til andre innsatsfaktorer som drivstoff, gjødsel etc. I beregningene blir verdien av økosystemtjenesten satt lik overskuddet fra høstingen dvs. inntekter fratrukket råvareinnsats, lønn og kapitalkostnader. Eventuelle subsidier trekkes også fra som en kostnad. Overskuddet blir gjerne omtalt som ressursrenten.

Figur 1 viser ressursrenten for de økosystemtjenestene som er inkludert i nasjonalregnskapet, og som inngår i det norske indikatorsettet for bærekraftig utvikling.

Som vi ser av Figur 1 har jordbruket hatt en negativ ressursrente i alle de siste 10 årene. Det skyldes at i følge nasjonalregnskapet så er verdien av arbeidsinnsatsen, kapitalinnsatsen og råvarebruken større enn verdien av produktene som produseres. Videre mottar jordbruket subsidier som også betraktes som en kostnad. Negativ ressursrente er også tilfellet for fiske og profesjonell fangst frem til 2010, og i enkelte

år, for eksempel 2002, for fiskeoppdrett. Fra Figur 1 ser vi at vannkraft har en økende trend i perioden, og det sammen med mindre negativ verdi av jordbruket, gjør at økosystemtjenestene som helhet gir en positiv verdi fra 2010.

I nasjonalformueforstand er verdien av en ressurs lik den forventede neddiskonterte summen av fremtidig ressursrente. For å gå fra strømmene i Figur 1 over til formuesverdier må vi derfor i tillegg gjøre en vurdering av tilstandene på naturressursene: Er det trolig at vi kan opprettholde samme avvirkning av skogen, eller skjer det avskoging? Kan fiskefangstene fortsette på dagens nivå, eller er bestandene minkende? Basert på de fysiske beskrivelsene av naturressursene, har SSB i sine formuesberegninger konkludert med at utviklingene i bestandene er slik at vi kan forvente samme avkastning fremover (se for eksempel Greaker, 2007). Verdien av ressursene som gir grunnlag for økosystemtjenestene i Figur 1, følger derfor samme stigende trend som ressursrenten. Basert på Figur 1 kan vi dermed konkludere med at forvaltningene av ressursene ser ut til å være bærekraftig dvs. den samlede verdien av de fornybare naturressursene er ikke-avtagende.

Vi bør likevel stille spørsmålsteget ved en forvaltning som gir negativ eller tilnærmet ingen ressursrente. Det vil som regel finnes mange mulige baner for uttaket av økosystemtjenester som alle er bærekraftige dvs. som gir mulighet for det samme nivået på uttaket i alle påfølgende år. På den annen side antar vi at dersom vi betrakter to ikke-avtagende konsumbaner hvorav den ene ga høyere velferd enn den andre, så ville vi foretrekke den som ga høyest velferd så lenge begge to var bærekraftige. Forvaltningen av økosystemtjenestene bør derfor strekke seg lenger enn til kun å passe på at kritiske verdier for økosystemene ikke overskrides. Myndighetene bør også vurdere i hvilken grad velferden fra tjenestene kan økes gjennom bedre forvaltning av ressursene. Dette aspektet plukkes ikke opp i dagens indikatorsett for bærekraftig utvikling.

Det er flere mangler ved den økonomiske verdsettingen i Figur 1. I beregningene av nasjonalformuen er bare noen av økosystemtjenestene med: Rekreasjonstjenester, kulturelle verdier knyttet til landskap og natur og renovasjonstjenester mangler. Vi risikerer derfor at disse verdiene får for lav prioritet. For eksempel, dersom kun markedspriser bestemmer bruken av landarealer, kan det lett bli vurdert som for dyrt å bevare rekreasjonsarealer i og nær tettbebygde strøk hvor de vil komme flest til gode. En av grunnene til at de ikke er med er at vi mangler markedspriser. På den annen side har metodene for å utlede priser for goder som ikke omsettes i markeder blitt utviklet mye de siste 20 årene. At

tjenestene mangler markedspriser er derfor etter vår mening ikke et selvstendig argument for å unnlate å verdsette disse tjenestene.

Vi har allerede antydnet at forvaltningen av naturressursene kan være innrettet slik at verdien av naturressursen slik vi måler den ikke blir maksimert. Et eksempel kan være at forvaltningen av naturressursene brukes for å nå andre politiske mål som for eksempel å opprettholde en spredt bosetting. Det kan også være at forvaltningen er influert av interessegrupper, og at naturressursen derfor gir dårlig avkastning. I begge tilfeller kan dette igjen føre til at naturressursene fremstår mindre viktige enn de virkelig er. Vi mener derfor at man må søke å verdsette flest mulig av økosystemtjenestene. Videre bør man lage analyser hvor man ser på en samfunnsøkonomisk optimal forvaltning av tjenestene slik at man får frem de potensielle verdiene. Dermed kan man også vurdere kostnadene ved å bruke forvaltningsregimer som middel til å nå ulike politiske målsetninger, slik at de reelle, samfunnsøkonomiske avveiningene kommer tydeligere frem.

En mulig forbedring av nasjonalformueberegningene som ville bedre ta hensyn til ikke-verdsatte økosystemtjenester er SEEA² Experimental Ecosystem Accounts (SEEA-EEA) (UN, 2013). Det første utkastet ble offentliggjort av FN i februar 2013. Et viktig prinsipp i SEEA-EEA er at det i størst mulig grad skal bruke de samme regnskapsprinsippene som i det tradisjonelle System of National Accounts (SNA). Dette betyr at alle økosystemtjenester i størst mulig grad skal verdsettes basert på markedspriser og at verdsettingsmetoder som inkluderer konsumentoverskudd ikke kan brukes. Siden de fleste økosystemtjenester er fellesgoder som ikke har markedspriser, gjør det at det nærmest blir umulig å inkludere økosystemtjenester i SEEA-EEA i monetære enheter i det hele tatt. Dermed blir SEEA-EEA muligens redusert til et satellittregnskap der kun fysiske verdier av økosystemtjenester er kartlagt, noe som er nyttig for å sikre minimumsstandards, men som gir lite samfunnsøkonomisk informasjon til beslutningstagere. Et alternativ til aggregerte nasjonalformueberegninger er å foreta en romlig og tidsmessig eksplisitt nasjonal økosystemvurdering slik det er gjort i UK NEA.

NASJONAL ØKOSYSTEMVURDERING I STORBRITANNIA

UK NEA er den første nasjonale økosystemvurderingen som har blitt foretatt i kjølvannet av MA, og her gir vi en oversikt over rammeverket og den samfunnsøkonomiske terminologien som ble brukt for å kunne integrere samfunnsøkonomisk

² System of Environmental Economic Accounts

Tabell 1. Oversikt over kategoriseringen av økosystemtjenester som ble brukt i UK NEA.

Økosystem prosesser/ Innsatsfaktorer i tjenesteproduksjonen	Økosystemtjenester	Gode(r) (andre innsatsfaktorer enn økosystemtjenester brukes i produksjonen av flere av disse godene)
		Mat
	Plante og dyreprodukter, F	Fiber
Primær produksjon, S	Trær, annen vegetasjon, torv, F	Energi
Hydrologisk syklus, S	Vannforsyning, S	Drikkevann
Jorddannelse, S	Regulering av klima, R	Naturmedisin
Næringssyklus, S	Regulering av sykdoms- og skadedyr, R	Rekreasjon/turisme
Nedbrytning	Detoksifisering, rensing av luft, jord, og vann, R	Forurensning/støykontroll
Forvitring	Bestøvning, R	Sykdom/skadedyrkontroll
Økologiske evolusjonsprosesser	Risiko regulering, R	Klima i likevekt
	Regulering av støy, R	Flomkontroll
	Diversitet av ville arter, K,R	Kontroll av erosjon
	Landskap, K	Estetikk/inspirasjon, Åndelig/religiøs
Uoppdaget	Uoppdagede tjenester	Uoppdaget

F = forsynende økosystemtjeneste, K = kulturell økosystemtjeneste, R = regulerende økosystemtjeneste, S = støttende økosystemtjeneste.

analyse med økosystemtjenestevurdering. I sammenheng med UK NEA diskuterer Bateman m.fl. (2011), fritt oversatt, «hovedutfordringene som samfunnsøkonomer må møte for tilstrekkelig å kunne representere kompleksiteten av økosystemtjenesteproduksjon i samfunnsøkonomisk analyse» (side 178). For verdsetting er det nødvendig å definere og systematisere økosystemtjenester på en hensiktsmessig måte fra samfunnsøkonomisk perspektiv (ibid). MA (2005) definerer økosystemtjenester som produkter fra økosystemer som mennesker drar nytte av inkludert goder og tjenester. Siden vi snakker om menneskelig velferd er dette en antropentrisk definisjon. Fisher og Turner (2008), p.2051 definerer økosystemtjenester som de delene av økosystemene som brukes, aktivt eller passivt, til å produsere menneskelig velferd. Fisher og Turner (2008) bidrar også med kategoriseringen av økosystemtjenester brukt i UK NEA. MA (2005) kategoriserte økosystemtjenester som forsyningstjenester (F), reguleringstjenester (R), kulturelle tjenester (K), og støttende tjenester (S) og disse kategoriene ble videre disaggregert i UK NEA (se Tabell 1).

Tabell 1 skal forstås slik at alt som inngår i den første kolonnen bidrar i varierende grad til tjenestene i den midterste kolonnen som igjen gir opphav til godene i den siste kolonnen. Tabellen illustrer dermed kompleksiteten i produksjonen av økosystemtjenester: En tjeneste kan produseres av mange økosystemer samtidig, og de fleste økosystemer inngår i produksjonen av flere tjenester.

Det viktige med kategoriseringen som brukes i UK NEA er at økosystemtjenestene er organisert basert på typen tjeneste (for eksempel, renseeffekt på ferskvann, rekreasjon etc.) de gir samfunnet istedenfor å være kategorisert basert på type økosystem tjenesten oppsto i (for eksempel marint eller ferskvannøkosystem). UK NEAs kategorisering reduserer problemet med dobbelttelling av nytten av økosystemtjenester som ofte oppstår dersom økosystemtjenestene er kategorisert basert på økosystem. Et eksempel på dobbelttelling som kan oppstå dersom en kategoriserer økosystemtjenester basert på økosystemet hvor tjenesten har sin opprinnelse isteden for *type* tjeneste er fordelingen av rekreasjonsverdien fra en kombinasjon av et ferskvanns- og et skogøkosystem. Siden både ferskvanns- og skogøkosystemet gir rekreasjonsverdi blir det vanskelig å fordele denne verdien mellom ferskvanns- og skogøkosystemene uten å dobbelttelle verdier.

Det finnes i hovedsak to typer økosystemvurderinger med tilhørende økonomisk analyse: (1) bærekraftsanalyse og (2) politikkevaluering (Bateman m.fl., 2011). Bærekraftsanalysen i UK NEA tilsvarende den som ble gjort i de norske indikatorene for bærekraftig utvikling, men i UK NEA er økosystemtjenester i fokus i en helt annen grad. Politikkevaluering er en omfattende nytte-kostnadsanalyse hvor det blir tatt eksplisitt hensyn til endringer i verdien av strømmen av økosystemtjenester fra naturkapitalen over tid, og hvor man søker å maksimere den samlede verdien av økosystemtjenestene.

Tabell 2. Tre framtidsscenarioer som ble brukt i UK NEAs politikkevalueringer.

Framtidsscenario	Beskrivelse
Dagens politikk	Nåværende trender fortsetter og en tenker seg et framtidig UK som stort sett er basert på dagens idealer og mål.
Naturen i arbeid	Livskvaliteten som forventes i UK oppnås ved å fremme økosystemtjenestene i flerfunksjonelle landskap.
Verdensmarkeder	Dette scenarioet karakteriseres av høy økonomisk vekst kombinert med et større fokus på fjerning handelsbarrierer.

BÆREKRAFTSANALYSER

Bærekraftsanalysen i UK NEA hadde ikke som mål å verdsette naturkapitalen i UK og dette ble bl.a. begrunnet med at kunnskapen om såkalte terskelverdier er for dårlig for de fleste økosystemer. Den systematiske analysen av tilstanden til økosystemene i UK følger derfor MA (2005) og The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (TEEB, 2010), men UK NEA skiller seg fra TEEB blant annet i det at TEEB hadde et mer internasjonalt fokus, var mer begrenset når det gjelder typen økosystemtjenester som ble vurdert, og at TEEB ikke vurderte framtidsscenarioer.

Bærekraftsanalyser bidrar til å identifisere områder der det ikke har vært bærekraftig bruk av naturressursbasen og gir også informasjon om den nåværende tilstanden til økosystemene. Denne informasjonen kan bidra til å: (a) identifisere samfunnsutviklinger som ikke er bærekraftige og forhåpentligvis reversere slike utviklinger før kritiske terskelverdier for økosystemer er passert, (b) hjelpe med å identifisere områder med essensiell naturkapital der man for eksempel bør implementere et minstenivå for en eller flere økosystemtilstandsvariable(r). For å være føre-var bør det laveste nivået også ha lagt inn en buffer som tar hensyn til biologiske og miljømessige usikkerheter. For noen økosystemtjenester kan en, etter at et laveste nivå er bestemt, følge opp med en kostnadseffektivitetsanalyse for å identifisere lokalitetene som er best egnet for bevaring til lavest mulig kostnad. Dette ble for eksempel gjort i UK NEA for ikke-bruks verdiene av fuglebiodiversitet.

Den viktigste forskjellen på UK NEAs bærekraftsanalyse og de norske indikatorene for bærekraftig utvikling er at UK NEA knytter økosystemtilstand til evnen økosystemet har til å levere tjenester. I bærekraftanalysen er tjenestene ikke verdsatt, og man risikerer fortsatt at disse underprioriteres i forhold til tjenester og goder som har en markedspris, og som genererer et bedriftsøkonomisk overskudd som dels kan brukes til å påvirke politiske prosesser.

POLITIKKEVALUERINGER

Formålet med politikkevalueringer er å belyse hvordan ulike typer politikk bidrar til *endringer* i verdien og omfanget av økosystemtjenestene sammenlignet med utgangspunktet. Det vil si at politikkevalueringer ikke har som formål å beregne totalverdien av natur eller økosystemtjenestene. I politikkevalueringene i UK NEA ble plausible framtidsscenarioer utviklet basert på informasjon om potensielle og forventede trender i nasjonale og internasjonale markeder samt relevante politiske plattformer. Tabell 2 gjengir tre av disse framtidsscenarioene som vi vil sammenligne noe senere i teksten for vise hvordan dette kan brukes. Som det fremgår av Tabell 2, inneholder disse scenarioene forutsetninger om både internasjonale forhold hvor nasjonale politikere har liten innflytelse, og forutsetninger om fremtidig politikk hvor nasjonale politikere naturligvis har stor innflytelse.

Politikkevalueringer knytter sammen informasjon om komplekse økosystemer, om tilbudet av økosystemtjenester og om økosystemtjenestenes bidrag til velferd. Fordi økosystemtjenester varierer i tid og rom ble disse dimensjonene eksplisitt inkludert i analysen—noe som står i kontrast til den mer aggregerte nasjonalformuen. Økonometrisk estimerte produksjonsfunksjoner ble utviklet slik at man kunne relatere forsyningen av økosystemtjenester i lokalitet *i* til økosystemtilstanden i lokalitet *i* i tillegg til at man kan kontrollere for viktige økonomiske variabler. I UK NEA ble produksjonsfunksjoner utviklet for økosystemtjenester slik som landbruksproduksjon, karbonopptak, vannmengde i magasiner, vannrensing, tømmerproduksjon, rekreasjon, opprettelse og vedlikehold av betydningsfulle steder osv. Ved hjelp av produksjonsfunksjonene predikerte man for hvert framtidsscenario, hvilke arealer som ville bli brukt til å produsere de ulike økosystemtjenestene. Prediksjonene gitt av produksjonsfunksjonene gav innblikk i konsekvensene for arealbruken av for eksempel endringer i markedspriser og klima.

Det neste steget er verdsetting av økosystemtjenestene. I utgangspunktet kan man kanskje lett verdsette de

økosystemtjenestene som har markedspris slik som korn, tømmer, og karbonopptak. Men verdiene av landbruksproduksjon blir svært annerledes dersom en justerer for skatter/subsidier og om mulig, markedssvikt (Bateman m.fl., 2011). Verdien av disse økosystemtjenestene ble i UK NEA derfor satt basert på justerte markedspriser.

Verdsetting av økosystemtjenester som ikke omsettes i markeder, slik som rekreasjon, ble foretatt i UK NEA basert på resultatene fra tidligere og nye verdsettingsstudier og ved bruk av nytteoverføring. Med nytteoverføring menes det at en overfører verdier til en annen lokalitet enn der hvor den opprinnelige verdsettingsstudien som ble foretatt. Nytteoverføring gjøres enten som overføring av en estimert verdi eller som overføring av predikerte verdier basert på en økonometrisk estimert funksjon. Nytteoverføringer basert på metaanalyser – en økonometrisk sammenfatning av resultatene fra et stort antall individuelle verdsettingsstudier – ble i UK NEA regnet som mest robust for nytteoverføring.

UK NEA vurderte det som ikke faglig forsvarlig å beregne verdien av biodiversitet ved bruk av utrykte preferanser og nytteoverføring. Biodiversitet ble isteden analysert ved bruk av kostnadseffektivitetsanalyse i forhold til å sikre et minimumsnivå. Nytteoverføring ved hjelp av metaanalyse ble brukt i verdsettingen av ferskvann, våtmarker, og elvesletter (Brander m.fl., 2006). For rekreasjon i skog estimerte man først en funksjon som ble brukt til predikere antall besøk som ville finne sted dersom en skog ble etablert i en gitt lokalitet, mens reisekostnadsmetoden ble i en separat metaanalyse brukt til å estimere verdien per besøk (Bateman m.fl. 2011, p. 201). Den generelle framgangsmåten som ble brukt for nytteoverføring for skog er beskrevet i Bateman m.fl. (2011):

- Karakteriser de fysiske (f.eks. meter over havet, jord type, hellning) og klimatiske (temperatur og nedbør) egenskapene av de aktuelle landarealene ved bruk av eksisterende data og geografiske informasjonssystemer (GIS). Et skogområde kan for eksempel ha en viss gjennomsnittstemperatur, nedbørsmengde, høyde over havet, jordtype og hellning.
- Karakteriser økosystemstrukturen slik som tilstedeværelse av forskjellige typer plante- tre- og dyrearter. Økosystemstrukturen bestemmes ofte av de fysiske og klimatiske egenskapene i et område.
- Kartlegg de primære og intermediære økosystemtjenestene i området (for eksempel næringscykluser).

- Identifiser de endelige økosystemtjenestene i området slik som, for eksempel, tømmer, karbonopptak, og flomdempning.
- Beregn økosystemtjenestenes bidrag til de endelige godene produsert i området. For eksempel ved produksjon av tømmer brukes også andre innsatsfaktorer slik som arbeid og teknologi. Bidraget fra disse innsatsfaktorene til det endelige produktet må trekkes fra slik at verdien av økosystemtjenester i produksjonen av tømmer ikke blir overestimert.
- Verdsett monetært bruks- og passiv-bruksverdiene. Verdsetting kan være svært nyttig for politiske beslutningstagere med begrensede budsjetter, men på den annen side kan noen økosystemtjenester ikke verdsettes økonomisk og må heller legges inn som beskrankninger for eller konsekvenser av beslutninger som tas.
- Bestem det total bidraget fra økosystemtjenestene til menneskelig velferd.

UK NEA viser resultatene fra politikkevalueringene i kart som gir skyggeverdien av hver økosystemtjeneste i hver lokalitet. Skyggeverdien er definert som nåverdien³ av strømmen av framtidig nytte fra økosystemtjenesten sammenlignet med baseline. Kartene gir et helhetlig innblikk i konsekvensene av ulike politikk fordi de illustrerer hvordan verdien, mengden og den romlige fordelingen av de inkluderte økosystemtjenestene vil endres.

FUNNENE I UK NEA

Her vil vi ta for oss noen av funnene i UK NEA som vi synes er av spesiell interesse. Vi mener at kategoriseringen av økosystemtjenester er interessant fordi den kan bidra til å redusere dobbelttellingsproblemet for økosystemtjenester. UK NEA ønsker også å si noe om hvordan økosystemene påvirker menneskelig velferd, men konkluderer med at vi har altfor lite kunnskap om hvordan endringer i økosystemer påvirker menneskelig velferd. Utviklingen til nå er svært vridd i retning av goder som har markedsverdi, mens velferdsestimater stort sett overser vanskelig kvantifiserbare helseeffekter og delte samfunnsverdier. UK NEA vurderer også hvem som nyter godt av økosystemtjenestene og hvor de befinner seg. De konkluderer med at det ofte er dårlig forbindelse mellom de som forvalter økosystemtjenester lokalt og de som drar nytte av økosystemtjenestene i samfunnet generelt. UK NEA foreslår at denne mangelen på sammenheng mellom forvaltere og brukere

³ Beregning av nåverdien fordrer bruk av en diskonteringsrente. Den mest hensiktsmessige verdien av diskonteringsrenten ble diskutert og vurdert i forhold til robustheten av resultatene.

av økosystemtjenester kunne forbedres ved å innføre forbedrede lover, regulering og økonomiske insentiver.

Selv om forskningsmiljøer og politikere er opptatt av begrepet økosystemtjenester viste en spørreundersøkelse foretatt som en del av UK NEA at dette begrepet stort sett var ukjent for folk flest. Begrepene natur, landskap og sted ga mer mening for de spurte. Dette er et nyttig resultat i forhold til begrepsbruken dersom en vil skape generell interesse for en gjennomføring av en nasjonal økosystemvurdering i Norge.

UK NEA argumenterer også for nødvendigheten av å inkludere de økonomiske verdiene og andre samfunnsverdier av økosystemtjenester i beslutningstaking: «Dersom vi ikke er villige til å gjøre dette vil fordelingen av ressursene kun dikteres av markedet» (UK NEA, Synthesis of the Key Findings, p. 43). Denne konklusjonen blir klart illustrert i politikkevalueringene som viser store forskjeller i arealbruken og dermed økosystemtjenestene for framtidsscenarioer som vektlegger miljø og for scenarioer som vektlegger økonomisk vekst.

UK NEA inkluderte et begrenset antall verdsette økosystemtjenester: matproduksjon i landbruket, klimagasslagring, fritt tilgjengelige rekreasjonsmuligheter, grøntområder i urbane strøk, og biodiversitet (kostnadseffektivitetsanalyse). Politikkevalueringene ga mulighet til å sammenligne resultatene for et scenario der arealbruken er styrt basert på verdien av goder med markedspris og et scenario der arealbruken også er tar hensyn til verdien av goder som ikke omsettes i markeder. I markedsscenarioet ble de fritt tilgjengelige rekreasjonsområdene liggende langt fra byer og tettbebygde strøk og ble istedet plassert i fjernliggende områder der landverdien var lav og bruken liten.

Når en ser på endringene i økosystemtjenestene i UK under plausible framtidsscenarioer finner en svært forskjellige resultater for scenarioene i Tabell 2 og konklusjonene en kan trekke er svært avhengig av om en verdsetter økosystemtjenestene. Politikkevalueringene viser at *dersom bare goder som verdsettes i markeder tas med* gir framtidsscenarioene som skader økosystemtjenestene mest den høyeste samfunnsøkonomisk nytten. På den annen side, dersom en tar med den monetære verdien av økosystemtjenester som ikke omsettes i markeder, er det framtidsscenarioene som tar mest miljøhensyn som gir den største økonomiske samfunnsnytt. «Verdensmarkeder-scenarioet» (se Tabell 2) der det er fokus på deregulering av markeder og fjerning av miljølovgivning gir litt mer enn 40 % sikker

reduksjon i økosystemtjenestene. Til sammenligning ville bare 10 % av økosystemtjenestene sannsynligvis falle i Dagens Politikk-scenario der dagens politikk videreføres. Dersom samfunnsverdier kun baseres på markedspriser ville Verdensmarkeder-scenarioet gi netto økt samfunnsnytte for UK på £420 millioner per år relativt til dagens situasjon, mens Naturen i arbeid-scenarioet ville gi et netto tap i samfunnsnytte på £510 millioner per år. Dersom politikere står overfor valget mellom disse to scenarioene kan en jo tenke seg at det vil bli vanskelig å støtte Naturen i arbeid-scenarioet. Jevnfør dette med utfallet dersom den monetære verdien av goder som ikke omsettes i markeder tas med: Da gir Verdensmarkeder-scenarioet et netto samfunnsøkonomisk *tap* på hele £18.990 millioner per år, mens Naturen i arbeid scenarioet gir en netto samfunnsøkonomisk *gevinst* på £17.920 millioner relativt til dagens situasjon. I tillegg var biodiversitetstapet av fugl var ekstremt under Verdensmarkeder-scenarioet.

En kan argumentere at verdsettingsmetoder gir unøyaktige estimater og at de derfor bør utelates fra analysen, men vi mener at å sette null som verdi er verre. All data analyse er karakterisert av usikkerhet så en skal være forsiktig med å sette to streker under svaret, men fortegnet og størrelsesordenen på verdiesimatet kan gi robust informasjon som bidrar til å synliggjøre verdien av goder uten som ikke omsettes i markeder. Hvis en følger denne argumentasjonen er det ikke tvil om at Naturen i arbeid-scenarioet gir størst netto samfunnsøkonomisk nytte.

Gitt de ekstremt forskjellige resultatene i UK NEA avhengig av om man velger å inkludere den monetære verdien av goder som ikke omsettes i markeder, mener vi at Norge bør gjennomføre en helhetlig økosystemvurdering som inkluderer verdien av økosystemtjenester som ikke omsettes i markeder. På den måten kan vi bevege oss i retning av en mer økonomisk effektiv beslutningstaking og bærekraft for våre økosystemer.

Hva ville karakterisere en norsk nasjonal økosystemvurdering?

Dette spørsmålet er det selvfølgelig umulig å gi et fullstendig svar på her men det er klart at en norsk økosystemvurdering ville måtte tilpasses norske forhold. Klima, jordsmonn og arealbruk og likeså hovedhabitat typer og de viktige økosystemtjenestene ville være karakteristiske for Norge. Siden vannkraften er så viktig for Norge burde en vurdere om visse abiotiske tjenester bør inkluderes i tillegg til de biotiske.

For å analysere tilstanden til økosystemer og endringer de siste tiårene ville en måtte samle og systematisere data fra flere hold inkludert Havforskningsinstituttet, Norsk institutt for naturforskning, Statistisk sentralbyrå, og Direktoratet for naturforvaltning. Mange av drivkreftene for endring i økosystemer ville nok være de samme som i Storbritannia, men særegne norske forhold ville gjøre at noen av disse drivkreftene er mer eller mindre viktige her enn i Storbritannia. For eksempel vil habitatendring for energiproduksjon ha en mye større betydning i Norge enn i Storbritannia. Individuelle preferanser og sosiale preferanser for bruken av økosystemtjenestene i Norge vil også være forskjellig fra Storbritannia. Når det gjelder sosiale preferanser, kunne det for eksempel være interessant å se på allemannsretten. Utvikling av plausible framtidsscenarioer måtte gjøres basert på nasjonale og internasjonale trender som påvirker Norge. Fordi det har vært mindre støtte til og bruk av verdsettingsstudier i Norge enn i mange andre land er det mulig at en del nye verdsettingsstudier ville være nødvendig. Om en kan bruke resultatene fra verdsettingsstudier i skandinaviske land ved hjelp av nytteoverføring ville måtte diskuteres.

Miljøverndepartementet nedsatte i den 28. oktober, 2011 et ekspertutvalg for økosystemtjenester som skal levere sine resultater 31. august, 2013. I mandatet til utvalget står det at: «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 ivarettatt i private og offentlige beslutninger.» Men utvalget er begrenset i at det «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.» Vi håper at utvalget vil anbefale en nasjonal økosystemvurdering for Norge der en tar i bruk mer informasjon enn kun den eksisterende. En nasjonal økosystemvurdering er et stort og omfattende arbeid, men gitt viktigheten av våre økosystemtjenester for en bærekraftig utvikling og for menneskelig velferd har vi ikke råd til å la være. Denne prosessen bør starte så snart som mulig før vi fragmenterer, overforbruker og mister de økosystemtjenestene som vi trenger og ønsker å bevare. Til slutt vil vi også påpeke at en norsk nasjonal økosystemverdsetting ikke vil erstatte andre tilnærminger som naturindeksene mm. Det er heller slik at disse utfyller hverandre og til sammen muliggjør nye analyser som forhåpentligvis vil lede til en enda bedre økosystemforvaltning i Norge.

REFERANSER

Bateman, I.J., G.M. Mace, C. Fezzi, G. Atkinson, og K. Turner (2011). Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics*, 48:177–218.

Brander, L.M., R.J.G.M. Florax, og J.E. Vermaat (2006). The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics*, 33: 223–250.

Brunvoll F., S. Homstvedt og K. E. Kolshus (2012). Indikatorer for Bærekraftig Utvikling 2012, Statistiske Analyser 129, SSB.

Fisher, B. og R. K. Turner (2008). Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation*, 141:1167–1169.

Freeman III, A. M. (2003). *The measurement of environmental and resource values: Theory and methods*. 2nd ed. Resources for the future, Washington DC, USA.

Greaker, M., P. Løkkevik og M. Walle (2005). «Utviklingen i den norske nasjonalformuen fra 1985 til 2001», SSB Rapport 2005/13

Greaker, M. (2007). «National wealth and the calculation of the human capital component», Working Paper 7, Third Meeting of the Joint UNECE/OECD/Eurostat Working Group on Statistics for Sustainable Development, Geneva.

MA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment.

NoU 2009:16 *Globale miljøutfordringer – norsk politikk*.

NoU 2005:5 *Enkle signaler i en kompleks verden – Forslag til et nasjonalt indikatorsett for bærekraftig utvikling*

TEEB (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Pushpam Kumar (Ed.) Earthscan, London, UK.

UN (2013). United Nations, Revision of the System of Environmental – Economic Accounting (SEEA): SEEA Experimental Ecosystem Accounting. Tilgjengelig på <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/> (16. april, 2013)

IULIE ASLAKSEN

Forsker, Statistisk sentralbyrå SSB.



ERIK FRAMSTAD

Forskningsjef, Norsk institutt for naturforskning NINA.



PER ARILD GARNÅSJORDET

Forsker, Statistisk sentralbyrå SSB.



SIGNE NYBØ

Assisterende forskningsjef, Norsk institutt for naturforskning NINA.



OLAV SKARPAAS

Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning NINA.¹

Foto: ©Arnstein Staverløkk/NINA

Naturindeksen og økosystemtjenester – en bro mellom økologi og økonomi?

Økosystemtjenester er foreslått som metode for å synliggjøre naturverdier i økonomiske og politiske beslutningsprosesser. Noen ser dette som en pragmatisk tilnærming for å gi naturverdier større vekt, mens andre mener det kan svekke forståelsen av økologiske sammenhenger og naturens egenverdi. Økosystemenes kompleksitet tilsier at verdsetting uansett bør forankres i et økologisk kunnskapsgrunnlag. Biologisk mangfold og velfungerende økosystemer er en forutsetning for økosystemfunksjonene som bidrar til økosystemtjenester. Naturindeks for Norge er nylig utviklet som et mål for biologisk mangfold og økosystemenes kvalitet. Artikkelen diskuterer hvordan naturindeksen kan tolkes som et utgangspunkt for økologisk verdsetting av naturen.

BIOLOGISK MANGFOLD OG ØKOSYSTEMTJENESTER

Tap av biologisk mangfold får stadig større oppmerksomhet i forskning og politikk. FNs konvensjon om biologisk mangfold peker på fem hovedtrusler mot biologisk mangfold globalt: tap og forringelse av arters leveområde (habitat), invaderende fremmede arter, forurensning og overgjødning (eutrofiering), overforbruk av biologiske ressurser

og klimaendring (Global Biodiversity Outlook, 2010). Selv om omfattende tap av biologisk mangfold er grundig dokumentert, har denne kunnskapen langt fra vært tilstrekkelig for å få biologisk mangfold til topps på den politiske dagsorden (Braat og ten Brink m.fl., 2008). Det er grunnleggende usikkerhet om hvor grensene går for forsvarlig menneskelig bruk og påvirkning av naturen, og når potensielt alvorlige og irreversible konsekvenser kan inntreffe.

Målet om å redusere tap av biologisk mangfold innen 2010 ble stadfestet som en del av FNs tusenårsmål. Dette ambisiøse målet har ført til betydelig større politisk oppmerksomhet om biologisk mangfold. Ved toppmøtet til konvensjonen om biologisk mangfold i Nagoya i Japan i

¹ Takk til Norges forskningsråd for støtte til prosjekt 190054 Sustainable development indicators in the context of the precautionary principle, og Direktoratet for naturforvaltning for støtte til prosjektet om naturindeksen og økosystemtjenester, som har gitt rom for det tverrfaglige samarbeidet denne artikkelen inngår i. To av forfatterne, Iulie Aslaksen og Signe Nybø, er medlemmer av det offentlige utvalget som for tiden utreder verdier av økosystemtjenester, og presiserer at synspunktene i denne artikkelen står for forfatternes regning og ikke som uttrykk for utvalgets syn.

2010 ble det vedtatt nye mål for å redusere tapet av biologisk mangfold innen 2020: «Innen 2020 er tapsraten for alle naturlige habitater, inkludert skog, minst halvert og hvor mulig brakt ned mot null, og forringelse og fragmentering er betydelig redusert» (Miljøverndepartementet 2013, Delmål 5). Det nylig opprettede Naturpanelet – *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES) – skal styrke samspillet mellom forskning og forvaltning og bidra til å hindre tap av biologisk mangfold og forringelse av økosystemtjenester. På tilsvarende måte som FNs klimapanel skal naturpanelet levere faglig underlagsmateriale til internasjonalt miljø-samarbeid om biologisk mangfold. De internasjonale initiativene *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) og *The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity* (TEEB, 2010) har foreslått økonomisk verdsetting av økosystemtjenester som tilnærming for å synliggjøre biologisk mangfold og verdier av økosystemer og dermed oppnå større politisk gjennomslag for naturvern.

Biologisk mangfold er variasjonen av gener, arter og økosystemer som utgjør livet på jorden. Mer presist definert er biologisk mangfold «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» (Konvensjonen om biologisk mangfold, 1993). Økosystemfunksjoner er definert som samspillet mellom struktur og prosesser i et økosystem. Biologisk mangfold og økosystemfunksjoner inngår i komplekse sammenhenger (Mace m.fl., 2011; Hooper m.fl., 2005, Virginia og Wall, 2001). Eksempler på økosystemfunksjoner er primærproduksjon (biomasse) fra plantenes fotosyntese, oksygenproduksjon, karbonopptak og karbonbinding, nedbryting, jorddannelse, nitrogenets kretslop, sirkulering av næringsstoffer, pollinering, biologisk regulering av skadedyr, jordsmonnets opptak av flomvann, klimastabilisering og rensing av vann og luft. Levende organismer er forutsetning for alle økosystemfunksjonene, men ikke alle funksjoner trenger et stort mangfold av organismer.

Økosystemtjenester er økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskenes velferd (TEEB, 2010; Daily (red.), 1997, de Groot m.fl., 2002). Naturgoder er et begrep som kan brukes synonymt med økosystemtjenester. Økosystemtjenester er en strøm av goder (varer og tjenester). Økosystemfunksjonene er grunnlaget for økosystemenes kapasitet til å levere økosystemtjenester, se figur 1. *Millennium Ecosystem Assessment* klassifiserer

økosystemtjenester som støttende, regulerende, forsyvende og kulturelle (MEA, 2005). Støttende økosystemtjenester omfatter blant annet primærproduksjon (grunnlag for næringskjeden) og habitat for andre arter, for eksempel korallrev og tareskog som er viktige oppvekstområder for fisk. Regulerende økosystemtjenester omfatter blant annet pollinering, flomregulering og regulering av skadedyr. Forsynende økosystemtjenester omfatter for eksempel fisk, tømmer, og beiteressurser. Kulturelle økosystemtjenester (opplevelses- og kunnskapstjenester) omfatter blant annet friluftsliv, naturens stillhet, og innhenting av kunnskap om naturen. Til forskjell fra MEA klassifiserer TEEB (2010) de støttende økosystemtjenestene ikke som en egen kategori, men som grunnlaget for at de andre typene økosystemtjenester skal kunne leveres.

Figur 1. Eksempler på økosystemfunksjoner og økosystemtjenester (ikke uttømmende). Biologisk mangfold danner grunnlag for økosystemfunksjonene. Elementer av biologisk mangfold eller enkeltarter kan også inngå i økosystemtjenestene.



Et økosystem kan gi opphav til mange ulike økosystemtjenester, og det er ikke et én til én forhold mellom ulike komponenter i økosystemet og økosystemtjenestene. Ofte vil det være slik at én komponent av det biologiske mangfoldet bidrar til flere økosystemtjenester. For eksempel kan en billelarve i død ved bidra som mat til hakkespetter (støttende økosystemtjeneste) og samtidig bidra til nedbrytning og stoffomsetning (regulerende økosystemtjeneste). Død ved i ulike nedbrytningsstadier er habitat for mange ulike organismer, bidrar til karbonlagring og er også kjennetegn for naturskog som kan gi store opplevelses- og kunnskaps-tjenester (kulturelle økosystemtjenester).

NATURKAPITAL, ØKOSYSTEMKAPITAL OG BÆREKRAFTIG UTVIKLING

Økosystemfunksjonene, utgangspunktet for strømmen av økosystemtjenester, kan i økonomiske termer beskrives som økosystemkapital, en del av det mer omfattende begrepet naturkapital (Brunvoll, Homstvedt og Kolshus (red.), 2012). Naturkapital omfatter også abiotiske (ikke-biologiske) naturressurser, som petroleum og mineraler. *Millennium Ecosystem Assessment* definerer naturkapital som en økonomisk metafor for beholdningen av fysiske og biologiske ressurser som finnes på jorden (MEA, 2005).

Noen av økosystemtjenestene fra naturkapitalen, f. eks. høstingsverdier, kan verdsettes med utgangspunkt i markedsverdier, mens andre er langt mer problematiske å verdsette. Begrepet total samfunnsøkonomisk verdi brukes i miljø-økonomi som betegnelse på verdiene knyttet til et økosystem (Pearce og Turner, 1990). Bruksverdien av en økosystemtjeneste kan ofte knyttes til goder som har en markedsverdi. Opsjonsverdien er verdien av å ha mulighetene til å kunne bruke en økosystemtjeneste i framtiden (Fisher og Krutilla, 1975). Eksistensverdien reflekterer ønsket om å bevare biologisk mangfold og økosystemer.

I praksis er det vanskelig å måle verdien av naturkapitalen slik at den ikke bare representerer verdien av naturressurser, men også potensial for økosystemtjenester. Datagrunnlaget for beregning av naturkapital² i nasjonalregnskapet er basert på økonomiske verdier som i liten grad gir informasjon om økosystemfunksjoner. Verdsetting av naturkapital kan heller ikke synliggjøre etiske verdier som det ikke kan settes kroneverdi på, for eksempel at alle arter kan ha eksistensberettigelse. Beregning av naturkapital suppleres med annen type kunnskap for å synliggjøre verdien av biologisk mangfold og andre naturverdier. Det er tvilsomt om det lar seg gjøre å beregne et «grønt BNP» som omfatter konsekvenser for naturen av økonomisk aktivitet (Alfsen og Greaker, 2007). Dette er bakgrunnen for internasjonale og nasjonale anbefalinger om å utvikle flerdimensjonale indikatorsett for bærekraftig utvikling, med indikatorer for biologisk mangfold og økologisk tilstand (NOU, 2005:5). Opprettholde naturkapitalen på dagens nivå eller høyere kan sees på som en forutsetning for bærekraftig utvikling (Costanza og Daly, 1992).

² Nasjonalregnskapets definisjon: **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 (<http://www.ssb.no/vis/emner/09/01/begreper/begreper.html>).

ØKOSYSTEMTJENESTER

– EN PRISLAPP PÅ NATUREN?

Hvis den økonomiske verdien av rent vann, levende skog og fruktbar jord kunne regnes ut som en økosystemtjeneste – som i prinsippet kan faktureres – ville det bli vanskeligere å overse konsekvensene av å ødelegge naturen. Politikere etterspør i økende grad verdsetting i pengeverdi på alle samfunnsområder. En prislapp på naturen kan oppfattes som et pragmatisk tiltak for å formidle naturens verdier inn i politiske beslutninger – «economists and policy-makers speak the same language» (ten Brink, 2006, p. 4).

På den ene siden kan det hevdes at økosystemtjeneste-tilnærmingen er nødvendig for å møte politikken og næringslivets økonomiske argumenter. Vi har ikke råd til å la være å prøve. Ellers vil naturkvaliteter fortsette å være usynlige i økonomi og politikk. Pragmatikeren vil si at en prislapp på naturen er godt egnet som verktøy for å kommunisere naturens verdi. En artikkel i *Ecological Economics* har anslått at insekters pollinering av planter er verdt rundt 150 milliarder euro (Gallai m.fl., 2009). Men når ga en bie deg sist en faktura?³ Verdsetting av økosystemtjenester vil bidra til å synliggjøre bienes innsats. På den andre siden, hvis det ble mulig å utføre pollinering ved barnarbeid eller av roboter, ville bienes økonomiske verdi svekkes kraftig. I markedets logikk er biene beskyttet av sin økonomiske verdi for oss mennesker.

Kritikken av økosystemtjeneste-tilnærmingen omfatter flere typer argumenter, både etiske, økologiske og politisk-økonomiske. (1) Å sette en prislapp på naturen kan svekke forståelsen av naturens egenverdi (McCauley, 2006). Vi har ansvar for å forvalte naturen uavhengig av om den har direkte nytteverdi for oss (Spash, 2008). Vår helhetsforståelse av naturen kan fragmenteres. Bruk av økonomiske metaforer for naturverdier – kapital, tjenester, varer – som grunnlag for miljøpolitikk kan bidra til å svekke vår grunnleggende respekt for naturen og alt levende (Sharman, 2010). (2) Vi har bare en jordklode. Naturen er vårt livsgrunnlag. Mennesket kan ikke gjenskape naturen. Økonomisk verdsetting av økosystemtjenester kan vanskelig fange opp de komplekse økologiske sammenhenger som er grunnlaget for økosystemtjenestene. (3) Kan økosystemtjenester bli et skalkeskjul for stadig sterkere utnyttelse av naturen? Økonomisk verdsetting av økosystemtjenester kan innebære at grunnleggende naturverdier blir handelsvarer (*biodiversity off-sets*) som kan bli gjenstand for finansiell spekulasjon (Spash, 2010; Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez, 2011). Økonomisk verdsetting kan trolig være

³ Morgenbladet. «Deilig er jorden. Nå har den også fått en prislapp». 21.12.2012.

mer problematisk hvis politikk for bevaring av biologisk mangfold i sterk grad er markedsbasert, men mindre problematisk hvis økonomisk verdsetting av natur inngår som én blant flere tilnærminger til miljøpolitikk (Vatn, 2010).

Ulike verdisyn i samfunnet vil gi ulik verdi til biologisk mangfold, ikke bare uttrykt i penger, men i verdier som ansvarlighet, bevaring og forvaltning (Spash, 2008, Funtowicz og Strand, 2011). Økonomisk verdsetting kan ikke nødvendigvis reflektere trusler mot livsgrunnlaget eller tap av essensielle meningsbærende verdier: «If the valued goods that give richness to our lives are reduced to commodities, then what makes those lives meaningful is itself betrayed» (Funtowicz og Ravetz, 1994, s. 197). En økologisk tilnærming til politikk for biologisk mangfold krever en verdupluralisme – der naturverdier blir synliggjort i politikernes beslutningsgrunnlag uten at økologiske sammenhenger nødvendigvis oversettes til pengeverdier (Gómez-Baggethun og Ruiz-Pérez, 2011; Gómez-Baggethun m.fl., 2010).

Økosystemtjenester blir ofte oppfattet som en motpol til økosystemforvaltning (Norgaard, 2010; Spangenberg og Settele, 2010). Innenfor naturvern har det tidligere vært en utbredt skepsis til økonomiske virkemidler (Child, 2009). I økosystemforvaltning vektlegges betydningen av økosystemfunksjoner i et mer helhetlig økologisk kunnskapsgrunnlag for politikk (Christensen m.fl., 1996). På den annen side kan det hevdes at det er ikke nødvendigvis en automatisk sammenheng mellom økonomisk verdsetting av økosystemtjenester og bruk av markedsbaserte virkemidler. Problemet er heller ikke kvantifiseringen i seg selv, men prislappen – vil det være mulig å gi monetære verdivurderinger som avspeiler naturens verdi på en riktig måte? Det hevdes ofte at økonomisk verdsetting av økosystemtjenester er en ønskelig tilnærming da verdien av naturen ellers vil bli satt til null i beslutningsprosesser. Økonomisk verdsetting vil ikke nødvendigvis gi en riktig verdi ut fra en økologisk eller etisk verdivurdering. Uansett må det fastholdes at økonomisk verdsetting av økosystemtjenester bare er et tilleggsargument til forståelsen av naturverdier. Alle deler av naturen, som arter, naturtyper og økosystem er unike og kan derfor betraktes som usammenliknbare (inkommensurable). Spørsmålet er hvordan verdsetting av økosystemtjenester kan baseres på en økologisk tilnærming.

HVA MÅLER NATURINDEKSEN?

Etter beslutning i regjeringen har miljøvernforvaltningen satt i gang arbeid med utvikling av en naturindeks som skal gi et overblikk over tilstand og utvikling for biologisk mangfold i Norge, for å gi politikerne et bedre grunnlag

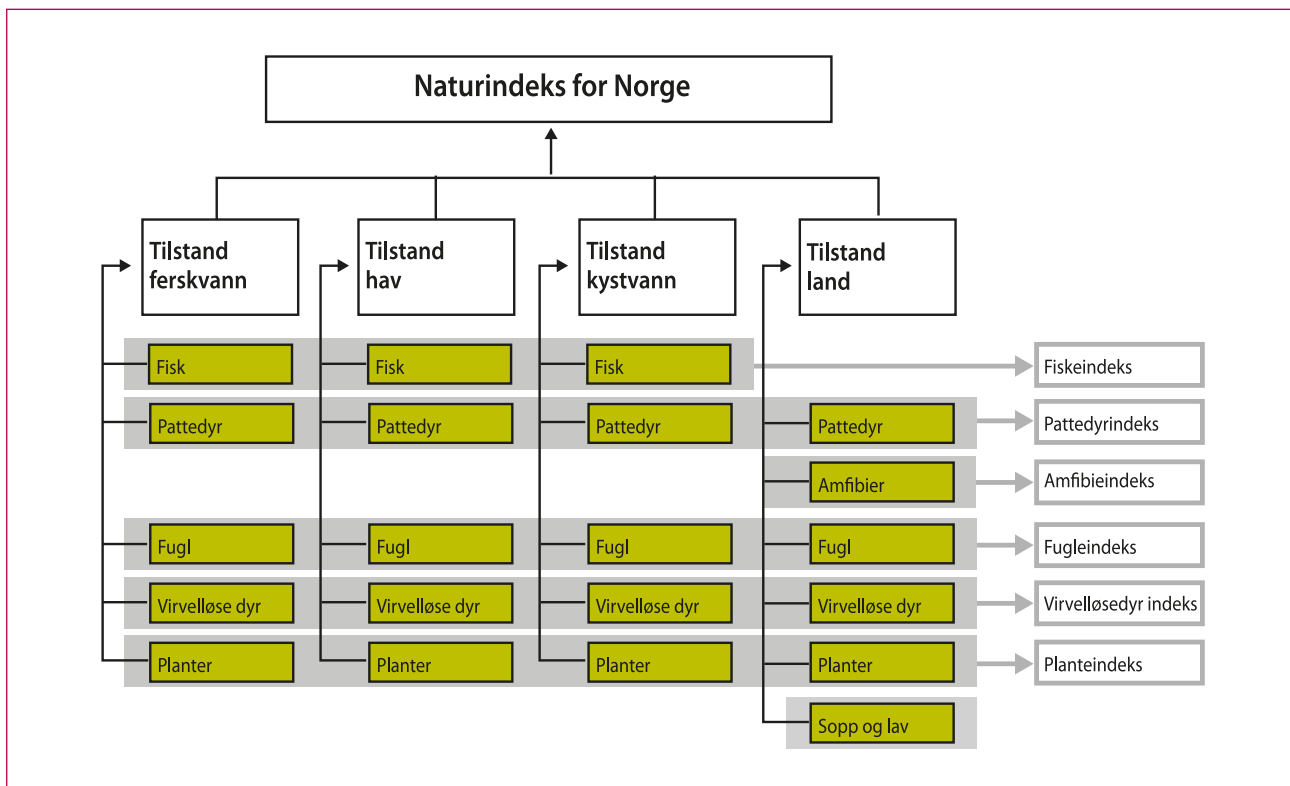
for å ta vare på naturens mangfold. Naturindeksen er utviklet i tett samarbeid mellom biologer og statistikere, og 125 ledende forskere har bidratt med data om dyr og planter i Norge. Ekspertene fra flere forskningsmiljøer og fagtradisjoner har blitt enige om et felles rammeverk for å måle biologisk mangfold i ulike typer natur (Nybø (red.), 2010, Nybø m.fl., 2012; Skarpaas m.fl., 2012; Certain og Skarpaas m.fl., 2011). Naturindeksen omfatter hav, kystvann, ferskvann, skog, fjell, myr og våtmark, og åpent lavland (gammelt kulturlandskap). Naturindeksens bilde av det biologiske mangfoldet kan presenteres som en matrise av arter fordelt på økosystemer, se figur 2. Et representativt utvalg av fugler, fisker, pattedyr, amfibier, virvelløse dyr, planter og sopp er fordelt ut på økosystemene der de hører hjemme og gir et representativt bilde av norsk natur. Verdien til hver enkelt indikator sier noe om faresignalene – hvor langt vi er fra intakte økosystem.

Naturindeksen ble første gang utarbeidet i 2010, med data for 1990, 2000 og 2010. Resultatene er presentert som indeksverdier for hovedøkosystemene og som kart med fargekoder. Naturindeksen for 2010 har høyest verdi i havet, i kystvann, i ferskvann og i fjellet, og lavest verdi i åpent lavland – det gamle kulturlandskapet – og i skog. Tilstanden har forbedret seg vesentlig i ferskvann og i havet siden 1990. Viktige tiltak har vært bedre forvaltning av fiskebestander i havet og reduksjon av forurensning og økt kalking av vassdrag. Gjengroing, mangel på skjøtsel og færre husdyr på beite truer artsmangfoldet i det gamle kulturlandskapet.

Prosessene i naturen er langsomme og vanskelige å måle. Idéen med naturindeksen er å lage en indeks der intakte økosystem (referansetilstanden) får verdien 1, og indeksen angir hvor langt unna denne verdien dagens biologiske mangfold befinner seg. Indikatorene skaleres til en verdi mellom 1 og 0. En naturindeks lavere enn 1 reflekterer forskjellen mellom naturlig variasjon i populasjoner og variasjon som er forårsaket av påvirkninger fra menneskelig aktivitet. Grovt sagt er referansetilstanden en tilstand med liten eller ingen negativ påvirkning fra menneskelig aktivitet. Når dagens tilstand sammenholdes med referansetilstanden for et stort utvalg indikatorer i hvert økosystem, får man et bilde av i hvor stor grad endring i menneskelig aktivitet har påvirket det biologiske mangfoldet.

Referansetilstanden er anslått av ekspertene for hver enkelt indikator i naturindeksen. Når det gjelder det gamle kulturlandskapet – åpent lavland, som i hovedsak omfatter semi-naturlig slåtte- og beitemark og kystlynghei – er dette et økosystem som i stor grad er skapt nettopp av menneskenes bruk gjennom tidene, og referansetilstanden

Figur 2. Naturindeksen – indikatorer fordelt på hovedøkosystem – et rammeverk for økologisk verdsetting.



Kilde: Nybø m.fl. (2012).

defineres som et økosystem i «god hevd» der artsrikdom, naturlig variasjon i de ulike populasjonenes tilstand og økologiske funksjoner en tradisjonelt forbinder med den aktuelle kulturtypen er intakt. For andre økosystem defineres referansetilstanden som natur med liten eller ingen negativ påvirkning fra menneskelig aktivitet slik at artsrikdom, naturlig variasjon i de ulike populasjonenes tilstand og økologiske funksjoner er intakt. Slike forhold finnes for eksempel i naturskog og i barskogsreservater.

Naturindeksen skal gi et mest mulig representativt bilde av naturmangfoldet. Derfor inngår både vanlige og sjeldne arter, truede arter, nøkkelarter og andre indikatorer for viktige funksjoner i økosystemene. Indikatorene er vektet slik at nøkkelarter som har stor betydning for økosystemet tillegges mer vekt. Mer enn 300 arter og andre indikatorer inngår i naturindeksen. Den omfatter et felles rammeverk for ulike typer data: fra overvåking av arter, modellberegninger og ekspertvurderinger, og usikkerhet er angitt for alle data. Indikatorene er valgt ut for til sammen å være følsomme for ulike typer miljøpåvirkninger, slik at en samlet effekt av ulike negative menneskeskapte påvirkninger på biologisk mangfold skal kunne avleses som en reduksjon i naturindeksen. De viktigste negative påvirkningene

er endret arealbruk – herunder opphør av tradisjonell hevd av jordbruksområder – vannkraftutbygging, overbeskatning, forurensning, klimaendring og fremmede arter.

Naturindeksen skal gi et representativt bilde av tilstand og utvikling for biologisk mangfold i norske økosystemer, og den utfyller dermed kunnskapsbildet fra den nasjonale rødlista for arter, som gir en oversikt over artenes risiko for å dø ut innen en viss tid (Kålås m.fl., 2010). I naturindeksen legges det stor vekt på at nøkkelartene har gode bestander. Naturindeksen er nå etablert som bærekraftindikator av Finansdepartementet i den årlige presentasjonen i nasjonalbudsjettet, og naturindeksen benyttes av Miljøverndepartementet i rapportering på utvikling av tilstanden i økosystemene.

ØKOLOGISK VERDSETTING?

Naturindeksen er et nyskapende bidrag til å synliggjøre naturens mangfold i en felles målestokk, på en tilsvarende måte som konsumprisindeks og bruttonasjonalprodukt er mål for å synliggjøre økonomiske verdier. Den kan bidra til å vise konsekvenser for biologisk mangfold av avveiningene mellom å ivareta biologisk mangfold og andre

samfunnsinteresser. Naturindeksen er ikke en årsak-virkningsmodell, men en modell for å synliggjøre tap av natur i en annen målestokk enn penger. Samfunnet trekker store veksler på naturen – men hvordan skal dette synliggjøres? Bruttonasjonalprodukt øker når forbruket øker, men det er ingen samfunnsøkonomiske minusposter for naturområder som bygges ned, blomsterenger som gror igjen eller sjøfugl som er i tilbakegang. Økonomisk verdsetting av naturverdier er ofte basert på studier av enkelte områder, arter eller økosystemer, men ikke som et helhetsbilde av hvordan menneskelig virksomhet virker inn på naturen.

Samfunnet trenger en form for økologisk verdsetting som korrektiv til nasjonalregnskapet – et pålitelig kunnskapsgrunnlag på et politisk relevant aggregeringsnivå – men det trenger ikke nødvendigvis være uttrykt i monetær verdi. Økologisk verdsetting kan i denne sammenheng bety en synliggjøring av naturverdier, biologisk mangfold og økologiske sammenhenger på et nivå som er egnet til å kommunisere overordnede sammenhenger og belyse avveininger. Konsekvenser for naturen kan synliggjøres ved hjelp av kvantitative indikatorer basert på tilstand i økosystemene (biofysiske indikatorer). Det offisielle norske indikatorsettet for bærekraftig utvikling omfatter tidligere hekkende fugler og økologisk vannkvalitet som indikatorer for biologisk mangfold. Nå inngår naturindeksen som bærekraftsindikator for biologisk mangfold.

Naturindeksen er ikke bare et tall – den er et rammeverk for kunnskapsoppbygging og kan bidra til kommunikasjon mellom forskere, forvaltning og næringer for å styrke grunnlaget for politisk debatt om vern og bruk av naturen og helhetlig forvaltning av biologisk mangfold.

Naturindeksens rammeverk kan bidra direkte til å synliggjøre naturverdier på en transparent måte. Indikatorene kan også kombineres til ulike temaindekser. Denne synliggjøringen av biologisk mangfold ved hjelp av naturindeksen kan tolkes som en form for økologisk verdsetting. Økologisk og økonomisk verdsetting kan være komplementære – et helhetlig økologisk kunnskapsgrunnlag styrker forutsetningene for økonomisk verdsetting. Naturindeksen kan også bidra til å synliggjøre noen økosystemtjenester: Torsk, elg og rype gir mat (forsynende økosystemtjenester). Tareskogen gir oppvekstområde for fiskeyngel (støttende økosystemtjenester). Dyreplankton spiser planteplankton og blir selv til mat for torsk (regulerende økosystemtjenester). Hønseskog gir naturopplevelse for den fugleinteresserte (opplevelses- og kunnskapstjenester).

Naturindeksen kan tolkes som et eksempel på økologisk verdsetting som foreslått i FN's nye rammeverk for økosystemregnskap *SEEA Experimental Ecosystem Accounting* (United Nations, 2013). Formålet med denne tilnærmingen er å utvikle en økologisk verdsetting som grunnlag for økonomisk verdsetting av økosystemtjenester. I dette rammeverket defineres økosystemkapasitet som økosystemets kapasitet til å levere økosystemtjenester, gitt nåværende økosystemfunksjoner og forventet framtidig bruk. Økosystemets tilstand og utstrekning (størrelse) danner grunnlag for økosystemkapasitet. Naturindeksen er et eksempel på et mål som kombinerer økologisk tilstand og areal. Verdsetting av økosystemtjenestene kan ikke bare baseres på dagens økonomiske verdsetting. Hvis det i framtiden for eksempel blir lagt større vekt på karbonlagring og biologisk mangfold i skog, vil dette gi en annen vurdering av skogøkosystemets samlede kapasitet til å levere økosystemtjenester og en annen samfunnsmessig vurdering av skogen enn ved vektlegging av tømmerressurser alene.

Økonomisk verdsetting av naturen innebærer et grunnleggende dilemma om mangel på kompatibilitet mellom økonomiske og økologiske modeller. Økonomiske modeller for økonomisk vekst problematiser ikke naturens fysiske grenser og er basert på forenklinger om sammenhenger mellom økonomisk aktivitet og konsekvenser for naturen. Også økologisk verdsetting bygger på forenklinger. Naturindeksen som økologisk verdsetting er basert på indikatorer valgt ut for å gi et representativt bilde av biologisk mangfold, med forenklinger ut fra tilgjengelige data og kunnskap om økologiske sammenhenger. Selv om avveininger kan bli overskygget innenfor en aggregert indeks, kan en indeks bidra til gi politikkrelevante illustrasjoner av virkningen av tiltak på gitt målsettinger (Saltelli, 2007).

Biologisk mangfold er en grunnleggende forutsetning for bærekraftig utvikling. Naturindeksen kan nå tas i bruk for å løfte kunnskapen om biologisk mangfold opp på politisk plan. Utfordringen er å bringe naturindeksen inn i den politiske debatten og involvere samfunnet i debatt om bruk og vern av natur (Aslaksen m.fl., 2012a). Naturindeksen kan bidra til økologisk verdsetting – som et mål på økosystemkapasitet – eller som komplementær tilnærming, som økologisk kunnskapsgrunnlag for vurdering av økosystemtjenester.

I prinsippet kan naturindeksens helhetlige rammeverk og kunnskapsgrunnlag være et utgangspunkt for å beskrive og vurdere økosystemenes kapasitet til å levere økosystemtjenester der det biologiske mangfoldet har stor betydning (Aslaksen m.fl., 2012b). Sammenhengen mellom

naturindeksen og økosystemtjenestene er imidlertid langt fra entydig, da naturindeksen ble utviklet for et annet formål: Å belyse tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Samtidig kan indikatorsettet utvides slik at det blir mer relevant for spesifikke økosystemtjenester. Egne indekser for spesifikke økosystemtjenester kan utvikles. Nye «økosystemtjenesteindekser» kan bygge på naturindeksens rammeverk, men de trenger ikke nødvendigvis å inngå i beregningen av naturindeksen som måleverktøy for biologisk mangfold.

FORVALTNINGSMÅL – EN AVVEINING MELLOM SAMFUNNETS BEHOV FOR ULIKE ØKOSYSTEMTJENESTER

Naturindeksen kan bli et viktig verktøy i den politiske debatten om bruk og vern av natur. De politiske målene kan imidlertid ikke leses ut fra naturindeksen. Referansetilstanden for intakte økosystemer er ikke et mål på hvordan samfunnet vil at naturen skal være. Samfunnet forutsetter bruk av naturen. Dersom samfunnet setter klare, veloverveide mål på hvor store avvik fra referansetilstanden vi godtar ved ulik bruk av naturen, kan naturindeksen brukes til å følge med på om målene nås. Det er ennå ikke utviklet konkrete forvaltningsmål basert på naturindeksen. Et eksempel på en målformulering kan være at naturindeksen ikke skal forverres over tid, dvs. at den er stabil eller økende for alle økosystemer. Dette kan tolkes som et uttrykk for sterk bærekraftig utvikling og at det skal opprettholdes et kritisk nivå for naturkapital (Ekins m.fl., 2003; Deutsch m.fl., 2003; Brand, 2009).

Forvaltningsmålet for et økosystem skal ideelt sett uttrykke avveiningen (trade-off) mellom ønsket uttak av en økosystemtjeneste og hensynet til at andre økosystemtjenester skal opprettholdes. Dette forutsetter at forvaltningsmålet settes ut fra tilstrekkelig kunnskap og ønske om å oppnå bærekraftig bruk av økosystemet, noe som ikke nødvendigvis vil være oppfylt i praksis, da samfunnets avveining ofte vil gå i retning av å optimalisere uttaket av enkelte økosystemtjenester, på bekostning av nåværende eller framtidig leveranse av andre økosystemtjenester. Hvis dagens verdi av naturindeksen for et økosystem er lavere enn forvaltningsmålet, kan det tolkes som et tegn på at tilstanden i økosystemet ikke er bærekraftig, dvs. at økosystemkapasiteten er lavere enn det ønsket framtidig leveranse av de samlede økosystemtjenestene krever. Tiltak må da iverksettes for å bedre tilstanden i økosystemet.

Figur 3 illustrerer hvordan forvaltningsmål kan settes ut i fra hvilken bruk samfunnet ønsker et område skal ha. Søylen til høyre i figur 3 illustrerer tilstanden i

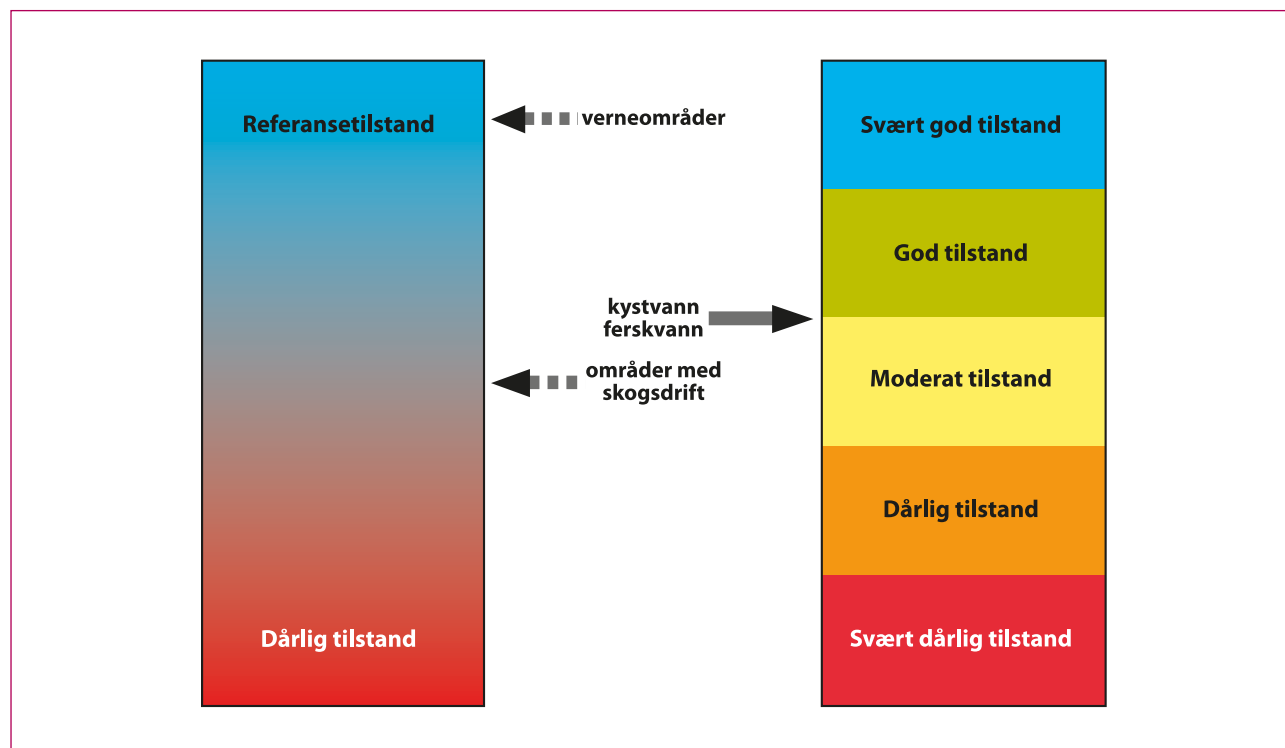
økosystemene kystvann og ferskvann, der EUs vannrammedirektiv setter et konkret forvaltningsmål (miljømål) om at vannkvaliteten minst skal være av god tilstand. Dette forvaltningsmålet var resultatet av en omfattende kalibreringsprosess mellom forskjellige europeiske land som ble sluttført i 2008 etter mange års arbeid. Tilsvarende kan en tenke seg at nasjonale mål for ulike økosystem kan etableres gjennom politiske og deltakende prosesser. Eventuelle forvaltningsmål som utvikles for naturindeksen vil, i større grad enn forvaltningsmålene i EUs vannrammedirektiv, gjelde for biologisk mangfold fordi naturindeksen baserer seg på et mye bredere spekter av arter og økologisk funksjonelle grupper. Søylen til venstre i figur 3 illustrerer hvordan et forvaltningsmål kan knyttes til tilstanden i økosystemet skog, der det er rimelig å tenke seg at det kan settes forskjellige forvaltningsmål avhengig av hvordan forskjellige skogsområder ønskes brukt.

Konkrete forvaltningsmål knyttet til naturindeksen ville gjort det lettere å dokumentere effekten av de ulike virkemidlene og behovet for nye tiltak for å opprettholde andre økosystemtjenester på bærekraftig nivå. Slik systemet for økosystembasert naturforvaltning er i dag, settes det ikke mål på den totale belastningen et økosystem kan ha. Naturmangfoldloven fastslår imidlertid at sumeffekter av tiltak skal legges til grunn når beslutninger tas. Naturindeksen kan bidra til en vurdering av effekter av den samlede belastningen på biologisk mangfold og kapasiteten til økosystemene til å levere økosystemtjenester.

Den faglige utfordringen er å bidra til et godt kunnskapsgrunnlag slik at forvaltning og politikere kan sette forvaltningsmål ut fra en vurdering av hva som er forsvarlig økologisk bærekraftig utvikling i ulike områder. Nivået på forvaltningsmålet er derfor både et biologisk og økologisk spørsmål og et politisk spørsmål som ulike samfunnsinteresser vil ha ulik oppfatning om.

Forvaltningsmål bør avspeile faresignaler om tap av biologisk mangfold. Selv om naturindeksen viser positiv utvikling eller ingen endring for mange indikatorer, kan det likevel være alvorlige faresignaler som ikke fanges opp. Det er derfor behov for å supplere informasjonen som ligger i naturindeksen med annen kunnskap, som føre-var signaler. I en tilleggsundersøkelse til naturindeksen ble ekspertene spurt om hvordan de vurderer utviklingen 10 år fram i tid og muligheten for å iverksette tiltak som kan motvirke en mulig alvorlig utvikling (Aslaksen m.fl., 2012c). Ikke minst for skog og åpent lavland (gammelt kulturlandskap) svarte ekspertene i stor grad at det er mulig å iverksette tiltak, og at tiltakene vil være forholdsvis enkle å gjennomføre hvis

Figur 3. Illustrasjon på forskjell mellom forvaltningsmål (pilene) og referansetilstand for ulike økosystem og geografiske områder. 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 (red.) 2010.

de gjennomføres nå. Hva som er en god tilstand for biologisk mangfold, vil variere mellom naturtyper og landsdeler. Naturmangfoldloven legger vekt på behovet for differensierte virkemidler for å stanse tap av biologisk mangfold. Med utgangspunkt i naturindeksen kan det fastsettes økologisk begrunnede mål – forvaltningsmål – som kan inngå som måltall i en økonomisk analyse av politiske virkemidler.

KONKLUSJON

Naturindeksens helhetlige rammeverk og kunnskapsgrunnlag og brede aksept i fagmiljøene kan være et godt utgangspunkt for en økologisk verdsetting. I denne sammenheng kan økologisk verdsetting forstås som en synliggjøring av naturverdier og biologisk mangfold på et aggregeringsnivå som er egnet til å kommunisere overordnede sammenhenger og belyse avveininger. Dette kan sees som både et alternativ til økonomisk verdsetting og en komplementær tilnærming. Selv om sammenhengen mellom naturindeksens indikatorer og økosystemtjenestene langt fra er entydig, kan naturindeksen være et utgangspunkt

for å tallfeste sammenhenger mellom biologisk mangfold og økosystemtjenester, særlig for de økosystemtjenester der det biologiske mangfoldet har stor betydning. Naturindeksens kunnskapsgrunnlag kan utvides til å inneholde forskjellige typer indikatorer, slik at det både kan beregnes en naturindeks for biologisk mangfold og en naturindeks for økosystemtjenester. Dette kan bidra til å synliggjøre avveininger (trade-offs) som i praksis gjøres mellom uttak av naturressurser og økosystemets kapasitet til å produsere andre økosystemtjenester.

Bruk av naturindeksens kunnskapsgrunnlag for å fastsette forvaltningsmål for forskjellige økosystem og geografiske områder kan styrke det faglige grunnlaget for forvaltning av biologisk mangfold og bærekraftig bruk av økosystemtjenester, uansett om økosystemtjenester verdsettes i penger eller ikke. Økologisk fastsatte forvaltningsmål kan videre inngå som måltall i en økonomisk analyse av politiske virkemidler. Dette kan bidra til å bygge bro mellom økologisk kunnskap og økonomiske analyser av politiske virkemidler for å bevare biologisk mangfold.

REFERANSER

- Alfsen, K.H. og M. Greaker. 2007. From natural resources and environmental accounting to construction of indicators for sustainable development. *Ecological Economics* 61, 600–610.
- Aslaksen, I., E. Framstad, P.A. Garnåsjordet, S. Nybø og O. Skarpaas (2012a). Knowledge gathering and communication on biodiversity: Developing the Nature Index for Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift–Norwegian Journal of Geography* 66, 300–308.
- Aslaksen I., E. Framstad, P.A. Garnåsjordet, S. Nybø og O. Skarpaas (2012b). Biodiversity indices in the context of ecosystem services. The Nature Index for Norway. Paper presented at ISEE 2012 Ecological Economics Conference, June 16–19, 2012, Rio de Janeiro.
- Aslaksen, I., E. Framstad, P.A. Garnåsjordet og M. Lillegård (2012c). The Norwegian Nature Index: Expert evaluations in precautionary approaches to biodiversity policy. *Norsk Geografisk Tidsskrift–Norwegian Journal of Geography* 66, 257–271.
- Braat, L., P. ten Brink, J. Bakkes, K. Bolt, I. Braeuer, B. ten Brink, A. Chiabai, H. Ding, H. Gerdes, M. Jeuken, M. Kettunen, U. Kirchholtes, C. Klok, A. Markandya, P. Nunes, M. van Oorschot, N. Peralta-Bezerra, M. Rayment, C. Travisi og M. Walpole (red.) (2008). *The Cost of Policy Inaction: The Case of Not Meeting the 2010 Biodiversity Target*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels.
- Brand, F. (2009). Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development. *Ecological Economics* 68, 605–612.
- Brunvoll, F., S. Homstvedt og K.E. Kolshus (red.) (2012). *Indikatorer for bærekraftig utvikling 2012*. Statistiske Analyser 129, Statistisk sentralbyrå.
- Certain, G., O. Skarpaas, J.-W. Bjerke, E. Framstad, M. Lindholm, J.-E. Nielsen, A. Norderhaug, E. Oug, H.-C. Pedersen, A.-K. Schartau, K.O. Storaunet, G. Van der Meeren, I. Aslaksen, S. Engen, P.A. Garnåsjordet P. Kvaløy M. Lillegård, N.G. Yoccoz og S. Nybø (2011). The Nature Index: A General Framework for Synthesizing Knowledge on the State of Biodiversity. *PLoS ONE* 6: e18 930.
- Child, M.F. (2009). The Thoreau ideal as unifying thread in the conservation movement. *Conservation Biology* 23, 241–243.
- Christensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. MacMahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, C. H. Peterson, M. G. Turner, and R. G. Woodmansee (1996). The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6, 665–691.
- Convention on Biological Diversity. 2010. *The Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets*. UNEP/CBD/COP/DEC/ X/2. United Nations Environmental Program, New York.
- Costanza, R. og H. E. Daly (1992). Natural Capital and Sustainable Development *Conservation Biology* 6, 37–46.
- Daily, G. C. (red.) (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC.
- de Groot, R.S., M. A. Wilson og R.M.J. Boumans (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408.
- Deutsch, L., C. Folke og K. Skanberg (2003). The critical natural capital of ecosystem performance as insurance for human well-being. *Ecological Economics* 44, 205–217.
- Ekins, P., S. Simon, L. Deutsch, C. Folke og R. de Groot (2003). A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 44, 165–185.
- Fisher, A.C. og J.V. Krutilla (1975). Resource conservation, environmental preservation, and the rate of discount. *Quarterly Journal of Economics*, 89, 358–370.
- Funtowicz, S. og J.R. Ravetz (1994). The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics* 10, 197–207.
- Funtowicz, S. og R. Strand (2011). Change and commitment: Beyond risk and responsibility. *Journal of Risk Research* 14, 995–1003.
- Gallai, N., J.-M. Salles, J. Settele og B. E. Vaissière (2012). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68, 810–821.

Global Biodiversity Outlook 2010. *Global Biodiversity Outlook* 3. Convention on Biological Diversity. United Nations Environmental Program, New York.

Gómez-Baggethun, E. og M. Ruiz-Pérez (2011). Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography* 35, 613–628.

Gómez-Baggethun, E., R. de Groot, P. L. Lomas og C. Montes (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* 69, 1209–1218.

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 og D.A. Wardle (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75, 3–35.

Konvensjonen om biologisk mangfold (1993). Direktoratet for naturforvaltning. <http://www.dirnat.no/naturmangfold/internasjonalt/avtaler/cbd/>

Kålås, J.A., Å. Viken, S. Henriksen og S. Skjelseth (red.) (2010). *Norsk rødliste for arter 2010*. Artsdatabanken, Trondheim.

MEA (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Mace, G.M., K. Norris og A.H. Fitter (2011). Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 27, 19–26.

McCauley, D.J. (2006). Selling out on nature. *Commentary. Nature* 443, 27–28.

Miljøverndepartementet (2013). Internasjonale mål for biologisk mangfold. 2011–2020. <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/veiledninger/2013/internasjonale-mal-biologisk-mangfold.html?id=712182>

Norgaard, R.B. (2010). Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics* 69, 1219–1227.

NOU (2005:5). *Enkle signaler i en kompleks verden. Forslag til et nasjonalt indikatorsett for bærekraftig utvikling*. Finansdepartementet, Oslo.

Nybø S. (red.) (2010). *Naturindeks for Norge 2010*. DN-utredning 3–2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.

Nybø, S., G. Certain og O. Skarpaas (2012). The Norwegian Nature Index – state and trends of biodiversity in Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift–Norwegian Journal of Geography* 66, 241–249.

Pearce, D. W. og R.K. Turner (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. John Hopkins University Press, Baltimore.

Saltelli, A. (2007). Composite indicators between analysis and advocacy. *Social Indicators Research* 81, 65–77.

Skarpaas, O., G. Certain og S. Nybø (2012). The Norwegian Nature Index – conceptual framework and methodology. *Norsk Geografisk Tidsskrift–Norwegian Journal of Geography* 66, 250–256.

Sharman, M. (2010). *Ecosystem services. Paradigm, prism, pabulum or placebo?* www.scribd.com

Spangenberg, J.H. og J. Settele (2010). Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. *Ecological complexity* 7, 327–337.

Spash, C.L. (2010). The brave new world of carbon trading. *New Political Economy* 15, 169–195.

Spash, C.L. (2008). 'How Much is that Ecosystem in the Window? The One with the Bio-diverse Trail.' *Environmental Values* 17, 259–284.

TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London og Washington, D.C.

tenBrink, B. (2006). A Long-Term Biodiversity, Ecosystem and Awareness Research Network: Indicators as Communication Tools: An Evolution Towards Composite Indicators. [http://www.globio.info/downloads/79/Report++ten+Brink+\(2006\)+Indicators+as+communication+tools-.pdf](http://www.globio.info/downloads/79/Report++ten+Brink+(2006)+Indicators+as+communication+tools-.pdf) (accessed 1 December 2011).

United Nations (2013). *SEEA Experimental Ecosystem Accounting*.

Vatn, A. (2010). An institutional analysis of payments for ecosystem services. *Ecological Economics* 69, 1245–1252.

Virginia, R. A. og D. H. Wall (2001). Basic Principles of Ecosystem Function. I S. A. Levin (red.) *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego, pp. 345–352.

DAVID N. BARTON¹
Norsk institutt for naturforskning NINA

HENRIK LINDHJEM²
Norsk institutt for naturforskning NINA²



Naturens flomdemping – hva er den økonomiske verdien av økosystemtjenester fra et nedbørfelt?

Hvilken plass vil vi gi Verdsetting i fortellingen om Hydra?

Det norske Ekspertutvalget om verdier av økosystemtjenester vurderer i disse dager relevansen av begrepet økosystemtjenester for norsk forvaltning. Den norske Vannforskriften utpeker god økologisk status i vannforekomster som et miljømål, og åpner for nytte-kostnadsanalyse av tiltak for å nå dette målet. Kan bruk av begrepet «økosystemtjenester» hjelpe oss i å forstå når, hvor og for hvem dette konkrete miljømålet blir et samfunnsgode eller en –kostnad? I denne artikkelen ser vi spesielt på utfordringer ved økonomisk verdsetting av flomdemping som en såkalt regulerende økosystemtjeneste. Vi konkluderer med at debatten rundt økosystemtjenester lett undervurderer kompleksiteten i de naturfaglige analysene som utgjør et nødvendig grunnlag for økonomisk verdsetting.

HVA ER ØKOSYSTEMTJENESTER FRA NEDBØRFELT?

Norsk naturskadepool fører årlig oversikt over flomskader. Flommen på Østlandet 1995 forårsaket 6900 innmeldte skader og 940 millioner kroner i erstatning. Mellom juni og september i 2011 ble det innmeldt flere enn 2500 flomskader og krav på over 380 millioner kroner. Hvor mye av skaden i Norge kunne ha blitt redusert

med bedre naturskjøtsel, hvor mye med tekniske tiltak, og hvor mye med flomvernberedskap? Flesteparten av de store vassdragene i Norge er regulerte til vannkraft. Vannkraftmagasinene yter også en samfunns-tjeneste gjennom flomdemping. Et mer eller mindre naturlig landskap i nedbørfeltet bidrar også til flomdemping. Hvordan skulle vi gå frem for å finne den økonomiske verdien av naturens bidrag til flomdemping?

Tusenårs-utredningen (MA 2005) og den såkalte TEEB-rapporten om økonomien i økosystemtjenester og biomangfold (TEEB, Kumar 2010) har gitt begrepet 'økosystem-tjenester'

¹ david.barton@nina.no

² Artikkelen er basert på Barton m.fl. (2012). Forfatterne ønsker å takke en anonym fagfelle for mange gode innspill og Nils Roar Sælthun, UiO, for verdifulle kommentarer om resultatene fra Hydra. Ansvar for eventuelle feil og utelatelser er våre egne.

stor oppmerksomhet i FN, EU og internasjonale forskningsfora. Det er nedsatt et norsk «Ekspertutvalg om verdier av økosystemtjenester» som jobber med definisjoner og relevans av begrepet for norsk forvaltning. I kortversjon definerer de økosystemtjenester (ØT) som «et fellesnavn på naturens tjenester som vår velferd og livskvalitet er avhengige av».³ For enkelhetsskyld her definerer vi «økosystemer» som samspillet mellom struktur, sammensetning og funksjonene til abiotiske og biotiske deler av naturen. «Tjenester» definerer vi som ytelser til oss mennesker, som individer, grupper eller samfunnet som helhet. Hvordan deler vi da inn naturen i de delene som yter tjenester til mennesket? Nedbørfelt defineres av det landområdet vannet renner fra til et vassdrag, og inneholder mange typer økosystemer. ØT fra nedbørfelt betyr alle bidrag til menneskelig velferd fra mer eller mindre naturlige økosystemer i nedbørfeltet. TEEB-rapporten tar utgangspunkt i økosystemer eller «biomer» som er hovedkategoriene for verdens ulike areal typer: innlands våtmarker, innsjøer, elver, skog, tundra, grunnfjell, dyrket mark og urbane arealer er de som er relevante for Norge.

For å komme nærmere en avgrensning fokuserer vi her på én ØT – flomdemping. Hva er problemet? Befolkningsveksten i store deler av verden fører blant annet til at arealbruk med mindre vegetasjon tar over for areal med mye vegetasjon (skogs- og myrområder dyrkes opp). Arealet og typen vegetasjon i et nedbørfelt endrer hvor mye og hvor fort regnvann renner inn i vassdrag. Det er ikke et like stort problem i Norge hvor 3 % av arealet brukes til jordbruk og har endret seg relativt lite de siste 50 årene. Likevel endrer menneskelig infrastruktur som vannkraftmagasiner, vannoverføring, skogsveier, og flomforbygninger også på vannets vei gjennom nedbørfeltet og kan øke eller dempe flomtopper (HYDRA 2000).

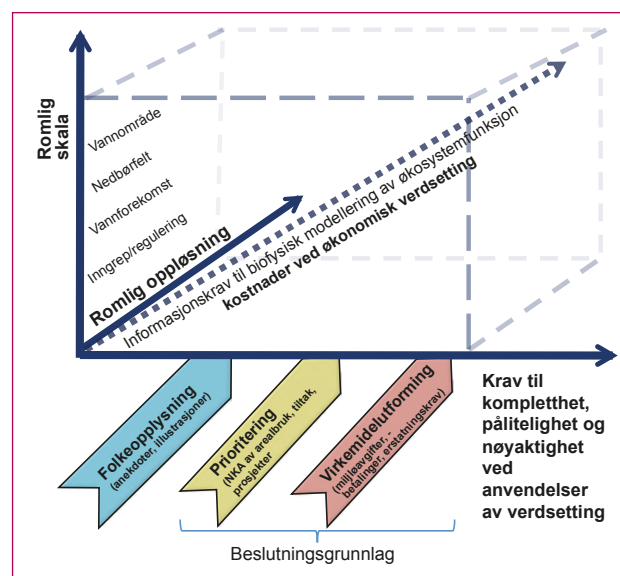
TEORI – HVORFOR SKAL VI VERDSETTE ØKOSYSTEMTJENESTER I NEDBØRFELT?

I TEEB-rapportene er behovet for verdsetting av ØT motivert ut ifra behovet for (1) å erkjenne verdi («recognize value»), (2) demonstrere verdi («demonstrate value») og (3) ta hensyn til verdi i beslutninger («capture values»). Vår tolkning på norsk av TEEB-rapporten er at økonomisk verdsetting av ØT er blitt anvendt til folkeopplysning, prioritering og virkemiddelutforming: (1) «grovkalibret» til folkeopplysning om at natur har en «ikke ubetydelig» verdi for samfunnsøkonomien; (2) «mellomkalibret» for å anslå verdien av et miljøltiltak, naturinngrep, eller en type

arealbruk osv. er «større enn» et annet og gi beslutningsstøtte til en prioritering ved hjelp av nytte-kostnadsanalyser; (3) «finkalibret» beregning som beslutningsstøtte for å fastsette «kronebeløpet» for virkemidler som miljøavgifter, miljøsubsidier eller kompensasjonskrav for miljøskader.

På generelt grunnlag kan man si at kostnadene ved økonomisk verdsetting av ØT stiger med økende krav til fullstendighet, pålitelighet og nøyaktighet ved anvendelsene til beslutningsstøtte, men også med krav til romlig skala og oppløsning av analysen (Figur 1).

Figur 1. Kostnadene ved økonomisk verdsetting av ØT er stigende med krav til romlig skala og oppløsning, og til kompletthet, pålitelighet og nøyaktighet ved verdsettingsanvendelser. Kravene til kompletthet, pålitelighet og nøyaktighet er lavest der verdsetting av ØT skal brukes i opplysningsøyemed, og høyere når det skal brukes som del av beslutningsgrunnlag – f.eks. prioritering av handlingsalternativer ved hjelp av nytte-kostnadsanalyse. Høyest krav stilles til verdsetting som grunnlag for virkemiddelutforming. Kilde: tilpasset fra Barton m.fl. (2012)



Vi forstår med dette at det er vanskelig å forestille seg en mer utfordrende anvendelse for verdsetting av flomdempingstjenester enn når den skal gjøres for hele vannområder (flere/store nedbørfelt), for en bestemt nedstrøms-lokalitet, og i forbindelse med beslutningsstøtte til virkemiddelutforming for en bestemt oppstrøms-lokalitet. Et eksempel vil være å bruke verdsetting til å gi råd om et samfunnsøkonomisk optimalt nivå for betaling for

³ <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/tema/naturmangfold/ekspertutvalget-om-verdier-av-okosystemt.html?id=671257>

flomdempings-tjenestene fra ulike former for arealskjøtsel i skog eller jordbruk.⁴

Økonomisk verdsetting av ØT handler om å gi et uttrykk for hvor stor betydning slike tjenester har for folks velferd, sammenliknet med andre goder og tjenester i samfunnet som normalt er målt i kroner. Nøkkelen til økonomenes forståelse her finnes i begrepet alternativverdi: Å velge å disponere samfunnets ressurser på en bestemt måte, betyr å avstå fra å benytte de samme ressursene på noe annet. Det er fordi ressurser er knappe og bør anvendes der de gir mest velferd for flest mulig, i hvert fall hvis vi legger et utilitaristisk syn til grunn. For eksempel har det en kostnad for samfunnet at et nedbørfelts naturlige kapasitet for flomdemping reduseres som følge av urbanisering. På den annen side kan en si at ved å prioritere ressurser til strengere forvaltning av vassdragsområder generelt, vil en måtte akseptere mindre av andre goder fordi vassdragsvern er kostbart. Økonomenes oppgave er å hjelpe beslutningstakere med slike avveininger. Avveiningene er vanskelig fordi de som har nytte av å bruke areal og gjøre inngrep øverst i vassdraget (oppstrøms) ikke er de samme som bruker vassdraget lenger nede (nedstrøms). Inngrep oppstrøms kan ha virkninger for velferden til interessert nedstrøms – dette er et eksempel på det økonomen har kalt «eksterne virkninger», og man har siden 1960-tallet stort sett fokusert på «negative eksterne virkninger» eller «miljøkostnader». Nytte-kostnadsanalysene skal i prinsippet beregne hva som er best for samfunnet, ut fra en tanke om at hvis en gjør det som gir størst samfunnsnytte kan de som tjener i prinsippet kompensere dem som taper, og likevel stå igjen med en netto forbedring i sin nytte.

Økonomisk verdsetting av «negative eksterne virkninger» tar sikte på at nedstrøms miljø-kostnader skal tas med i nytte-kostnadsberegninger når økonomer skal gi råd⁵ om samfunnets prioritering mellom ulike former for arealbruk og inngrep oppstrøms. Dersom man prioriterer arealbruk og vassdragsinngrep oppstrøms som skader interesser nedstrøms, kan økonomisk verdsetting hjelpe med å fastsette miljøkostnadene som «forurenseren skal betale» i kompensasjon, dvs. i virkemiddelutforming. Parallellen til Forurenser Betaler Prinsippet (FBP) i vårt eksempel er at samfunnet, representert ved de som påvirkes av vassdraget nedstrøms, har rettighetene til dagens miljøkvalitet, bl.a. flomdemping i vassdraget. Hva er så dagens miljøkvalitet,

hva er naturlig flom, og når blir den 'unormalt' påvirket av arealbruk og inngrep oppstrøms?

PRAKSIS – HVA SLAGS BESLUTNINGER OG POLITIKK KAN FORANDRES VED AT VI VERDSETTER ØKOSYSTEMTJENESTER?

Den delvis norsk-finansierte TEEB rapporten samlet eksempler fra hele verden på hvor mye ulike naturtyper er verdt økonomisk. På verdensbasis er det ikke mer enn en håndfull verdsettingsstudier av effekten av arealbruk på økonomisk aktivitet i vassdrag, de fleste for innenlands våtmarker og tropisk skog. I TEEB-rapporten snakker man om tap av ØT på samme måte som man har diskutert miljøkostnader i Norge. Verdsetting av tapte ØT kan derfor begrunnes på samme måte som FBP. Men ØT skifter også vekten mot positive eksterne virkninger i forhold til dagens situasjon. Det skifter også oppmerksomheten mot restaurering av økosystemer. Dette er en naturlig utvikling i områder med store inngrep, der naturlige prosesser domineres av mennesket.

Å bruke begrepet ØT om flomdemping utløser en rekke prinsipielle spørsmål. Siden ØT er goder, hvem har rettigheter til godene? Hvis økosystemer blir restaurert, hvem skal da betale og hvem skal kompenseres? Hva skal defineres som kompensasjonsutløsende, det vil si hva er «referansesituasjonen»? Restaurering av økosystemer i vassdrag har som oftest identifiserbare kostnader og kan kompenseres. Men kan man også vurdere det som et positivt bidrag å opprettholde en flomtilstand ved å *avstå* fra et areal- eller vassdragsinngrep? Coase(1960) understrekte betydningen av rettighetsfordeling for kompensasjonsansvar. Vi ønsker her å stille spørsmål rundt utfordringene med å definere et slikt ansvar – identifisere «referansesituasjonen» og alternativ-situasjoner som kreves for kvantifisering og verdsetting av redusert flomrisiko.

Svar på disse spørsmålene avhenger av om vi kan definere flomrisiko som en tilstand, og hvilke rettigheter og ansvar som knyttes til arealbruk og vassdragsinngrep i forhold til effekt på tilstanden flomrisiko. Hvis for eksempel en kraftverksoperatør i Glomma-Laagens Brukseierforening (GLB) regulerer en serie magasiner, og arealeiere langs vassdraget avstår fra å demme elvesletter, hyttefelt avstår fra å drenere myr, skogeiere avstår fra å drenere skogfelt, fra flathogst og fra å lage nye skogsveier, kan det ha større eller mindre dempende effekt på vårflom (se nedenfor). Om det oppleves som en tjeneste av nedstrømsbrukere avhenger av at nedstrøms interesser *ikke* har rettigheter til å unngå

⁴ Også kjent som «payments for ecosystem services»

⁵ Vi er enige med NOU 2012:16 som betrakter samfunnsøkonomiske lønnsomhetsvurderinger som del av et beslutningsgrunnlag, ikke som et normativt beslutningsverktøy.

flomskadene som oppstår dersom ingen foretar flomdempende beslutninger. Vannkraft har magasinregulering for å dempe flom som en del av konsesjonsbetingelsene. Vannkraft har et samfunnsansvar der den enkelte produsent ikke har rett til kompensasjon eller betaling for flomdempingstjenesten. At rettighetene er så klart definerte kan knyttes til at effekten av magasinregulering på flomforløp er målbar og forutsigbar (HYDRA 2000). Når det gjelder arealbruk i myr, skog eller elvesletter oppstrøms i nedbørfeltet er det vanskelig å påvise entydig effekt på flomforløp i nedbørfeltet (Engeland og Hisdal 2009; Skaugen og Væringstad 2005). Hver enkelt grunneiers arealbruk og effekt på flomforløpet i større nedbørfelt er både marginal og vanskelig å måle og modellere. Uten en målbar effekt er det også vanskelig å definere rettigheter juridisk.

Men dersom effekten av ulike arealbruk, tekniske inngrep og restaurering på flomforløp var godt kjent fra naturfaglig side, kunne man spørre hvordan et forvaltningsregime skulle utformes for å ivareta flomdempingstjenester:

- vil det være nok at hydrologiske studier viser hva slags konsesjoner og arealbruk som øker flomrisiko, for å definere rettigheter til å unngå «unormal» flom hos nedstrøms interesser og regulere oppstrøms arealbruk tilsvarende?
- under hvilke omstendigheter ville man i stedet velge å tildele rettigheter til oppstrøms arealbrukere, og etablere et system der flomutsatte nedstrøms kompenserer dem for kostnader ved flomdempende arealbruk? (betaling for økosystemtjenester)
- hvordan kunne økonomisk verdsetting av flomdempingseffekt bidra til å definere hvor mye oppstrøms arealbruk som måtte reguleres?
- er det nødvendig med verdsetting av flomdempingseffekt for å bestemme hva som skal betales for økosystemtjenester? Kan man også tenke seg at kompensasjonsbeløp fastsettes gjennom forhandlinger mellom partene oppstrøms og nedstrøms?

Det er nærliggende å spørre om det ikke er mer sannsynlig at arealbrukere oppstrøms har fulle og uinnskrenkede rettigheter når det offentlige har liten informasjon om nedstrømseffekter av arealbruk. Når arealbrukere oppstrøms har uinnskrenkede rettigheter er det også mer sannsynlig med et system der de betales for å avstå fra flomforverrende arealbruk. Men hvis man ikke vet hva flomforverrende arealbruk er, vil man ikke ha faktagrunnlag for å sette opp et slikt system med betaling for økosystemtjenester. Økonomisk verdsetting er med andre ord helt

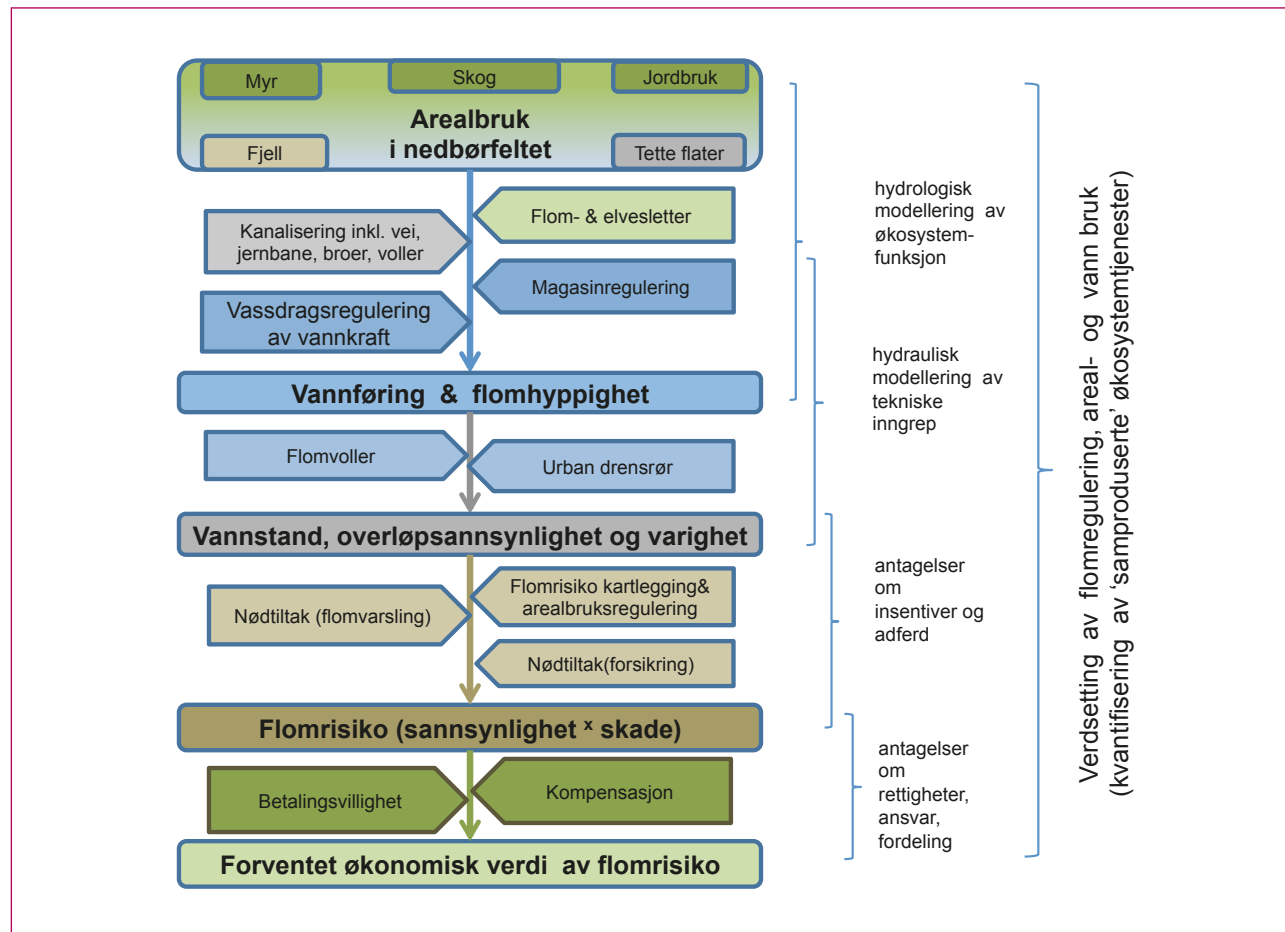
betinget av (1) måling og forståelsen av økosystemfunksjon, og (2) om/hvordan rettigheter til ØT er definert. Det er kjent fra økonomisk verdsettingslitteratur at informasjonskostnadene øker jo mer man er avhengig av biofysisk modellering av økosystemfunksjoner som har ulike romlig skala og oppløsning (Barton et al. 2012). Krav til verdsettingsstudier øker også, som nevnt, med høyere forvaltningsmessige krav til pålitelighet og nøyaktighet.

Bruker private og offentlige aktører i dag økonomisk verdsetting av miljøkostnader og samfunnsøkonomisk analyse (i vurdering av om vannkraftkonsesjoner skal tildeles, i kommunenes arealplanlegging, i planlegging av skogdrift, i beslutninger om flomvoller skal bygges, og private beslutninger om hvor man skal bygge)? Uten å ha gjort en utstrakt analyse våger vi oss likevel til å si «stort sett nei». Vi tror hovedgrunnene til dette skyldes (i) mangel på kunnskap om hvordan ulike aktiviteter i vassdraget, gjennom påvirkninger av økosystemene, faktisk slår ut på omfanget av flomskader, (ii) liten praksis i Norge for bruk av nytte-kostnadsvurdering av naturskaderisiko, (iii) naturskadeforsikring som svekker aktørenes behov for å forutsi mulige flomskader ved lokaliseringsbeslutninger, og bare i fjerde rekke (iv) usikkerhet i økonomiske verdsettingsmetoder.

Er det nye lover og forskrifter som vil endre på dette i nær fremtid? Det nærmeste man kommer vurdering av nytten av bedre økologisk tilstand, av ØT, i vannforekomster er den norske Vannforskriften (2006) som krever en vurdering av om det er «umulig eller uforholdsmessig kostnadskrevende å nå målene..» for god økologisk status. Vannforskriften åpner altså for nytte-kostnadsvurdering av tiltak i vassdrag. Norges vassdrags- og energidirektorats (NVE) «Retningslinjer for arealbruk og sikring i flomutsatte områderbruker» (1999) foreslår nytte-kostnadsvurdering i dimensjonering av flomsikringstiltak. NVE har tidligere vurdert multi-kriterianalyse av miljøeffekter som ikke kan verdsettes økonomisk (Barton og Dervo 2009). Norges Naturmangfoldlov av 2009 viser ikke til ØT (Ot.prp. nr. 52 (2008–2009)). Trolig var dette for å unngå at økonomiske verdier av natur fikk en dominerende plass som verneprinsipp (Barton m.fl. 2011). Nye 'Retningslinjer for revisjon av konsesjonsvilkår for vassdragsreguleringer' (OED 2012) nevner heller ikke ØT med ett ord, men understreker «at eventuelle pålegg må vurderes nøye med hensyn til kostnad og nytte av tiltaket».

En annen faktor som reduserer aktørers interesse for å vurdere ØT flomdemping økonomisk er forsikring mot

Figur 2. Økonomisk verdsetting av flomdempingstjenester fra økosystemer i nedbørfelt krever modellverktøy som beskriver «samproduksjonen» som skjer ved arealforvaltning, tekniske inngrep, avbøtende- og risikoadferd.



naturskader. I dag er naturskadepremie lovpålagt og lik over hele landet. En bivirkning av dette (distriktpolitiske?) virkemidlet er at forsikringspremien ikke reflekterer den reelle risikoen ved å bygge i utsatte flomsone. Kommuner og privatpersoner har derfor svakere økonomisk insentiv for å regne på eller redusere sin økonomiske risiko ved flom, selv om det finnes flomsone-kart utarbeidet for store deler av flomutsatte områder i landet.

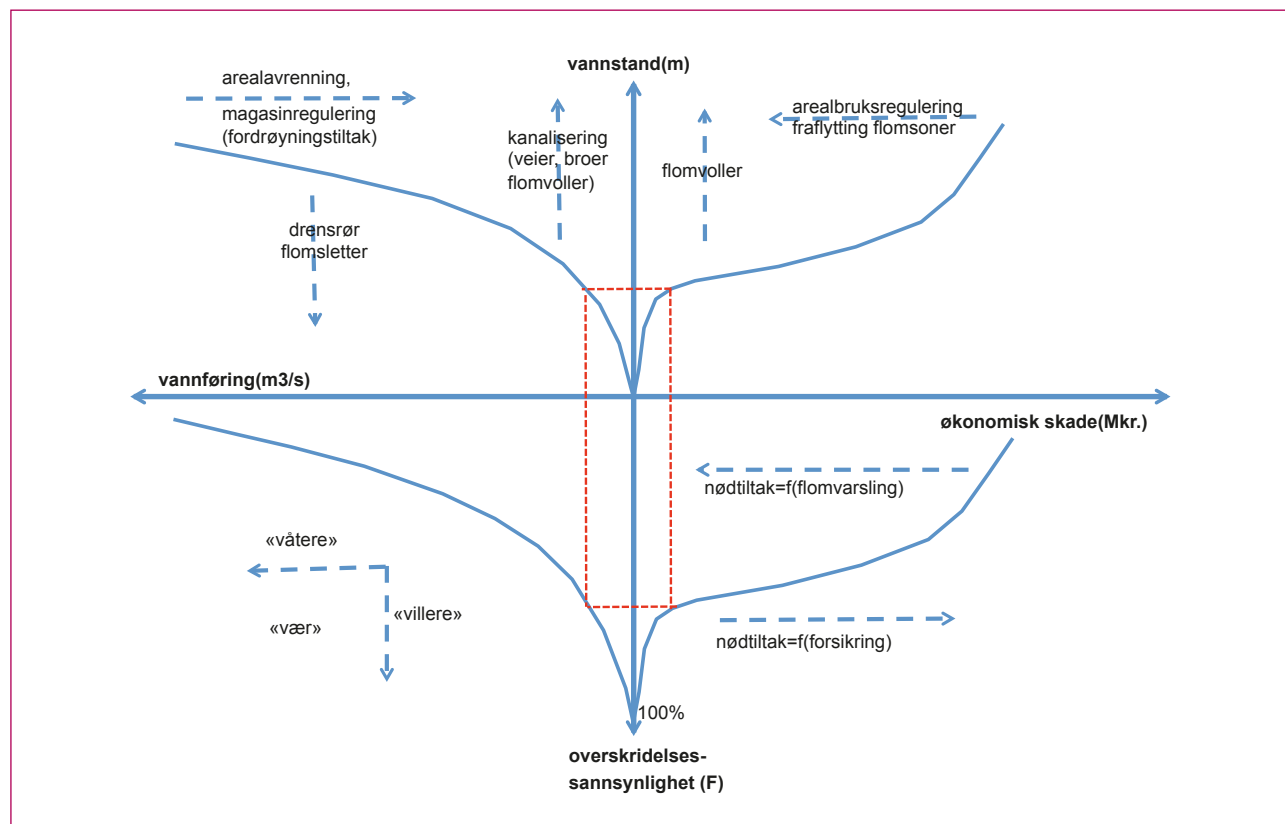
ØKOSYSTEMTJENESTER FRA NEDBØRFELT – «VERDSETTINGENS HYDRA»?

Herakles forteller om Hydra, et sjøhyre med ni hoder, hvorav ett var udødelig. Hugget man av et hode, var blodet giftig og det vokste straks tilbake to. Verdsetting av ØT fra nedbørfelt kan tidvis by på et slikt dilemma. Flere hydrologiske prosesser og menneskelige inngrep er koblet, og må bestemmes gjensidig i modellering av økosystemfunksjon.

Figur 2 er en prinsippsskisse av menneskelige inngrep og adferd som kan spille inn i økonomisk verdsetting av flomdempingstjenester. Eventuelle flomdempingstjenester er en «samproduksjon» av oppstrøms arealforvaltning, tekniske inngrep og regulering av vassdraget, og av nedstrøms planlegging og menneskelig tilpasning på flomutsatte arealer. Figur 2 antyder at hovedutfordringen ved verdsetting ligger i kvantifisering av økosystemfunksjon, der prising av flomrisiko bare er siste ledd i en lang kjede av overlappende modeller og antagelser om rettigheter, inngrep og adferd.

Mye av kritikken av verdsetting av ØT har vektlagt påliteligheten av ulike verdsettingsmetoder – altså det siste leddet i konsekvenskjeden. Vi mener at en mer kompleks praktisk utfordring ligger i den modelleringen av økosystemfunksjon som er nødvendig for å relatere tiltaksomfang oppstrøms til flomrisiko nedstrøms for bestemte aktører

Figur 3. Konseptuelle sammenhenger mellom (overskridelses)sannsynlighet for vannføring, vannstand, og økonomisk flomskade (tilpasset fra Sælthun m.fl. 2000). Hypoteser om hvordan funksjonsformene påvirkes av menneskelige inngrep, avbøtingstiltak og risikoadferd er antydnet med stiplede piler. For eksempel, flomvarsling gjør et nødtiltak som midlertidig flomvoller mer effektivt, som igjen reduserer forventet økonomisk skade ved en gitt overskridelses-sannsynlighet. Flomforsikring gjør det mindre sannsynlig at nødtiltak gjennomføres og øker forventet økonomisk skade.



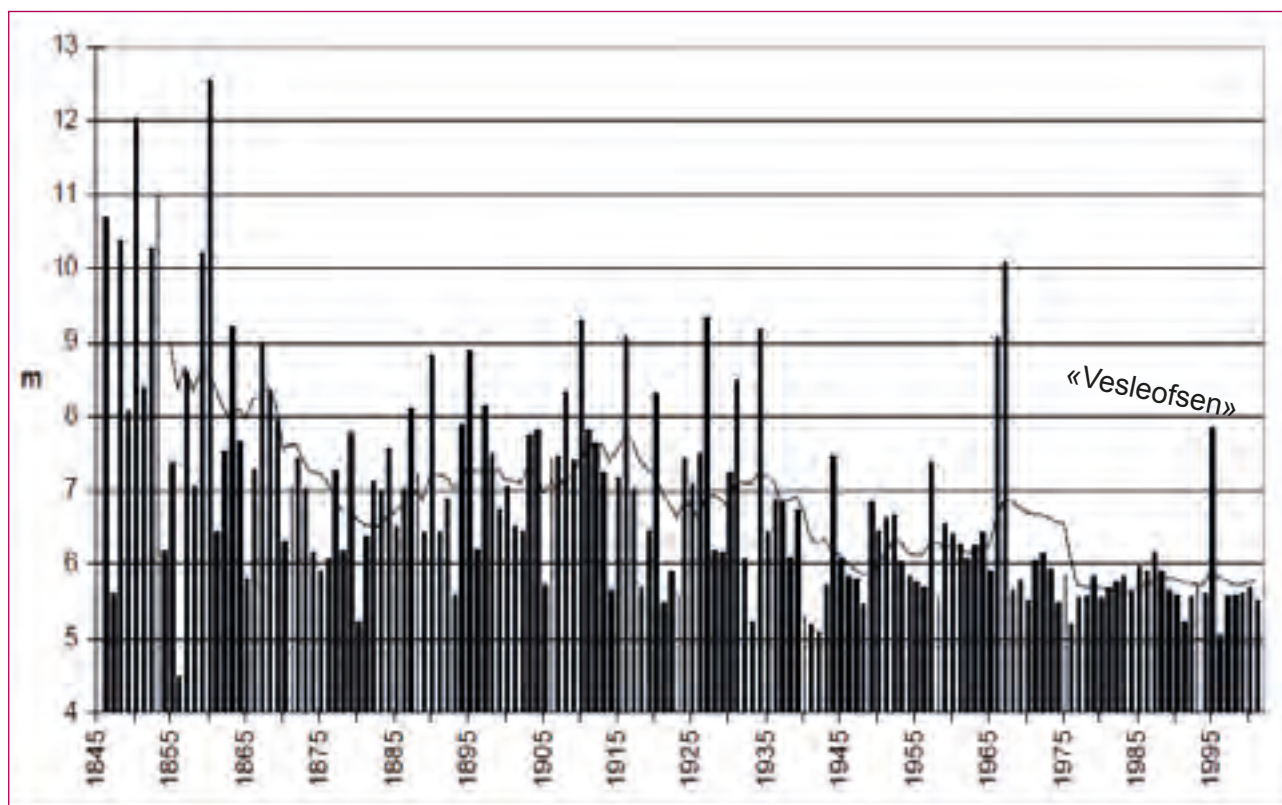
og lokaliteter. Sammenhengene mellom sannsynlighet for vannføring, vannstand, og økonomisk flomskade påvirkes av ulike menneskelige inngrep, avbøtingstiltak og risikoadferd. Fordi flomrisiko er samprodusert i samspillet mellom variasjon i været, hydrologisk «respons» fra ulike arealtyper, og menneskelig respons gjennom vassdragsregulering og risiko-avbøtende atferd, er kvantifisering av økosystemfunksjon en kompleks dynamisk oppgave.⁶ For eksempel vil et avbøtende tiltak for flomrisiko på flomsletter gjennom etablering av flomvoller, samtidig bidra til kanalisering som øker vannføring og vannstand nedstrøms; magasinregulering, flomvoller og flomforsikring er alle substitutter for avvergende adferd nedstrøms på lang og kort sikt (Figur 3). Noen av sammenhengene kan modelleres hydrologisk og hydraulisk, andre med atferdsstudier,

men de blir til sammen mer komplekse jo større nedbørfeltet og den menneskelig påvirkningen er.

Dersom vi fortsetter med metaforen om den greske helten Verdssetting og Hydra som mangehodet metode-uhyre, representerer fordelingseffekter Hydras ene udødelige hode. Vi argumenterte ovenfor at det ligger velferdsmessige fordelingseffekter av flom-dempingstiltak oppstrøms versus nedstrøms både i (1) tolkning av rettigheter til «flomdempingsgodet» og (2) den romlige fordelingen av tiltakskostnader og endring i flomrisiko. Her legger vi til at verdsetting av flomrisiko i en samfunnsøkonomisk analyse gjør antagelser om (3) hvor viktig flomrisiko er på marginen for det utsatte individet, og (4) hvor viktig en endring i nytte av redusert flomrisiko for det enkelte individet er for samlet velferd. Interessekonfliktene i et vassdrag viser at det er politikk som bør avgjøre hvordan eventuelle tiltakskostnader oppstrøms til slutt veies mot betalingsvillighet

⁶ Økonomer vil kalle det et «endogen» modelleringsproblem.

Figur 4. Flomvannstander i meter i Øyeren ved Mørkfoss, 1846–2001. Flommen «Vesleofsen» i 1995 er unntak som bekrefter reglen om stadig større regulering av vassdraget i et historisk perspektiv.



Kilde: Tilpasset fra Petterson (2002).

for mer (eller kompensasjon for mindre) flomdemping nedstrøms.⁷ Fordelingseffekter i offentlige prosjekter er i utgangspunktet komplekse og taler for at samfunnsøkonomisk analyse bare kan være et beslutningsgrunnlag for interessenter med ulike syn på fordeling (Nyborg, 2012). Bruk av begrepet «ØT» ved vurdering av offentlige naturgoder minner oss på at det også ligger en naturfaglig kompleksitet i fordelingseffekter. Den greske helten – Verdsetting – har ikke annet å gjøre enn å finne Hydra, telle og identifisere de ulike hodene og la de krangleverne gudene avgjøre sjøhyrets skjebne.

HVA SLAGS TILTAK OG AREALBRUK HAR BETYDNING FOR AVRENNING?

Det er sjelden man har en systematisk evaluering av alle faktorer som påvirker avrenning i et stort nedbørfelt samtidig. Ikke tilfeldig, har vi en slik studie fra Glomma og

Lågen. I kjølvannet av en 100–200-års flom, «Vesleofsen», i Glomma-Lågen i 1995 satte NVE i gang forskningsprogrammet HYDRA. Vesleofsen var som navnet tilsier på langt nær den største flommen i Glomma-Lågens historie (Petterson 2002). Men den kom overraskende i et historisk stadig mer regulert vassdrag (Figur 4). Studiene under dette programmet viser hvor utfordrende det kan være å kvantifisere ØT, selv i nedbørfelt vi har studert og regulert i mer enn 100 år.

HYDRA vurderte hvilke effekter ulike typer av tiltak i ulike «naturtyper» har på omfanget av flom. Prosjektet vurderte hvordan flomforløpet i Vesleofsen ble påvirket av flomforbygninger på elvesletter, skog- og landbruksdrift, og urbane områder på flomforløpet til Vesleofsen. Man brukte hydrologiske modeller til å vurdere effekten av arealbruk i 1995 opp mot arealbruk rundt 1900. Jordbruksarealene i Glomma-Lågen er så små at endringene i forrige århundre ble vurdert til ubetydelige i forhold til forløpet av Vesleofsen. Flomforbygninger på elvesletter hadde små effekter på vannstands nivået, men førte lenger nedstrøms

⁷ Arrows (1963) umulighetsteorem gir oss et teoretisk argument om at samfunnsøkonomisk analyse ikke kan finne en entydig rangering av tiltaksalternativer.

til en forsinkelse i flomtoppen på opptil noen timer (Berg et al. 1999).

Glomma-Lågens nedbørfelt er om lag 37 % skog (forøvrig varierer arealanslag på dette økosystemet avhengig av hva som defineres som skog). Skogarealet har endret seg lite siden 1920, selv om skogvolumet per hektar hadde steget med om lag 75 % frem til 2000. For delnedbørfelt større enn 1000 km² kunne man ikke se noen flomeffekt av endret skogpraksis siden 1920. Hvis man derimot så på nedbørfelt på mindre enn 10 km² og samtidig antok 100 % flatehogst kunne avrenningen øke med mer enn halvparten (Rinde og andre 2000). Samme forhold gjelder imidlertid ikke for større nedbørfelt. Omfattende studier av arealendringer og hydrologisk modellering i Hydra og i internasjonal litteratur konkluderer på samme måte (Kiersch 2000, Calder 2005, Ennaanay m.fl. 2011):

- Arealbruksendringer kan ha større merkbare effekter lokalt i små nedbørfelt – nedbør og flomtopper jevnes ut i store nedbørfelt.
- Vegetasjon som skog har en synlig effekt på små og mellomstore flommer (10-årsflommer), men ingen merkbart 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 merkbart effekt. I Øyeren så man for eksempel flomnivået sank med 2,5 meter takket være flomsikringstiltak.

Flomdemping som ØT er altså ikke lett å generalisere som «verdien av natur uten inngrep». Inngrepenes utforming i tid og rom er avgjørende for størrelsen på flomskader og må dermed «trekkes fra» i analysen. Det blir også alltid et spørsmål om hva som er referansetilstanden? Er det norsk natur i 1900, i dag, før siste istid? Man kan se på nedbørfelt uten vannkraftreguleringer for å «trekke fra» menneskets nærvær. Nyere studier på tvers av uregulerte vassdrag i hele Norge har påvist noe effekt av skog og myr på lavvannsføring enten sommerstid eller vinterstid, og avhengig av hvilken landsdel man ser på (Engeland og Hisdal 2009). Videre er andelen isbre av totalarealet i nedbørfeltet viktig for lavvannsføring. Men er isbreer et økosystem?

For flomtopper har prosentarealet med innsjøer og hvor bratt elvene renner vist seg å være de viktigste faktorene (Skaugen og Væringstad 2005). Innsjøer betraktes som økosystem i TEEB, men det gjelder som biologisk rensebasseng, ikke som vannmagasin.

Det finnes ingen studier som fokuserer på den økonomiske verdien av skog og våtmarker for flomdemping eller vannforsyning i Norge. Her er det mye fjell, snø og is og «lite biologi» i forhold til i tropene. Imidlertid er snø viktig også for skog – studier i Sverige har vist at barskog om vinteren fører til høyere «sublimasjon» – fordampning – enn annen arealbruk (Lundberg og Koivusalo 2003). Dette fører igjen til mindre smelteflom om våren.

Det er utfordrende å trekke grenser mellom menneskelige inngrep og endringer forårsaket av natur alene, så vel som mellom deler av ulike naturtyper. I alle tilfelle må det detaljerte lokale arealbetraktninger til og skala på analysen kan avgjøre om man ser en effekt eller ikke. Lokale effekter av arealbruk kan være store, men forsvinner i store nedbørfelt og under store flommer. En del definisjoner av økosystemer vil også trekke opp mer eller mindre kunstige grenser mellom et «naturlig økosystem» og tekniske tiltak. For eksempel kan uregulerte innsjøer i øvre del av nedbørfeltet være naturlige økosystemer med betydelig flomdempende effekt, men når de har kunstige utløp og tappes i nedre del av nedbørfeltet har de fortsatt flomdempende effekt, men er ikke strengt naturlige.

HVILKE TJENESTER HAR VERDI, HVA SLAGS VERDIER OG FOR HVEM?

Økosystemtjenester kaster et nytt lys over det kjente begrepet fra norsk vannforvaltning – «brukerinteresser»⁸. ØT er definert av våre interesser. Hvis vi er opptatt av naturvern vil problemstillingen være at vi ønsker å vite hvilke menneskelige inngrep i naturen som reduserer naturlige flomdempingsprosesser og øker flomrisiko. Hvis vi representerer en næringsinteresse som vannkraft vil det kunne være å vise hvordan regulering av vannmagasiner kan bidra med flomdemping og «hjelp» naturen. Hvis vi representerer skogeiere kan det være å vise hvordan skogdrift som reduserer drenering, avrenning fra skogsveier og flatehogst kan være flomdempende. Arealbruk som jevner ut avrenning kan gjøre nytte for mennesket på andre måter – bidra med andre ØT – for eksempel gi mer stabil lavvannsføring om sommeren som elvekraftverk og fiskere kan nyte godt av.

⁸ <http://www.vannportalen.no>

Eller arealbruk kan ha motsatt effekt. Om man har en ØT eller en «kostnad» påført av andre, avhenger av arealbruken eller inngrepet oppstrøms, hvem som bruker eller bor nær vassdraget nedstrøms og, som nevnt ovenfor, av hvem som med legitimitet kan gjøre krav på rettighetene til dagens situasjon. Noen har interesse av lav vannføring, og andre av høy vannføring, på bestemte deler av året. Flom er et fast definert statistisk hydrologisk begrep. Opplevelsen av høy vannstand som skadelig er likevel ikke entydig. Høy vannføring er noe mange organismer tidvis er avhengig av, og som noen brukerinteresser har tilpasset seg til. I Øyeren har, for eksempel, vannkraftprodusenten en fordel av å utnytte tapping om våren; vadefugl og bønder liker også lavvann i april-mai. Bønder liker å ha tilgang til åkeren for å drive jordarbeiding. Fisk og båtfolket liker høyvann. Man må ta høyde for at samme type naturlige økosystemer yter tjenester til noen og «økosystem-ulempen»⁹ til andre. For eksempel er elvesletter et naturlig habitat for nasjonale rødlistearter samtidig som de kan gi opphav til lokale myggplager og utgjøre en lokal flomtrussel (Barton og Dervo 2009). ØT av arealbruk oppstrøms gagnar ulike interesser, på ulike steder, til ulik tid.

HVORDAN KAN TJENESTEN FLOMDEMPING VERDSETTES ØKONOMISK?

Siden 60-tallet har økonomer utviklet en verktøykasse med metoder for å verdsette ØT (på den tiden het de «eksterne virkninger» på miljø, miljøkvalitet, miljø- eller naturgoder etc.). Et sett med metoder beregner verdien av miljøkvalitet indirekte gjennom å se «spor» av miljø i markedsprisene til varer, tjenester og investeringer, som «avslørt» gjennom folks atferd. For eksempel, kjøper vi kanskje dyrere villaks fordi den kommer fra et naturlig vannmiljø; vi kan bruke mer reisetid og utgifter på å komme til en innsjø med god vannkvalitet; tomtepriser kan variere med flomrisiko osv. Vi avslører indirekte våre preferanser for miljøegenskaper i de tingene vi kjøper og det vi gjør (derav «verdssettingsmetoder for avslørte preferanser»). Produktivitet av varer kan også avhenge av tilfanget og kvalitet på naturens goder som brukes i produksjonsprosesser, og det kan også verdsettes – mindre vannføring med mer sedimenter kan bety både lavere vannkraftproduksjon og lavere produktivitet i GWh/m³. Dette kalles produksjonsfunksjonsmetoder. Flomskader kan også verdsettes økonomisk, og i prinsippet spores tilbake med hydrologiske modeller til ulike inngrep (eller mangel på sådanne) i vassdraget. Dette kalles skadefunksjonsmetoder. Dersom økonomer ikke har

noen informasjon fra atferd de kan observere, fra produktivitetssendringer eller naturskader, kan de også spørre folk direkte hva de er villige til å betale for å få mer av en ØT. For eksempel kan man spørre husstander hva de villige til å betale en vassdragsmyndighet for arealplanlegging som unngår fremtidige økninger i flomrisiko. Her «uttrykker» husstander sine preferanser gjennom en spørreundersøkelse. Dette kalles metoder for «uttrykkede preferanser».

I Øyeren-eksemplet vi nevnte tidligere kan man verdsette ØT «høy vannstand for fisk og båtfolk» indirekte ved å se på eventuelle tapte vannkraftinntekter ved tapt produksjon. Her anslo en studie at denne alternativkostnaden til minst 7.5 millioner kroner per år for perioden april-mai der man hadde vannstand på 4,8 meter eller mer (Barton et al. 2010). Denne tilnærmingen gir imidlertid bare et anslag på hva verdien av friluftsliv minst må være (såkalt implisitt verdsetting) for at det er fornuftig å prioritere denne framfor vannkraftproduksjon, ikke hva verdien faktisk er for de som driver fritidsaktiviteter der. En annen tilnærming er å bruke flomskadekostnader på bygg og infrastruktur, den såkalte skadefunksjonsmetoden. Med faktiske tall fra naturskadefondet anslo Sælthun og kolleger (2000) skadekostnadene i Åsnes og Grue kommuner med og uten flomvoller for mange ulike flommer med ulik forventet gjentakelsesintervall. De summerte opp produktet av skaden for alle de ulike flommene og deres sannsynligheter til en samlet, forventet skadekostnad. Forventet flomskade uten flomvern kom på om lag 50 millioner kroner/år. Med flomvoller ble forventet skade på om lag 5 millioner kroner/år. Altså en samfunnsøkonomisk verdi av flomvern på om lag 45 millioner per år for kommunene, som ville gjøre et slikt tiltak samfunnsøkonomisk lønnsomt hvis kostnaden ved å bygge flomvernet er lavere enn dette.

I den grad vi kan spore reduksjoner i flomskader til «mer naturlig arealbruk» som reduserer flomavrenning i nedbørfeltet, kan vi si at denne unngåtte skadekostnaden er verdien av ØT flomdemping. I forrige avsnitt så vi at det bare for noen typer nedbørfelt og på visse tider av året har vært mulig å påvise slike sammenhenger i Norge. En videre utfordring for verdsetting er hvordan folk reagerer i flomutsatte områder. Ved Kirkenær i Grue kommune kunne man forvente en skadekostnad på 900 millioner kroner ved den vannstanden som man fikk under Vesleofsen i 1995. Faktisk skadekostnad kom på 140 millioner kroner, fordi man bygde midlertidige flomvoller på toppen av de eksisterende som et nødtiltak (Sælthun m.fl. 2000). Man må ta høyde for tilpasning og avbøtende tiltak som folk i flomområdet foretar selv og som reduserer skadeomfanget.

⁹ «Ecosystem disservices» på engelsk

Flomberedskap skal redusere skadekostnader. Med andre ord kan verdsetting av ØT ved hjelp av statistisk beregnede skadekostnader overvurdere verdien om den ikke tar høyde for avbøtende atferd. Den riktige samfunnsøkonomiske verdien av flomreduserende tiltak i nedbørfeltet – deriblant ØT – er netto unngåtte flomskader pluss kostnadene ved flomberedskap og nødtiltak.

HVA SLAGS DATA MÅ VI HA FOR Å VURDERE FLOMDAMPINGSTJENESTER FRA NEDBØRFELT?

NVE har laget flomsonekart for hele Glomma og Lågen for flommer med gjentaksintervaller opp til 500 år. HYDRA-prosjektet utarbeidet også skadefunksjoner for bygninger, veier og jernbane, flomverk og jordbruksarealer. De fant at det vil være størst usikkerhet ved å bruke skadefunksjoner til å forutsi verdien av tapte jordbruksarealer på grunn av variasjon i hvor de ligger og når de dyrkes. Vi forventer at flomvarsler og flomforsikring har motstridende effekter på flomberedskap avbøtende nødtiltak. Skadekostnader må også justeres for effekten av mer langsiktig flomberedskap og arealplanlegging basert på flomsonerisiko. Dette må i neste omgang kobles til en hydrologisk modell som kan vurdere ulike arealbruks-scenarier med og uten naturskjøtsels-tiltak, tekniske inngrep og ulike scenarier for magasinregulering med flomdemping.

VERDSETTING AV ØKOSYSTEMTJENESTER OG VANNFORSKRIFTEN – FRA EN 'GOD HISTORIE' TIL POLITIKK?

Hvilken rolle vil begrepet og verdsetting av økosystemtjenester som flomdemping kunne spille i norsk vassdragsforvaltning? Norsk vannforvaltning er godt i gang med en tilpasning til EUs Vannrammedirektiv gjennom vår egen Vannforskrift. Den har som mål at en rekke vannforekomster i prøvenedbørfelt skal nå god økologisk status (uregulert) eller godt økologisk potensiale (regulerte) innen 2015, og siden over hele landet i 2027. Unntak skal kunne gis om kostnadene ved tiltak er uforholdsmessig store i forhold til samfunnsnyten. Det må jobbes videre med hva «uforholdsmessig» betyr, men beskrivelsen av ulike typer økosystemtjenester kan være en måte å klarere definere samfunnsnyten av en forbedring i økologisk status for ulike samfunnsinteresser. Der Vannforskriften flytter fokus mot økologisk status – uavhengig av bruk – kan økosystemtjeneste-begrepet komme til å flytte fokuset tilbake til «brukerinteresser» i norsk vannforvaltningspraksis.

Økosystemtjenestebegrepet mobiliserer spørsmål om nytte av naturen for mennesker, og avveininger på tvers av mange interesser i samfunnet. Imidlertid kan økonomiske verdsettings-estimer både opplyse og tåkelegge. Verdien av økosystemtjenester av typen, «innlands våtmarker er verdsett til mellom X og Y kr./hektar», er ikke uvanlig i faglitteraturen. Dette er et nettobegrep uten identitet; en generisk gjennomsnittsverdi uten stedstilhørighet. 'God økologisk status' er på sin side stedbundet til en vannforekomst og dets biologiske mangfold. En vurdering av økosystemtjenester av å oppnå god økologisk status i en vannforekomst er avhengig av om analysen ser på verdier for en bestemt innsjø eller elv, for alle i et helt nedbørfelt, eller på tvers av nedbørfelt (Finstad m.fl. 2009). Gjør man samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsvurdering av miljømålet på tvers av nedbørfelt åpner man også opp for tanken om at tap av ØT i et nedbørfelt kan kompenseres ved restaurering i et annet. Dette kalles også for biomangfolds-kompenserende tiltak eller «biodiversity offsetting» (EFTEC 2010). Gjennomsnittsverdier på tvers av mange vannforekomster gir liten informasjon om slike stedsbundne avveininger.

Verdsetting av ØT kan bli satt på prøve av Vannforskriften – kan økonomer gå fra å fortelle en «god historie» om nedbørfeltets store naturverdier, til å vurdere konkrete stedspecifikke forslag om tiltak? Vannforskriften utpeker god økologisk status som et *miljømål*, og åpner for at Vannregionmyndigheter skal vurdere nytte og kostnader av handlingsplaner i nedbørfelt; flomsikringstiltak skal også nytte-kostnadsvurderes av NVE. Her kan ØT utfylle det kjente begrepet *brukerinteresser* i å forklare når, hvor og for hvem miljømålet blir et *samfunnsgode* eller en *–kostnad*. Økonomisk beregning av regulerende ØT som flomdemping er likevel forbundet med stor kompleksitet og usikkerhet. Hvor stor kan usikkerheten i økonomisk verdsetting av ØT være før man frafaller nytte-vurderinger og eventuelt faller tilbake på kostnadseffektivitets- og føre-var prinsippet? Hvilken plass vil vi gi Verdsetting i fortellingen om Hydra?

REFERANSER

- Arrow, K. (1963) *Social choice and individual values*. Second edition, John Wiley and Sons.
- Barton, D.N., H. Lindhjem, K. Magnussen, S. Holen (2012). Valuation of Ecosystem Services from Nordic Watersheds – From awareness-raising to policy support? (VALUESHED). TemaNord 2012:506. <http://www.norden.org/sv/publikationer/publikationer/2012–506>.

- Barton, D.N., Berge, D., Janssen, R. (2010). Pressure-impact multi-criteria environmental flow analysis: application in the Øyeren delta, Glomma River Basin, Norway. IWA Publishing, London UK.
- Barton, D.N., Dervo, B., (2009). Nytte-kostnadsanalyse av flomvern. En metodevurdering med eksempel fra Skarvvollene. NINA Rapport 464.
- Barton, D.N., Saloranta, T., Moe, S.J., Eggestad, H.O., Kuikka, S., (2008). *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, 91–104.
- Berg, H., Engen, I.K., Haddeland, I., Høydal, Ø., Traae, E., Skoglund, M., (1999). Effekter av flomsikringstiltak på flomforløpet. HYDRA-Rapport F05
- Calder, I.R., (2005). *Blue Revolution. Integrated Land and Water Resource Management* (2nd ed.). Earthscan, London, UK.
- Coase, Ronald. «The Problem of Social Cost» i *Journal of Law and Economics*, v. 3, n°1 s. 1–44, 1960
- Eftc, IEEP, IUCN, (2010). The use of market-based instruments for biodiversity protection –The case of habitat banking – Technical Report. London.
- Engeland, K., Hisdal, H., (2009). A Comparison of Low Flow Estimates in Ungauged Catchments Using Regional Regression and the HBV -Model. Water Resour Management 23, 2567–2586.
- Engeland, K., Hisdal, H., Orthe, N.K., Petersen-Øverleir, A., Voksø, A., (2008). Lavvannskart for Norge. NVE Rapport 5–2008.
- Finansdepartementet, (1997). Veileder i samfunnsøkonomiske analyser
- Finstad, A.G., Barton, D.N., Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Järnegren, J., Sandlund, O.T., (2007). Metodikk for å fastsette miljømål for sterkt modifiserte vannforekomster. Auravassdraget som eksempel.
- HYDRA, (2000). Flommen kommer...Sluttrapport fra HYDRA – et forskningsprogram om flom. NVE. In: Eikenæs, O., Njøs, A., Østdahl, T., Taugbøl, T. (Eds.).
- Kumar, P. (Ed), (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*. Earthscan, London.
- Lundberg, A., Koivusalo, H., (2003). Estimating winter evaporation in boreal forests with operational snow course data. *Hydrol. Process.* 17, 1479–1493.
- Morris, J., Camino, M., (2011). Economic Assessment of Freshwater, Wetland and Floodplain (FWF) Ecosystem Services. UK National Ecosystem Assessment Working Paper.
- NOU (2012) Samfunnsøkonomiske analyser. Norges offentlige utredninger 2012: 16.
- Nyborg, K. (2012). *The Ethics and Politics of Environmental Cost-Benefit Analysis*. Routledge.
- Pettersson, L.E.(2002). Flomberegning for Nedre Glomma. Flomsonekartprosjektet. 15–2002. NVE
- Rinde, T., Njøs, A., Grønlund, A., (2000). Virkningen av arealbruksendringer på avrenningsforhold. HYDRA Rapport N05.
- Skaugen, T., Væringstad, T., (2005). A methodology for regional flood frequency estimation based on scaling properties. *Hydrol. Process.* 19, 1481–1495.



ANDERS SKONHOFT
Institutt for Samfunnsøkonomi NTNU

Nytte og kostnader av rovdyr

Denne artikkelen søker på en enkel og prinsipiell måte å analysere konflikter knyttet til rovdyr. Vi ser på en situasjon hvor rovdyr, eksemplifisert ved ulven (*Canis lupus*), dreper byttedyr, eksemplifisert ved elg (*Alces alces*), noe som betyr at det blir mindre elg igjen til jakt. Kostnaden ved denne predasjon analyseres i to trinn. Først ser vi på kostnadene til grunneierne. Vi ser deretter på problemet fra et mer overordnet nivå hvor kostnadene ved elgpåkjørsel av bil og tog også trekkes inn. Vi gjør ikke noe forsøk på å bestemme den pengemessige eksistensverdien av ulven, isteden spør vi oss hvor stor denne verdien må være for akkurat å balansere jaktinntekt fratrukket skadekostnader.

1. INNLEDNING

I svært mange tilfeller bidrar ville dyr med nytte for menneskene og representerer verdier, men ikke sjelden representerer de også en kostnad. Et typisk eksempel, og som er viktig i mange fattige jordbruksland, er gnagere som ødelegger avlinger i jordbruket (Skonhoft m.fl., 2006). I andre tilfeller kan ville dyr både være verdifulle og skadevoldere på samme tid. For eksempel kan store planteetere, som elefanter og villsvin, trampe og beite ned jordbruksavlinger, samtidig som de er verdifulle for turisme og jakt (Schulz og Skonhoft, 1996; Zivin m.fl., 2000). Skader og tap kan også forekomme gjennom økologisk interaksjon. Noen marine arter er av denne typen, hvor for eksempel hval lever av, eller konkurrerer med, kommersielt verdifulle arter som torsk (Flaaten og Stollery, 1996). Dette kan også gjelde for terrestriske arter som bjørn, ulv og gaupe, som helt eller delvis lever av hjortedyr. I tillegg er ofte sau og rein byttedyr. Dette skaper konflikter. Graham m.fl. (2005) gir en oversikt, og hvor det skilles mellom konflikter knyttet til husdyrhold og predasjon knyttet til jaktbare arter.

I denne artikkelen skal vi se denne siste type konflikt på en forholdsvis enkel og prinsipiell måte, og vise hvordan bioøkonomisk teori kan belyse problemet. I bioøkonomisk teori integreres biologi/økologi og økonomi. I økologidelen beskrives veksten til en eller flere populasjoner av dyr, og består vanligvis av naturlig tilvekst fratrukket høsting. Økonomien omfatter typisk høstingsverdien, og for analyser av fiskerier er dette som oftest den eneste verdikomponent. For landbaserte arter er det som allerede nevnt ofte andre nytte- og kostnadsstrømmer inkludert. Det kan være skadekostnader knyttet til beitekonkurranse og predasjon, eller positive komponenter som turistverdi, diverse former for økosystemverdier og eksistensverdi (se for eksempel Millenium Ecosystem Assessment, 2005; og Freeman, 2003 for en gjennomgang av målemetoder for verdier som ikke lar seg avdekke i markedene). Økonomien og økologien integreres så ved å finne effekten av høsting og uttak på populasjonsveksten, og dermed hvordan de ulike nytte- og kostnadsstrømmer blir påvirket. Som oftest er det et eller annet optimaliseringskriterium som styrer høstingen.

Denne type modeller ble først utviklet for å analysere kommersielt fiske i begynnelsen av 1970-årene, men har senere fått en lang rekke andre anvendelser. Clark (1990) (første utgaven kom i 1976) er den klassiske referansen hvor optimal kontrollteori i stor grad nyttes.

I denne artikkelen skal vi anvende bioøkonomisk teori for å analysere nytte og kostnader ved rovdyr. Analysen er primært knyttet til norske forhold, men kan like gjerne passe for andre land, som Sverige, hvor de institusjonelle forhold er nokså like. Vi skal bruke ulven som eksempel, og vi ser på konflikten forbundet med ulvens predasjon på elg. Konflikten som analyseres er dermed tapte jaktmuligheter for grunneiere på den ene siden og verdien av ulven i form av eksistensverdi på den annen side. Denne konflikten bærer også i seg elementer av 'sentrum' mot 'periferi' fordi det hevdes at det er særlig det urbane Norge som tillegger ulven en positiv verdi mens folk på landsbygda ofte ser på ulven som en pest og plage (Skogen m. fl., 2012).

På midten av 1960-tallet, var gråulven (*Canis lupus*) sett på som funksjonelt utryddet i Skandinavia. Men i siste del av 1970-tallet ble den første bekreftede ynglingen på 14 år registrert. Siden denne første ynglingen i Nord-Sverige, har alle senere ynglinger funnet sted i sørlige områder i Norge og Sverige. Den rekoloniserte ulvepopulasjonen i Skandinavia omfatter i dag omlag 100–120 individer som lever i små familiegrupper, eller flokker, i den vest-sentrale delen av Sverige og langs grenseområdet mellom Norge og Sverige. Vinteren 2010–2011 ble det påvist total 33–35 ulver med helnorsk tilhold. I tillegg ble det også påvist rundt 25 stasjonære dyr med revir på begge sider av grensen mellom Norge og Sverige (Erstatningsutvalget, 2011). Selv om bestanden er liten, har rekoloniseringen gjennom flere år skapt konflikter. Et eksempel på en slik konflikt er predasjon på beitedyr som sau og tamrein. Det totale tapet har vært svært moderat, men noen bønder har blitt hardt rammet (Erstatningsutvalget, 2011). Predasjonen av hjortedyr er en annen konflikt, og hvor ulven viser spesielt sterk preferanse for elg (*Alces alces*) (Milner m.fl., 2005; Nilsen m.fl., 2005). Som en konsekvens av predasjonen blir det færre elger tilgjengelig for jakt. Problemet med elgepredasjon skjer også kun i noen få områder, men har skapt stor bekymring mange steder på landsbygda i Norge og Sverige. En viktig grunn er at elgen er den viktigste jaktbare arten i Skandinavia, og den store betydning denne jakta har mange steder.

I denne artikkelen skal vi analysere denne konflikten med elgepredasjon. Problemet studeres i to trinn. Først ser vi på

kostnadene til grunneierne. I følge jaktloven både i Norge og Sverige har grunneierne eiendomsretten til jaktverdien av elgen. Samtidig bærer de også beitekostnadene som elgen påfører egen skog. Beiteskadene skjer hovedsakelig på vinteren, når små furutrær er elgens viktigste matkilde (Solbraa, 1987; Wam og Hofstad, 2007). Det økonomiske tapet til grunneierne på grunn av ulvepredasjon består derfor av to komponenter; tapet av dyr potensielt tilgjengelige for jakt, minus reduserte skade på skogen på grunn av en mindre elgbestand. Vi ser deretter på problemet fra et mer overordnet plan, som inkluderer påkjørsel av elg med bil og tog. Årlig blir det drept omlag 1500 elg i trafikken, og kostnadene i form av skader på kjøretøy og personer er betydelig, og kan på årsbasis faktisk være høyere enn jaktutbyttet målt ved kjøttverdien (Storaas m.fl., 2001; Solstad, 2007; <http://hjortevilt.no/>). Vi gjør ikke noe forsøk på å bestemme den pengemessige eksistensverdien av ulven, noe som trolig er meningsløst (se for eksempel Funtowicz og Ravetz, 1994; men se Boman og Bostedt, 1999 som gjør et beregningsforsøk). Det vi isteden spør oss om, er hvor stor denne *in situ* verdien må være for at jakttapet ved predasjonen akkurat skal kunne balanseres hensyn tatt til kostnader ved beite- og trafikkskader og jaktinntekten. Vi kalkulerer med andre en slags minimumsverdi på ulven.

Vi starter i avsnitt 2 med å si noe om den økologiske interaksjonen mellom ulv og elg, og hvor dødelighet av elg som følge av trafikken også er inkludert. Vi ser på et avgrenset område med en elgpopulasjon og tilstedeværelse av ulv, og med veldefinerte grunneierrettigheter til elgjakten. Vi gjør ikke noe forsøk på å splitte opp elgbestanden i ulike kategorier av dyr som elgkalver, voksne hunner og voksne hanner. Hele tiden bruker vi derfor et biomasserammeverk, hvor en 'elg er en elg', og også hvor en 'ulv er en ulv'. Grunneier problemet formuleres i avsnitt 3. Vi antar at grunneieren ønsker å gjøre det 'best mulig', operasjonalisert ved maksimering av neddiskontert profit. Det sosiale planleggers problem stilles opp og løses i avsnitt 4. Avsnitt 5 spør vi oss om hvor stor verdien av ulven må være for å balansere jaktinntekter og skader, og vi gir en numerisk illustrasjon. Avsnitt 6 konkluderer.

2. INTERAKSJON ELG OG ULV

Mens den skandinaviske ulvepopulasjonen er liten og ujevnt fordelt, er tettheten av elg i Norge og Sverige høy, og langt høyere enn hva den var i begynnelsen av 1970-årene. Hovedårsaken er selektiv avskyting og gode beiteforhold som følge av endret hogstpraksis i skogbruket (Saether m.fl., 1992). I Norge har antall elg økt fra

anslagsvis 15 000 på 1970-tallet til dagens nivå på kanskje 125 000 individer. På samme tid det årlige jaktuttaket økt fra omtrent 6000 til 35–40 000 dyr (Statistisk Sentralbyrå, 2012). Det er her snakk om betydelige kjøttmengder, med en gjennomsnittlig slaktevekt på omtrent 190 kg per dyr for voksne hunner og 240 kg for voksne hanner.

Vi ser som nevnt på et avgrenset område med en elgpulasjon og tilstedeværelse av ulv. Vi antar at området er såpass stort at migrasjonen av elg ut og inn av området er neglisjerbar. I vårt biomasserammeverk hvor elgbestanden uttrykkes i antall dyr, deles den naturlige veksten inn i to; vekst i fravær av ulver minus dødelighet gjennom predasjon. I tillegg inngår høsting og trafikkdødelighet. Mens predasjon har en tendens til å øke med antall ulv (og antall ulveflokker), er det uklart hvordan predasjonen henger sammen med størrelsen på elgbestanden. Det er generelt akseptert at predasjon øker med elgbestanden ved lav tetthet, men det er mer uklart hvordan effekten er ved midtels og høy tetthet (Nilsen m.fl., 2005). I det etterfølgende bruker vi en generell funksjonsform, som kan inkludere en lavere marginal predasjonseffekt ved høyere tetthet. I de numeriske illustrasjonene (avsnitt 5) benytter vi derimot en lineær funksjonsform, som betyr at predasjonsraten (i prosent) er konstant.

I kontinuerlig tid og neglisjering av stokastiske variasjoner i miljøet og biologien, gir likningen

$$(1) \quad dX_t / dt = F(X_t) - G(W_t, X_t) - M(X_t) - h_t$$

veksten i elgbestanden. Her er $X_t > 0$ antall dyr år t og $F(X_t)$ er den tetthetsavhengige naturlige vekstfunksjonen ved fravær av ulv. Denne funksjonen antar vi er logistisk. Se Figur 1, og også avsnitt 5. $G(W_t, X_t)$ er predasjonsuttaket hvor W_t er størrelsen på ulvebestanden, og som øker i antall ulv $\partial G / \partial W_t = G_w > 0$, og er ikke-avtagende i antall elg, $G_x \geq 0$. $M(X_t)$ uttrykker dødelighet som følge av trafikkskader og hvor vi antar at en høyere bestand gir høyere dødelighet, $M(0) = 0$ og $\partial M / \partial X_t = M' > 0$. $h_t \geq 0$ er jaktuttaket.

Mens predasjonen bestemmes av antall ulv sammen med størrelsen på elgbestanden, kan det også finnes respons-effekter hvor størrelsen på elgbestanden påvirker veksten i ulvepopulasjonen. Men i områder med kolonisering av rovdyrpopulasjoner, eller strengt kontrollerte rovdyrpopulasjoner som i Skandinavia, vil forholdet mellom ulv og elg være mindre interaktivt. Dette betyr at ulven ikke responderer numerisk på variasjoner i elgbestanden (Nilsen m.fl., 2005). Enhver numerisk respons på ulvepopulasjonen er

derfor utelatt, og størrelsen på ulvepopulasjonen, eller predasjonspresset, antas bestemt utenfor modellen og ekso-gen i analysen. Dette betyr at vi ganske enkelt setter:

$$(2) \quad W_t = W.$$

3. NYTTE, KOSTNADER OG FORVALTNING GRUNNEIER

Det området vi ser på har en veldefinert grunneier. Eller hvis de er flere grunneiere antar vi at de samarbeider og opererer som om det var en. Grunneieren har som nevnt jaktrettighetene til elgen. Jakta kan dels være kommersiell, dels være ikke-kommersiell med jakttagelse fra grunneierne, familie, venner og bekjente. Vi tenker oss den siste formen her (men se Nævdal m.fl., 2012). Nyten av jakta består av selve jaktutbyttet, men også rekreasjon og sosialiseringaspektet er viktig. Rekreasjonsverdien er inkludert i Skonhoft m.fl. (2013), men tas ikke med i det etterfølgende. Her trekker vi kun inn jaktutbyttet, uttrykt ved kjøttverdien. Den årlige verdien av jakta er da gitt som ph_t , hvor p er kjøttverdien per dyr som antas konstant over tid, og uavhengig av avskyting og størrelse på bestanden.

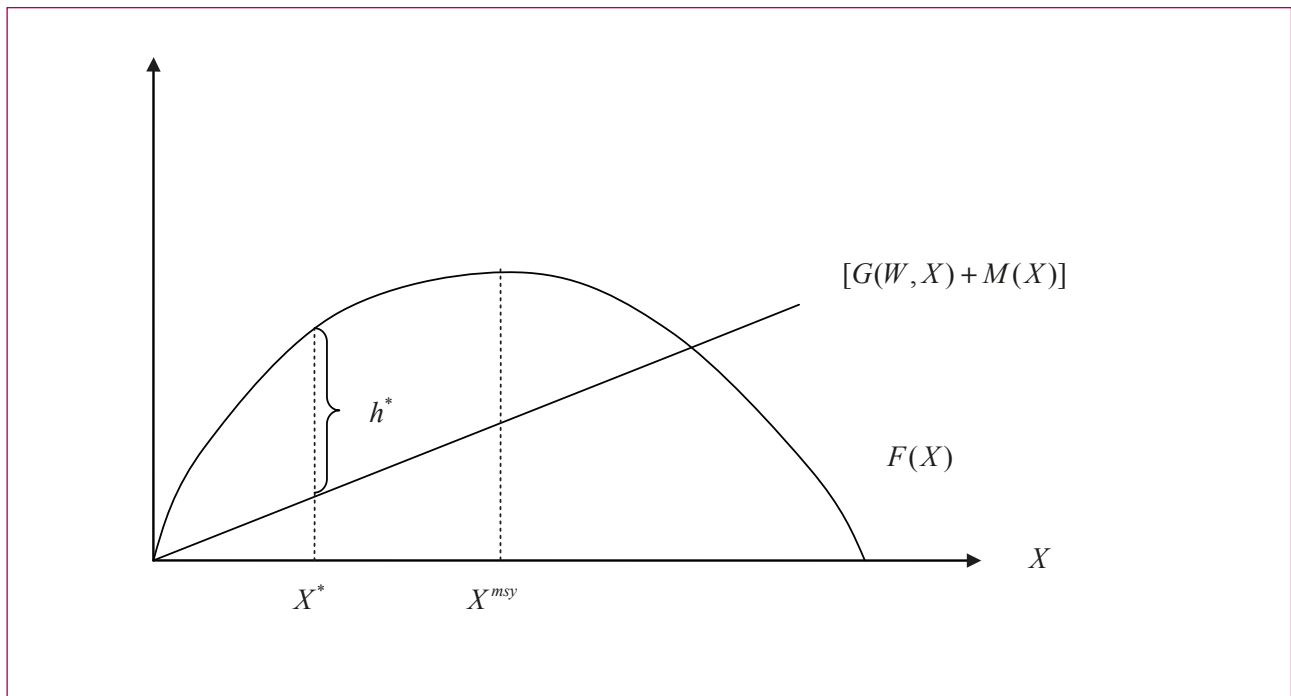
Skogskadene skjer hovedsakelig om vinteren og det er særlig mindre furutrær som er utsatt. Den økonomiske effekten av disse skadene varierer med kvaliteten på trærne og produktiviteten av skogen. Skadene kan skje umiddelbart, hvor skadde små furutrær kan erstattes direkte. Men ofte er det en tidsforsinkelse mellom oppstått skade og det økonomiske tap som følger av skadene (Solbraa, 1987). En enkel, men realistisk måte, å ta hensyn til skadekostnadene er å relatere tapet til størrelsen på elgpulasjonen, og hvor skadene øker med størrelsen på bestanden, $D_t = D(X_t)$ med $D(0) = 0$ og $D' > 0$. Når ikke andre nytte- og kostnadskomponenter inngår for grunneieren, er dermed den årlige nettonytten, eller profitten, definert ved:

$$(3) \quad \pi = ph_t - D(X_t).$$

Det økonomiske tapet til grunneieren som følge av predasjon er derfor profitten uten ulvepredasjon, minus profitten med predasjon. Tapet består da av to komponenter; en endring i jaktbar populasjon, og en endring i bestandsstørrelsen som gir skade på vegetasjonen.

I følge norsk viltlov bestemmer staten, via Direktoratet for Naturforvaltning, i samarbeid med de lokale viltneidene

Figur 1. Naturlig vekst $F(X)$, predasjonstap $G(W, X)$ og trafikkdødelighet $M(X)$. Likevektsbestand og høsting grunneierproblemet



og grunneierne, sammensetningen (kalver, åringer, voksne hunner og voksne hanner) og antall elg som skal avskytes i det enkelte forvaltningsområde. Men jaktverdien vil hele tiden tilfalle grunneierne (se over). Vanligvis er forvaltningsmålet formulert som et ønske om å maksimere kjøttverdien i biologisk likevekt (Sæther m.fl., 1992), hvor biologisk likevekt betyr at bestanden og sammensetningen av bestanden skal holdes uendret over tid. Skogskader trekkes også av og til inn, men som regel på en *ad hoc* måte. I praksis implementeres ofte jaktuttaket og bestandsmålet av grunneieren på en pragmatisk måte, som i de fleste tilfeller, om ikke alltid, reduseres til enkle mål som for størrelsen på likevektsbestanden og sammensetningen av den.

I det etterfølgende skal vi imidlertid anta at grunneieren er mer sofistikert og ser på elgbestanden som kapital, og hvor målet er å finne det jaktuttaket som maksimerer nåverdien av denne kapitalen. Men vi skal også se at det resultatet som følger denne målsettingen kan gis en enkel og intuitiv forståelse, og kan være nokså lik dagens praksis. Vi antar derfor at forvaltningsmålet formuleres som ønsket om

å maksimere $\int_{t=0}^{t=\infty} [ph_t - D(X_t)]e^{-\delta t}$ gitt den økologiske vekst-

ligningen (1) samt antall ulv (2) som bibetingelser, og gitt størrelsen på elgbestanden i utgangspunktet. $\delta \geq 0$ er diskonteringsrenten, som vi antar er fast. Ved å stille opp

Hamiltonfunksjonen finner vi førsteordensbetingelsene for dette problemet (se Appendikset). Det viser seg at langtidslikevekten, eller 'den gyldne vekstregel', er gitt ved:

$$(4) \quad F'(X^*) - \frac{D'(X^*)}{p} - G_X(W, X^*) - M'(X^*) = \delta,$$

hvor toppskrift '*' angir den optimale likevekten for grunneieren.

Denne betingelsen forteller at netto avkastningsrate av elgbestanden som kapital skal være lik den eksterne avkastningen gitt ved renten δ . Omformerer vi denne betingelsen litt, ser vi at den gyldne vekstregel også sier at netto grensenytte av elgpopulasjonen 'i skogen', $[p(F' - G_X - M') - D']$, skal svare til grenseavkastningen av jaktverdien 'i banken', $p\delta$. I følge betingelse (4), skal den optimale bestandsstørrelsen alltid være lavere enn det maksimalt bærekraftige bestandsnivået gitt av $F'(X) = 0$, slik at $X^* < X^{msy}$ ('maximum sustainable yield'). Se også Figur 1. Høstingen i likevekten følger videre som $h^* = F(X^*) - [G(W, X^*) + M(X^*)]$.

Høyere diskonteringsrente, økt marginal skogskade skade eller økt predasjon betyr at det er lønnsomt for grunneieren å holde en lavere bestand av elg. Dette samme gjelder også ved høyere marginal trafikkdødelighet. Høstingen i likevekt vil da også bli lavere. Høyere høstingspris virker i motsatt retning, og effekten er dermed forskjellig fra

priseffekten i en fiskerimodell. Profitten i likevekten er $\pi^* = ph^* - D(X^*)$. Ved differensiering og bruk av omhyllingsteoremet, finner vi at også at profitten reduseres med en høyere bestand av ulv. Fordi både høstingsinntekten og skogskaden reduseres, betyr det høstingsinntekten alltid vil reduseres mer enn skogskaden. Når diskonteringsraten er lik null, $\delta = 0$, kan det vises at løsningen (4) svarer til problemet maksimering av løpende profitt (3) for en konstant størrelse på elgbestanden (biologisk likevekt) (se Appendikset). Altså kanskje ikke så ulikt det forvaltningsmålet som nyttes i den praktiske forvaltning.

4. DEN SOSIALE PLANLEGGERLØSNINGEN

Til nå har vi sett på grunneierproblemet hvor størrelsen på elgbestanden og avskytingen har blitt bestemt for et gitt predasjonspress fra ulven. Dette kan derfor sies å representere en institusjonell situasjon hvor grunneieren har eiendomsretten (jaktrettigheten) til elgen, men er utsatt for en negativ eksternalitet med ulven som et felles gode. For bedre å kunne fastsette verdien av denne eksternaliteten må flere nytte og kostnadskomponenter trekkes inn. Den viktigste av disse er skadekostnadene som følger påkjørsel av elg på vei og jernbane. Disse kostnadene kan være betydelige (se innledningen), men er eksterne når elgen forvaltes av grunneieren. Vi ser derfor nå på en mer helhetlig forvaltning hvor trafikkkostnadene inkluderes, og denne helhetlige forvaltningen kaller vi den sosiale planleggerløsningen. En kunne tenkt seg at også andre kostnads- og nyttekomponenter, som for eksempel elgens eksistensverdi, burde trekkes inn i den sosiale planleggerløsningen. Men fordi tettheten av elg i Norge er svært høy, er denne verdien på marginen trolig nokså beskjeden og er derfor utelatt.

En enkel, men realistisk, måte å ta hensyn til trafikkkostnadene er, som for vegetasjonsskadene, å relatere dem til tettheten av elgbestanden (Gundersen, 2003; Solstad, 2007). Denne kostnadsfunksjonen formuleres derfor som:

$$(5) Q_t = Q(X_t),$$

med $Q(0) = 0$ og $Q' > 0$. Når ikke flere kostnads- og nyttekomponenter trekkes inn, er derfor den årlige sosiale nytten av elgpopulasjonen definert ved $S_t = [ph_t - D(X_t) - Q(X_t)]$. Problemet for den sosiale planlegger er nå å finne en avskyting og bestandsstørrelse som maksimerer

det sosiale overskuddet $\int_{t=0}^{t=\infty} [ph_t - D(X_t) - Q(X_t)] e^{-\delta t}$ gitt den

økologiske vekstlikningen (1) og hvor W fortsatt representerer en gitt størrelse på ulvebestanden (mer om dette nedenfor). Løsningen på dette problemet gir følgende gyldne vekstregel:

$$(6) F'(X^s) - \frac{D'(X^s) + Q'(X^s)}{p} - G_X(W, X^s) - M(X^s) = \delta,$$

og hvor toppskrift 's' indikerer løsningen til den sosiale planlegger.

Tolkningen av denne gyldne vekstbetingelsen er helt analog den private løsningen (4). Sammenlignet med denne løsningen finner vi enkelt at $X^s < X^*$ for samme størrelse på W , og dermed også $h^s = F(X^s) - G(W, X^s) - M(X^s) < h^*$ fordi både X^* og X^s er lavere enn X^{msy} (se Figur 1). Også nå finner vi enkelt at den optimale elgbestanden reduseres med en høyere tetthet av ulv. Jaktuttaket i likevekt går derfor også ned. Den sosiale nytten $S^s = [ph^s - D(X^s) - Q(X^s)]$ reduseres også naturlig nok med antall ulv (se også Appendikset). Vi finner også at høyere marginal trafikkkostnad og høyere marginal trafikkdødelighet gir færre elg og lavere høsting, og også lavere optimal nytte.

5. VERDIEN AV ULVEN

I den mer helhetlige forvaltningen analysert ovenfor, gjorde vi ikke noe forsøk på å bestemme den pengemessige eksistensverdien av ulven. Det vi skal spørre oss om nå er hvor stor denne eksistensverdien må være for at den sosiale nytten ved en gitt størrelse på W akkurat skal svare til nytten uten predasjon, $S^s(W > 0) + I = S^s(W = 0)$. Vi skal med andre ord kalkulere en slags minimumsverdi på ulvens eksistensverdi (eller *in-situ* verdi) I under den gyldne vekstregel.

Vi gjør dette numerisk, og vi må da først spesifisere funksjonene som inngår. Den naturlige vekstfunksjonen til elgepopulasjonen i fravær av predasjon er antatt å være av standard logistisk type og gitt som $F(X) = rX(1 - X/K)$ (tidsnotasjon utelatt), hvor r er den maksimale vekstraten og K er bærekraftparameteren. Den maksimale vekstraten varierer ikke så mye fra område til område, mens bærekraftparameteren sier noe om størrelsen på området og ernæringsforholdene. Den funksjonelle responsen til ulvepopulasjonen gir vi som $G(W, X) = \alpha WX$ med $\alpha > 0$, og betyr at predasjonen per ulv øker proporsjonalt med størrelsen på elgbestanden. Dette er kanskje en overdrivelse (se avsnitt 2 ovenfor). Trafikkdødelighetsfunksjonen antar vi er lineær, $M(X) = mX$, slik at m dermed gir den faste årlige mortalitetsraten for elgen som følge av trafikken. Hvordan

beitskedefunksjonen ser ut er uklart (se Wam og Hofstad, 2007; Olaussen og Skonhoft, 2011), men vi bruker også her en lineær funksjon, $D(X) = dX$, slik at d gir (gjennomsnittelig) skadekostnad per elg. Trafikkostnadsfunksjonen er også antatt lineær, $Q(X) = qX$. For disse funksjonsformene, kan vi etter litt regning finne bestanden som følger av den gyldne vekstregel (6), og også av den gyldne vekstregel (4). Vi kan også finne analytiske uttrykk for høstingen og nytten (se Appendikset).

Parameterverdiene som brukes er stort sett hentet fra Skonhoft (2006) som illustrerte ulvekonflikten i Koppangområdet i Østerdalen. I 1997 slo en ulveflokk seg ned i dette området på 600 kvadratkilometer med en elgpopulasjon på omtrent 1000 individer. Bærekapasiteten er satt til $K = 3500$ (antall elg), som tilsvarer 5.8 elg per kvadratkilometer. Ulvetallet i området har variert mellom 5 og 12. Predasjonen er vanskelig å måle, men Gundersen (2003) anslo tallet til å være 0 – 18 elger/ulv/100 dager. Vi bruker basisverdien $\alpha W = 0,05$ som betyr at ulven isolert sett reduserer vekstraten til elgen med 5 prosent på årsbasis. Denne basisverdien betyr også at for en bestandsstørrelse på 1000 vil det være et årlig predasjonsuttak på om lag 50 elg. Dette uttaket kan kanskje svare til en ulveflokk på 4–5 individer. Parameterverdiene er gitt i Tabell 1, og hvor det sees at trafikkostnadene er antatt å være betydelig høyere enn beiteskadene på skogen. Mortalitetsraten ved trafikkskader er satt til noe over 1 prosent og svarer omtrent til landsgjennomsnittet. Vi bruker diskonteringsrente lik null hele tiden. Som forklart ovenfor betyr dette at løsningene vi studerer også svarer til forvaltningsstrategien høyest mulig løpende avkastning ved biologisk likevekt.

Tabell 1. Økonomisk og økologiske parametre. Basisverdier

Parameter	Beskrivelse	Verdi
r	Maksimal vekstrate elg	0,47
K	Bærekapasitet elg	3500 (# elg)
αW	Predasjonspress	0,05
m	Mortalitetsrate elg trafikk	0,012
p	Høstingsverdi	8000 (NOK/elg)
d	Skogskade	300 (NOK/elg)
q	Trafikkskade	1000 (NOK/elg)
δ	Diskonteringsrente	0,00

Tabell 2 viser resultatene. Ved 5 % predasjonsrate, αW , og øvrige basisverdier for priser og kostnader finner vi en høsting på 261 elg og en bestandsstørrelse på 914 individer i den sosiale planleggerløsningen. Det sosiale overskuddet blir 898 (1000 NOK). Sammenliknet med fravær av ulv og

ingen predasjon reduseres høstingen med 80 dyr og tilstedeværelsen av ulv gir dermed et betydelig tap i høstingsinntekten. På den annen side betyr færre elg lavere trafikkostnader og lavere beitekostnader. Nettotapet blir litt over 400 (1300 – 898). Den *in situ* minimumsverdien I som da må tillegges ulven for at vi skal få samme sosiale overskudd som uten predasjon er dermed 402 (1000 NOK) per år. Denne kostnaden per år for å holde en ulvepopulasjon på kanskje 4–5 dyr som tar ut 5 % av elgbestanden synes dermed å være nokså lav. Høyere predasjonsrate gir høyere minimumsverdi I , men lavere predasjonsrate gir lavere minimumsverdi (ikke vist i Tabell 2). Ikke overraskende finner vi også at ulven må tillegges en høyere verdi hvis jakten blir mer lønnsom (linje tre og fire i tabellen), mens det motsatte skjer for høyere trafikkostnader (linje fem og seks). Legg for øvrig merke til at en høyere høstingspris virker ressurskonserverende for elgen (se også seksjon tre ovenfor).

I Tabell 2 har vi også vist resultatene på løsningen av grunneierproblemet gitt ved den gyldne vekstregel (4). Ved basisalternativet 5 % predasjonsrate, finner vi en grunneierprofitt på 2044 (1000 NOK). Igjen sammenliknet med fravær av ulven kan vi kalkulere tapet for grunneieren, og dette er noe under 600 (2633 – 2044), eller ca. 22 %. Men når forvaltningen av elgen kun følger grunneierens interesser, finner vi også at de eksterne trafikkostnadene blir store. Det sosiale overskuddet hvis forvaltningen følger grunneierens oppskrift under basisalternativet for predasjon blir da 2044 fratrukket trafikkostnadene på 1379 (1379 elg multiplisert med skadekostnaden 1000 NOK per dyr, se Tabell 1), altså 665 (1000 NOK). Følgelig representerer denne forvaltningen et samfunnsøkonomisk tap på 233 (898–665) (1000 NOK). Med disse parameterverdiene taper dermed samfunnet 233 ved grunneierforvaltning, mens grunneierne taper noe under 600 (1000 NOK) ved grunneierforvaltning og tilstedeværelse av ulv. Tilsvarende tall kan kalkuleres for andre predasjonsmønstre, og også ved andre forutsetninger om priser og kostnader jakt og skade som vist i Tabell 2.

Vi har også foretatt bergninger for andre verdier på mortalitetsraten for elgen som følge av trafikken og for positive verdier på diskonteringsraten. En høyere mortalitetsrate gir lavere likevektsbestand og lavere høsting både i grunneierløsningen og i den sosiale planleggingsløsningen. Profitten og det sosiale overskuddet blir også mindre. Effekten på *in situ* minimumsverdien som må tillegges ulven blir imidlertid beskjedent. Effekten av positiv diskonteringsrate blir helt parallell.

Tabell 2. Sosial planleggerløsning (likning 6) og minimumsverdi *in situ* verdi ulv. Grunneierløsning (likning 4) og tap predasjon.

		Sosial planlegger løsning				Grunneierløsning		
		Antall elg (X^s)	Antall elg høstet (h^s)	Sosialt overskudd 1000 NOK (S^s)	Minimum <i>in situ</i> verdi ulv 1000 NOK (I)	Antall elg (X^*)	Antall elg høstet (h^*)	Grunneier profitt 1000 NOK (π^*)
Basisverdier	$\alpha W = 0$	1100	341	1300	-	1566	388	2633
	$\alpha W = 0,05$	914	261	898	402	1379	307	2044
Høstingspris 50 % høyere, $p = 12000$	$\alpha W = 0$	1302	369	2731	-	1612	389	4188
	$\alpha W = 0,05$	1115	288	2006	725	1426	309	3277
Trafikkostnad 50 % høyere, $q = 1500$	$\alpha W = 0$	868	296	809	-	1566	388	2633
	$\alpha W = 0,05$	681	216	499	310	1379	307	2044

6. AVSLUTNING

I denne artikkelen har vi studert en forenklet økologisk modell mellom elg og ulv og hvor størrelsen på ulvepopulasjonen påvirker elgbestanden negativt, men ikke motsatt. Vi har vist den gyldne vekstregel for grunneierproblemet hvor verdien av jakta samt beiteskadene inngår. I det numeriske eksemplet finner vi at i basisalternativet med 5 % redusert vekst i elgbestanden per år som følge av ulven, reduseres grunneier profitten med noe over 20 %. Dette grunneiertapet representerer en institusjonell situasjon hvor grunneieren har eiendomsrettigheten (jaktrettigheten) til elgen, mens belastes med en ekstern kostnad som følge av en redusert høstbar bestand av elg.

Når det også korrigerer for den eksterne kostnaden med elgpåkjørsler, studeres en form for sosial planleggerløsning. Vi finner her den verdien som må tillegges eksistensverdien av ulven for at kostnadene ved predasjon akkurat skal balanseres. For basisverdiene på skadekostnader og og høstingspris, finner vi at predasjonspress på 5 % gir et årlig samfunnsøkonomisk tap i form av redusert jaktinntekt fratrasket reduserte beite- og trafikkostnader på omtrent 400 (1,000 NOK). Dette betyr at hvis ulveflokken har en eksistensverdi, eller *in situ* verdi, på over 400 er predasjon lønnsomt fra et overordnet synspunkt. Hvis denne predasjonen er representert ved en ulveflokk på 4–5 individer, noe som kan være realistisk, er enhetsverdien til ulven ganske moderat. Dette kravet til *in situ* verdi øker under forbedrede økonomiske forhold for elgjakt, mens den synker med høyere kostnader ved trafikkskade og skogskader.

APPENDIKS

Løpende verdi Hamiltonfunksjon i grunneierens maksimeringsproblem er gitt ved $H = ph_t - D(X_t) + \lambda_t[F(X_t) - G(W, X_t) - M(X_t) - h_t]$, hvor $\lambda_t > 0$ er ressurskysgeprisen ('verdien av elgen i skogen'). Førsteordensbetingelsene er kontrollbetingelsen $\partial H / \partial h_t = (p - \lambda_t) \stackrel{\geq}{\leq} 0$ (hvor vi dermed også inkluderer muligheten for en kapasitetsbegrensning i det årlige uttaket) og porteføljebetingelsen $d\lambda_t / dt - \delta\lambda_t = -\partial H / \partial X_t = D'(X_t) - \lambda_t[F'(X_t) - G_X(W, X_t) - M(X_t)]$. Andreordensbetingelsene er oppfylt når den naturlige vekstfunksjonen F er strengt konkav, predasjonsfunksjonen G er konveks i elgbestanden, og mortalitetsfunksjonen M og skadefunksjonen D er konvekse. Fordi problemet er lineært i kontrollvariabelen, beskrives dynamikken av ønsket om å nå langtidslikevektene raskest mulig (Most Rapid Approach Path, MRAP). I langtidslikevekten (utelater da tidsnotasjonen) er kontrollbetingelsen såkalt singular og gitt ved $(p - \lambda) = 0$. Kombineres denne likningen med porteføljebetingelsen finnes så den gyldne vekstregel gitt ved likning (4) i hovedteksten.

Når diskonteringsrenten er lik null, svarer den gyldne vekstregel til løsningen på problemet om å maksimere løpende avkastning i biologisk likevekt. Altså problemet å maksimere $\pi = ph - D(X)$ under bibetingelsen $F(X) - G(W, X) - M(X) - h = 0$. Ved bruk av lagrange metode eller ved innsetting, finner vi enkelt at løsningen på dette problemet svarer til likning (4) når $\delta = 0$.

Det sosiale planleggingsproblemet er helt analogt, og likning (6) i hovedteksten gir her den gyldne vekstregel. For de spesifiserte funksjonene gitt i avsnitt 5 finner vi etter litt regning bestanden i denne løsningen som $X^s = (K / 2r)[(r - \delta) - [(d + q) / p] - (\alpha W + m)]$, høstingen

som $h^s (K / 2r)[(r - \delta) - [(d + q) / p] - (\alpha W + m)]\{r - [(r - \delta) - [(d + q) / p] / 2\}$, og det sosiale overskuddet som $S^s = p(K / 4r)[(r^2 - \delta^2 - 2(r - \delta)(\alpha W + m) - [(d + q) / p]^2 + (\alpha W + m)^2] + a(K / 2r)[(r - \delta) - [(d + q) / p] - (\alpha W + m)]$. Innsatt for $q = 0$ gir tilsvarende løsning for grunneierproblemet (4).

En mer fullstendig modell enn den vi har formulert ville også inkludert en naturlig vekstfunksjon for ulvebestanden og dermed en eksplisitt uttrykt rovdyr – byttedyr modell, men hvor veksten av ulven ikke avhenger av elgbestanden (se avsnitt 2). En enklere modellversjon med bestemmelse av antall ulv ville være å formulere en redusert form modell uten eksplisitt å si noe om hvordan ulvebestanden kontrolleres, men hvor ulven tillegges eksistensverdien $I(W_t)$. $I(W_t)$ vil typisk være en stigende konkav funksjon. Den sosiale planleggers problem kan da formuleres som

å maksimere $\int_{t=0}^{t=\infty} [ph_t - D(X_t) - Q(X_t) + I(W_t)]e^{-\delta t}$ gitt vekstlik-

ningen til elgen (1). Løpende verdi Hamiltonfunksjon av dette problemet er gitt ved $H = ph_t - D(X_t) - Q(X_t) + I(W_t) + \lambda[F(X_t) - G(W, X_t) - M(X_t) - h_t]$. Den gyldne vekstbetingelsen blir akkurat som likning (6). I tillegg finner vi $I'(W) = pG_w(W, X)$ som kan gis en rett fram tolkning; hold en ulvebestand som er så stor at den marginale eksistensverdien akkurat svarer til marginal skadeverdi.

REFERANSER

Boman, M. og Bostedt, G. (1999). Valuing the wolf in Sweden. Are benefits contingent on the supply? Pp. 157–174 in R. Brennlund and B. Kristrom (eds): Topics in Environmental economics. Kluwer, Dordrecht.

Clark, C. (1990). Mathematical Bioeconomics. Wiley Interscience, New York.

Erstatningsutvalget (2011). Innstilling fra ekspertutvalg vedrørende endringer i erstatningsordningen for rovviltsskade på husdyr. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim

Flaaten, O. og Stollery, K. (1996). The economic costs of biological predation. Environment and Resource Economics 8, 75–95.

Freeman, M. (2003). The measurement of Environmental and Resource Values. Resources for the Future, Washington D.C.

Funtowicz, S. og Ravetz, J. (1994). The worth of a songbird: ecological economics as a post normal science. Ecological Economics 10, 197–207.

Graham, K., Beckerman, A. og Thirgood, S. (2005). Human predator-prey conflicts: ecological correlates, prey losses and patterns of management. Biological Conservation 122, 159–171.

Gundersen, H. (2003). Vehicle collisions and wolf predation: Challenges in the management of a migrating moose population in southeast Norway. Ph.D Thesis. Faculty of Mathematics and Natural Sciences, University of Oslo.

Millenium Ecosystem Assessment (2005). Island Press, Washington D. C.

Milner, J.M., Nilsen, E.B., Wabakken, P. and Storaas, T. (2005). Hunting moose or keeping sheep? Producing meat in areas with carnivores. Alces 41, 49–61.

Nilsen, E., Pettersen, T., Gundersen, H., Milner, J., Mysterud, A., Solberg, E., Andreassen, H., og Stenseth, N. C. (2005). Moose harvesting in the presence of wolves. Journal of Applied Ecology 42, 389–399.

Nævdal, E., Olaussen, J. O. og Skonhøft, A. (2012). A bio-economic modell of trophy hunting. Ecological Economics 73, 194 – 205.

Olaussen, J. O. og Skonhøft, A. (2011). A cost-benefit analysis of moose harvesting in Scandinavia. A stage structured modeling approach. Resource and Energy Economics 32, 589 – 611.

Saether, B-E., Solbraa, K., Sodal, D. og Hjeljord, O. (1992). Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn. Forskningsrapport NINA, Trondheim.

Schulz, C. E. og Skonhøft, A. (1996). Wildlife management, land-use and conflicts. Environment and Development Economics 1, 453–475.

Skogen, K., Krange, O. og Figari, H. (2012). Ulvekonflikter. Akademika Forlag Oslo.

Skonhøft, A. (2006). The costs and benefit of animal predation. Ecological Economics 58, 830 – 841.

Skonhoft, A., Stenseth, N. C., Leirs, H. og Andreassen, H. (2006). The bioeconomics of controlling an African pest species. *Environment and Development Economics* 11, 453–475.

Skonhoft, A., V. Veiberg, A. Gautepluss, J. O. Olaussen, E. Meisingset og A. Myrsetrud (2013). Balancing income and cost in red deer management. *Journal of Environmental Management* 115, 179–188.

Solbraa, K. (1987). Elg og skogbruk, biologi, økonomi, beite, taksering og forvaltning. Notat Skogbrukets Kursinstitutt, Biri.

Solstad, J. T. (2007). The distributional aspect of scarcity. Doktoravhandling Institutt for samfunnsøkonomi NTNU, Trondheim.

Statistisk Sentralbyrå (2012). Jaktstatistikk.

Storaas, T., Gundersen, H., Henriksen, H. og Andreassen, H. (2001). The economic value of moose in Norway. *Alces* 37, 97–107.

Zivin, J., Hueth, B. og Zilberman, D. (2000). Managing a multiple-use resource: The case of feral pig management in California rangeland. *Journal of Environmental Economics and Management* 39, 189–204.

Wam, H. K. og Hofstad, O. (2007). Taking timberbrowsing damage into account: A density dependent matrix modell for optimal harvest of moose in Scandinavia. *Ecological Economics* 62, 45 – 55.



SAMFUNNSØKONOMENE

Det inviteres til studentbidrag i Samfunnsøkonomenes tidsskrift

Dere får nå muligheten til å få deres artikkel på trykk i Samfunnsøkonomenes tidsskrift. Dette tidsskriftet blir sendt til alle medlemmer av Samfunnsøkonomene, i tillegg til flere av landets utdanningsinstitusjoner og relevante arbeidsplasser. Det er dermed en svært god mulighet til å få publisert en fagrelevant artikkel, eller få oppmerksomhet rundt en eventuell masteroppgave.

Spalten er åpen for mange ulike temaer. Har du tanker om hybelpriiser? Hvordan få studielånet til å strekke lengst mulig? Eller er deler av masteroppgaven din så bra at den bare må publiseres?

Vennligst se retningslinjene på bakerste side i tidsskriftet, eller på våre hjemmesider: <http://samfunnsokonomene.no/tidsskrifter/veiledning-for-bidragsgytere/>

Med vennlig hilsen
Andreas Oftedal og Mari Emilie Beck
Studentredaktører

EIRIK ROMSTAD

Handelshøgskolen ved UMB Univesitetet for miljø- og biovitenskap



Skeiv informasjon og strategisk atferd i miljøvern

– hva kan auksjoner by på?

Uenighet om størrelsa på erstatning ved vern er ofte en kilde til konflikt mellom verne- og grunneierinteresser. Gjennom fornuftig bruk av anbudskonkurranser kan denne uenigheten reduseres, og konfliktnivået dempes. Gevinstene er mange: vernesakene kan behandles raskere og man reduserer kostnadene ved at kostbare rettssaker unngås. Og viktigst av alt: mens grunneierne tradisjonelt har vært motstandere av vern, så bidrar anbud til at vern endres fra noe negativt til en mulighet for ekstra inntekt.

Denne artikkelen ser på anbudsauksjoner som instrument for å allokere kontrakter for vern og spesiell forvaltning til lågest mulig samfunnsøkonomisk kostnad. Sannferdig budgivning, dvs. at budene er lik alternativkostnaden, er viktig for å sikre at kontraktene går til de grunneierne som er villig til å akseptere lågest mulig betaling for å være «vertskap» for disse kontraktene. Før jeg kommer tilbake til teorien, så kan det være interessant å se på hvordan landskaps- og skogvern foregår i Norge i dag.

Tenk deg at du er grunneier og eier et område med om lag tusen kubikkmeter hogstmoden skog. Med dagens priser vil et hogstforbud føre til at du går glipp av 2–300 tusen kroner i inntekter i tillegg til at du ikke får planta ny skog så raskt. Dvs. at den framtidige verdien av eiendommen blir lågere enn den ellers ville ha vært. Viss grunneieren frykter et framtidig vern, så er det enkleste å hogge ned skogen og dermed fjerne vernegrunnlaget.

Dessverre er dette tankeeksperimentet ikke så veldig langt unna virkeligheten i dagens Norge, med en vesentlig forskjell: miljøvernmyndighetene har blitt klare over faren for tidlig hogst og innfører midlertidig vern over langt større områder for å forhindre at grunnlaget for vern forsvinner mens de kartlegger verneverdiene. Kostnadene med midlertidig vern er sjølsagt ikke så store for grunneierne som ved et «evig» vern, men for de som har kjøpt en eiendom og forventer å finansiere deler av kjøpet med hogst, kan kostnadene bli store nok.

Disse konfliktene mellom nærings- og verneinteresser botner i at næringsinteressene er usikre på om de får full kompensasjon for de økonomiske tapene de lider, mens verneinteressene ønsker å holde erstatningssummene nede for å strekke en beskjedent vernebudsjett så langt som råd er. Fram til nå har mange av disse erstatningssakene endt i retten. Det tar mange år før sakene avgjøres, begge partene

bruker store summer på jurister og såkalte eksperter, og begge partene taper: høge sakskostnader gjør at den potten som er igjen til fordeling på verne- og næringsinteressene blir mindre enn den kunne ha vært.

Den forrige regjeringa – med daværende miljøvernstatsråd Børge Brende i spissen – lanserte derfor et opplegg med frivillig vern av skog og utmark. De første åra var omfanget av frivillig vern langt mindre enn det styresmaktene ønska, og det er tvilsomt om de frivillige vernekontraktene gikk til de grunneierne som kunne tilby vern til lågest mulig kostnader for samfunnet. Årsaka til det er at under frivillig vern så fastsettes erstatningssummen ved vern i et forhandlings-spill der politikerne som står bak ideen om frivillig vern har mye å miste: for få kontrakter er ensbetydende med politisk fiasko. Derfor strekker man seg kanskje litt for langt, og kostnadene blir større enn det som er nødvendig.

Det er her anbud kommer inn. Erfaringene med anbud er gode i forhold til å tildele byggekontrakter til de billigste tilbyderne. Anbud krever imidlertid at byggekontraktene er klart spesifiserte slik at det er meningsfullt å sammenlikne budene. Det samme gjelder for bruk av anbud for å fordele kontrakter for vern eller særskilt forvaltning: uten klare kontraktsvilkår er det vanskelig for tilbyderne å vite hvilke kostnader kontrakten innebærer, og dermed hva som er et fornuftig bud.

En viktig forskjell mellom kontrakter for byggeprosjekt og vern/forvaltning er at i den siste gruppa tildeles fleire kontrakter samtidig. Dette er f.eks. tilfelle når en viss andel av skogen i en region skal vernes eller forvaltes på en bestemt måte. De australske «bush tender» auksjonene (Stoneham m.fl., 2003) var den første utstrakte bruken av anbudsauksjoner til verneformål i stor skala. Og resultatene var lovende: kostnadene ved bruk av auksjoner var 20–40 % lågere enn ved å kompensere grunneierne med en fast betaling. Ved gjentatte auksjoner i andre områder med tilsvarende nåværende bruk reduseres denne gevinsten fordi tilbyderne av verneområder lærer om prisnivået og kan justere budgivinga tilsvarende (Connor m.fl., 2008). Som følge av disse erfaringene har de australske miljøstyresmaktene nylig gått over til å bruke ens pris auksjoner (Pannell¹ pers.medd), dvs. auksjoner der alle som får kontrakt mottar samme betaling.

Problemet med strategisk budgivning for å få en høyere pris avgrenser seg ikke bare til gjentatte auksjoner når det

forekommer læring om prisnivået. Det er lett å se for seg at det samme kan skje når fleire kontrakter auksjoneres ut samtidig så lenge hver enkelt får betaling lik det budet han eller hun har levert. Da kan budgiverne som føler seg sikre på å få kontrakt justere opp budet noe og få ei høyere betaling. Ved bruk av ens pris auksjoner, dvs. auksjoner der alle som får kontrakt mottar samme betaling, så unngår man dette problemet. For å se dette litt klarere, så kan det være kjekt med litt auksjonsteori.

LITT AUKSJONSTEORI

Insentivene for sannferdig budgivning i Vickreyauksjoner (Vickrey 1961) har bidratt til at auksjoner eller auksjonsliknende mekanismer har fått et langt større omfang enn det man kunne se for seg for et halvt hundre år sida. For å se ett av disse «nye» bruksområda må vi ta et steg tilbake og se på en variant av kunstauksjoner – salg av grafiske trykk.

Anta at ti like grafiske trykk skal selges på en åpen bud auksjon, og at trykkene selges ett av gangen. Under slike forhold kan man ikke utelukke strategisk budgivning. Skal man by aggressivt eller avventende når de første trykkene selges? Hvordan påvirkes budgivinga fra de første trykkene som selges budgivinga for de som selges seinere? Kort sagt, auksjonene blir uoversiktlige og vanskelige å forholde seg til for budgiverne. I verste fall kan denne uforutsigbarheten føre til at de ti trykkene ikke selges til de med høyest betalingsvilje slik at samfunnet påføres et velferdstap. Når fleire goder av samme type skal auksjoneres ut samtidig, så er det derfor bare lukka bud auksjoner som kan generere bud som gjenspeiler etterspørselen for godet, dvs. at vi står igjen med varianter av første pris og andre pris (lukka bud) auksjoner.

Se for deg at N eksemplarer av et gode skal selges i en auksjon. Første pris utgava av lukka bud auksjoner innebærer at man leverer et forsegla bud innen en bestemt tidsfrist. De personene som har de N høyeste budene får godet til en pris lik de respektive budene sine. I fravær av strategisk budgivning er selgeren i stand til å ta ut heile konsumentoverskottet. Denne utgava av første pris lukka bud auksjoner for kalles derfor for diskriminerende pris auksjoner.

I en auksjon med ett objekt så er det nest høyeste budet det høyeste budet som ikke får tilslaget. Vickrey generaliserte også dette resultatet i Vickrey (1961), og $N+1$ pris auksjoner så dagens lys. Kort oppsummert, når N objekter auksjoneres bort, så settes prisen av det første ikke-vinnende

¹ David Pannell, Centre for Environmental Economics and Policy School, University of Western Australia.

DET ER FIRE GRUNNLEGGENDE TYPER AV AUKSJONER:

- 1 *Engelske auksjoner* er åpne bud auksjoner hvor prisen auker suksessivt til en budgiver gjenstår. En budgiver som ikke har det høyeste budet fortsetter å by så lenge som prisen er mindre enn budgiveren si subjektive verdsettinga av godet. Dvs. at det er fullt mulig for en budgiver å få tilslaget på godet uten å by opp til den maksimale betalingsviljen han eller hun har. Kunstauksjonene til Sothebys er et eksempel på slike auksjoner.
- 2 *Ihollandske auksjoner* er budene annonsert i synkende rekkefølge. En budgiver vinner auksjonsrunden ved å være den første som godtar den annonserte prisen, og betaler denne prisen. Namnet «hollandsk auksjon» kommer av at auksjonsformen brukes på de nederlandske blomsterauksjonene. Auksjonsforma gjør at den maksimale betalingsviljen tas ut under under de vanlige forutsetningene om at deltakerne har ufullstendig kunnskap om betalingsviljen til de andre deltakerne.
- 3 *Første pris lukka bud auksjoner* innebærer at budgiverne sender inn skriftlige (lukka) bud, som åpnes når tidsfristen for auksjonen er nådd. Den budgiveren som har det høyeste budet får tilslaget på godet og betaler en pris lik sitt eget bud. Som namnet indikerer, så veit ikke budgiverne størrelse på konkurrentene sine bud så lenge auksjonsrunden pågår. Auksjonsforma gjør at den maksimale betalingsviljen tas ut.
- 4 *Andre pris lukka bud auksjoner* (Vickrey, 1961), også kalt Vickrey auksjoner fungerer som første pris lukka bud auksjoner ved at den med det høyeste budet får tilslaget. Forskjellen er at i stedet for å betale en pris lik sitt eget bud, så betaler vinneren av auksjonsrunden en pris lik verdien av det nest høyeste budet, derav namnet andre pris auksjoner. Auksjonsforma gjør at den maksimale betalingsviljen tas ut.

budet, $N+1$ budet. Alle som får tilslaget på et eksemplar av godet i en $N+1$ pris auksjon betaler den samme prisen. Derfor kalles denne utgava av Vickreyauksjoner for ens pris auksjoner.

Vickrey sine resultater inspirerte Becker, deGroot og Marshak (1964) til å utvikle den auksjonsmekanismen som bærer namnet deres, og som ofte omtales som BDM. I en BDM-auksjon så trekkes prisen fra ei sannsynlighetsfordeling som er kjent for alle deltakerne, og alle som har et bud som overstiger denne prisen får ett eksemplar av godet. I alle disse lukkede auksjonene er budgiverne bundet til å betale viss budet deres er høyere enn prisen, og alle vinnerne i auksjonen betaler den samme prisen.

BDM (og dermed også $N+1$ pris auksjoner) er antatt å gi insentiv for sannferdig budgivning. Horowitz (2006) viste at dette resultatet holder for preferanser som er forenlig med vonNeumann-Morgenstern forventet nytte-teori (VNM), men ikke for nyttefunksjoner som er knekte eller diskontinuerlige. Så lenge preferansene samsvarer med VNM, er gjør ens pris auksjoner det mulig å auksjonere bort flere eksemplarer av et gode og fortsatt motta sannferdige bud.

Jeg lar spesialtilfellet med andre preferanser enn VNM ligge for resten av denne artikkelen, og retter søkelyset mot hvordan diskriminerende pris og ens pris auksjoner vil fungere for anbud, og hva som er fordeler og ulemper med de to auksjonsformene når de brukes til å tildele kontrakter for vern og særskilte verneformål.

PRISING AV KONTRAKTER

Det hensiktsmessig å organisere vern eller særskilt forvaltning gjennom kontrakter. Fordelene med å bruke anbud for å allokere disse kontraktene er at: (i) de samla samfunnsøkonomiske kostnadene blir lågere ved at de billigste tilbyderne får tilslaget, og (ii) styresmaktene lærer om kostnadsfordelinga ved ulike typer kontrakter. Viss man allerede har pålitelige estimerer for verdien av de tilhørende tiltaka, så gjør dette det mulig å finne ut hva som er optimalt omfang av ulike tiltak, dvs. hvor stor andel av de samla midlene til f.eks. biologisk mangfold som skal fordeles på hver enkelt kontraktstype.

For at en aktør skal akseptere en kontrakt, så må denne aktøren minst ha samme velferd med som uten kontrakten, dvs. at deltakerskranken må være oppfylt (Campbell,

1987). Et problem i denne sammenhengen er at tilbyderne, heretter kalt produsenter, har bedre kunnskap om egne kostnader med å oppfylle kontrakten enn det styresmaktene har. Normalt innebærer dette at tilbyderne vil sitte igjen med ei kunnskapsrenta. Viss tildelingsmekanismen ikke tar høyde for dette, så er risikoen stor for at denne kunnskapsrenta blir veldig høy, dvs. at det er ei betydelig overføring av midler fra skattebetalerne til de som får kontrakt. Dette er det klassiske skeivt utvalgssproblemet.

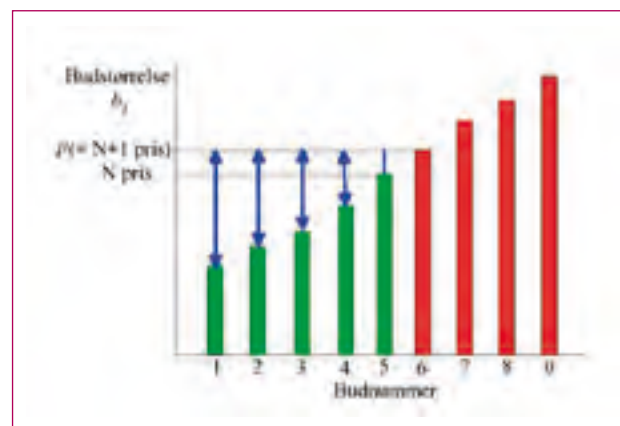
Faste tilskott er en måte å løse utvalgssproblemet på. De produsentene som har lågere kostnader med å oppfylle en kontrakt enn den betalinga de tilbys, oppfyller kontraktskriteriene og mottar den tilsvarende betalinga. Ei ulempe med slike faste tilskott er at de gir lite rom for at styresmaktene lærer hva produsentene må ha i betaling for en bestemt type kontrakt. Følgelig opprettholdes den informasjonsfordelen som produsentene har (med påfølgende høge overføringer), og det forblir vanskelig for styresmaktene å vurdere om samfunnet bruker for lite eller for mye midler på en bestemt type kontrakter.

En måte å auke læringseffekten på er å tilby en meny² av kontrakter med varierende omfang på tiltak og høyere betaling desto meir omfattende tiltak som gjennomføres. Faste tilskott er den enkleste varianten av slike menyer. Det grunnleggende problemet med faste tilskott er fortsatt ikke løyst: det er vanskelig for styresmaktene å vurdere om pengebruken på tiltaka er rett. En meny med mange alternativ auker graden av læring, men krever samtidig at styresmaktene har relativt god forhandlskunnskap om kostnadsfordelinga blant de potensielle produsentene for at man skal få tilnærma rett antall produsenter på hvert alternativ i menyen. Anbud løser noen av disse problema fordi produsentene sjøl oppgir hvilken betaling de skal ha for å akseptere ulike typer kontrakter.

ANBUD NÅR FLEIRE KONTRAKTER LYES UT SAMTIDIG
Diskriminerende og ens pris anbud fungerer likt på den måten at de N anbudene tildeles de N budgiverne som har det lågeste anbudet. Den vesentligste forskjellen ligger i betalinga. Under diskriminerende pris anbuds konkurranser mottar hver produsent ei betaling lik budet, mens under ens pris anbud så mottar alle produsentene samme

betaling. Figur 1 illustrerer forskjellen i virkemåte mellom de to auksjonstypene når fem kontrakter lyses ut.

Figur 1: Anbud når fleire kontrakter tilbys samtidig.



I figur 1 har styresmaktene mottatt ni anbud på en forvaltningskontrakt. Disse budene er sortert i stigende rekkefølge. De grønne søylene representerer de fem budgiverne med de lågeste buda som får kontrakt, mens de fire røde søylene representerer de fire budgiverne som ikke får kontrakt.

Under ens pris auksjonen mottar de fem produsentene som får kontrakt ei betaling lik størrelsa på det sjette budet, det første budet som ikke får kontrakt. Forskjellen mellom prisen, p , og anbudet, b_i , utgjør den kunnskapsrenta (den blå pila) som tilfaller hver enkelt produsent i ens pris anbudsauksjonen. Det er mulig å redusere kunnskapsrenta ved å sette prisen lik størrelsa på det N -te budet uten å ødelegge insentivene for å gi sannferdige bud så lenge ingen veit han er den N -te tilbyderen. Jeg fraråder imidlertid denne framgangsmåten. Når det er få tilbydere så er problemet at man ikke kan utelukke at noen trur de er den N -te tilbyderen. Viss det skjer, så forsvinner skillet mellom bud og betaling som er mekanismen for sannferdig atferd. I auksjoner med mange nok tilbydere og implisitt liten forskjell mellom nærliggende anbud, så er det lite å tjene på å la N budet bestemme prisen i stedet for $N+1$ budet (se også Romstad m.fl., 2012).

Et sentralt spørsmål i denne sammenhengen er om det vil bli «mange» nok tilbydere til at det er lite å spare for miljøvernmyndighetene på en N -pris i stedet for en $(N+1)$ -pris auksjon. Oppslutningen om den før nemnte frivillige verneordninga har vært så stor at det står grunneiere i kø for å få slike kontrakter. Dette er som forventet med fallende lønnsomhet både i jord- og skogbruket slik at mange

² Menyprising innebærer at potensielle produsenter kan velge mellom ulike kontrakter. Hvert kontraktsalternativ har to egenskaper, en pris og et sett med kontraktsvilkår som tilbyderen må oppfylle for å motta betaling. Gjennom det valget av kontrakt produsentene gjør, avslører de hvilken kostnadskategori de tilhører.

grunneiere er på jakt etter nye inntektsmuligheter. I mange sammenhenger fører dessuten vernekontrakter til mindre arbeid for grunneierne. Etter som mange grunneiere i dag har arbeid utofor bruket, så er det rimelig å forvente at mange vil delta i auksjonene.

Det er vel verdt å merke seg at under ens pris auksjoner så avgjør størrelsa på budet om man får kontrakt eller ikke, mens prisen bestemmes av det første ikke-vinnende budet. Dette skaper et skille mellom bud og betaling som gjør det til en svakt dominant strategi å by sannferdig, dvs. at budet blir lik alternativkostnaden. Årsaka til dette er gitt ved følgende resonnement der p er prisen i ens pris auksjonen, og c_i og b_i hhv. alternativkostnaden og budet til budgiver. Anta at budgiver i gir et høyere bud enn alternativkostnaden sin, slik at $b_i > c_i$. Viss $b_i > p > c_i$, så går budgiver i glipp av en ekstraprofitt lik $p - c_i > 0$ fordi han går glipp av en kontrakt han ville tjent på å få. På tilsvarende måte er det heller ikke lønnsomt for en budgiver å gi et lågere bud enn alternativkostnaden. Viss $c_i > p > b_i$ så får man en kontrakt man taper penger på fordi da er $p - c_i < 0$.

I diskriminerende pris auksjoner blir som før nemnt prisen til hver enkelt som får kontrakt lik størrelsa på budet. Dette åpner for at budgivere som har skjellig grunn til å tru at de tilhører de budgiverne som har låge kostnader, tjene på å gi et høyere bud enn kostnadene sine. Risikoen for slik strategisk budgivning auker desto meir korrekte forventninger budgiverne har om fordelinga av de buda som kommer inn. Viss det f.eks. har blitt arrangert tilsvarende auksjoner andre steder eller potensielle tilbydere kan kommunisere med hverandre, så er det lett å se at risikoen for strategiske bud auker. Det innebærer at man ikke kan forvente at diskriminerende pris auksjoner gir sannferdige bud.

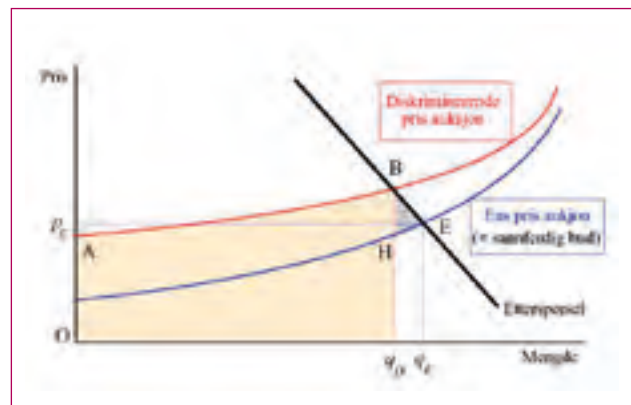
Litteraturen er delt på hvor stor risikoen for strategiske bud er under diskriminerende pris auksjoner. Latacz-Lohmann og Van der Hamsvoort (1997, 1998) konkluderer med at denne risikoen er liten så lenge budgiverne har begrensa forhandlskunnskap om fordelinga av budene, og at diskriminerende pris auksjon derfor vanligvis fører til lågere kostnader for styresmaktene enn ens pris auksjoner. Denne hypotesen styrkes av fleire eksperimentelle auksjoner (se f.eks. Cason og Gangadharan 2005). Når man går til praktiske erfaringer blir konklusjonene noe modifisert. Her viser jeg igjen til Connor m.fl. (2008) som viser at de opprinnelige kostnadsbesparelsene ved de australske «bush-tender» auksjonene falt over tid, og spesielt når auksjonene ble gjentatt.

Slik jeg ser det, så avhenger spørsmålet av om man skal velge diskriminerende eller ens pris auksjoner dels av verdien av å ha sannferdige bud sammenlikna med de forventa meirkostnadene ved å bruke ens pris auksjoner. Denne vurderinga henger sammen med hvordan styresmaktene har tenkt å bruke resultatene fra auksjoner, og om auksjonene skal gjentas. Jeg lar disse spørsmåla ligge inntil videre. Uansett, så er det enighet i litteraturen om at ens pris auksjoner gir sterkere insentiv til sannferdig budgivning sjøl om Cason og Gangadharan (2005) fant at ikke alle budgiverne bød sannferdig i de eksperimentelle ens pris auksjonene de gjennomførte.

VIRKNINGA AV STRATEGISKE BUD

Under forutsetning av at det er samsvar mellom teori og praksis, så vil ens pris auksjoner gir sannferdige bud, og dermed det mest eksakte estimatet på tilbudskurva for kontrakter. Viss man samtidig forutsetter at etterspørselen (betalingsviljen) for de samme kontraktene er regulær, så vil strategisk budgivning føre til et velferdstap (figur 2).

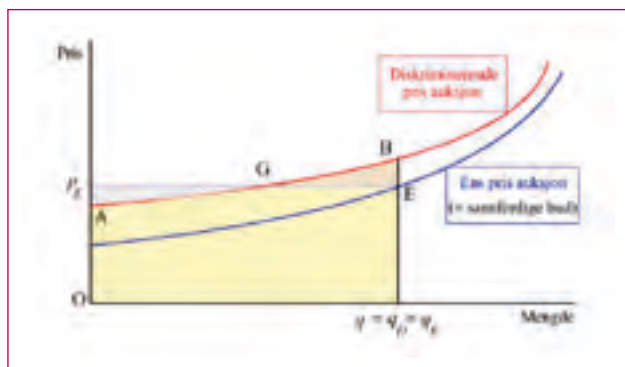
Figur 2: Optimal allokering ($p_E q_E$)



Trekanten EBH viser velferdstapet ved strategisk budjustering under diskriminerende pris auksjon.

Ofte mangler man et estimat for etterspørselen etter miljøgoder og økosystemtjenester. Det kan være mange grunner til dette, som jeg ikke drøfter nærmere i denne artikkelen. Mangelen på pålitelige estimat for etterspørselssida er ei årsak til at styresmaktene ofte opererer med kvantitative mål på hvor mye som skal vernes eller forvaltes på en spesiell måte. Figur 3 illustrerer dette.

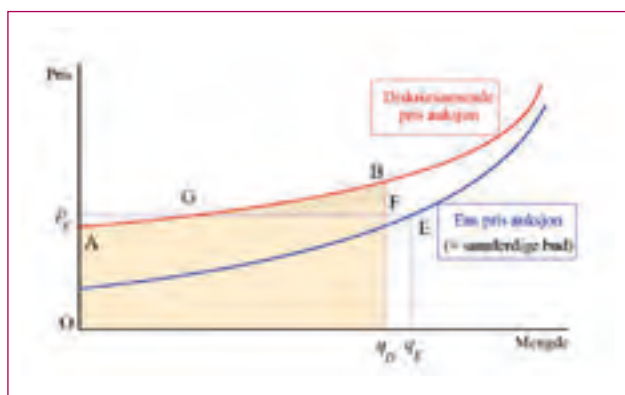
Figur 3: Kostnader ved diskriminerende og ens pris auksjoner ved et kvantitativt mål for vern.



Ved et mengdemessig mål på hvor mye som skal vernes, så ønsker styresmaktene uavhengig av auksjonsform å tilby q ($= q_D = q_E$). Under en ens pris auksjon får alle produsentene betalt det samme pr. enhet, prisen p_E . Følgelig er de totale kostnadene for styresmaktene lik rektangelet Oq_Ep_E . De tilsvarende kostnadene ved diskriminerende pris er arealet under tilbudskurva (Oq_DBA). Det er lettere å se hvilken av de to auksjonsformene som gir størst utlegg for styresmaktene ved å sammenlikne arealene AGp_E (meirkostnadene ved ens pris auksjon fordi noen produsenter under diskriminerende pris auksjon mottar mindre betaling enn prisen p_E) med arealet GEB (meirkostnadene ved en diskriminerende pris auksjon fordi noen produsenter får meir betalt enn prisen p_E).

Som regel har miljøstyresmaktene et gitt budsjett til et bestemt verne- eller forvaltningsmål. Nok en gang er omfanget av den strategiske budgivning den kritiske variabelen, denne gangen i forhold til hvilken mekanisme som vil gi størst mengde vern for et gitt budsjett (figur 4).

Figur 4: Omfang av kontrakt for vern eller særskilt forvaltning under et fast budsjett



(etter Latacz-Lohmann and Schilizzi, 2005:24).

Under et fast budsjett for et bestemt verneformål er utlegga til styresmaktene, vist ved arealene Oq_DBA og Oq_Ep_E , like store ved de to auksjonsformene. I figur 4 er den strategisk justeringa av budene ganske stor, slik at man for samme utlegg får meir vern ved en ens pris auksjon. Ved mindre omfang av strategisk budjustering under den diskriminerende prisauksjonen vil dette bildet bli omvendt.

AUKSJONER FOR MILJØVERN OG -FORVALTNING I LITTERATUREN

Latacz-Lohmann og Van der Hamsvoort (1997, 1998) er blant de tidlige arbeidene på bruk av auksjoner til verneforvaltningsformål som fortsatt siteres jamnlig. Ferraro (2008) er en nyere referanse som gir god oversikt over de sentrale temaene innfor fagfeltet. Mye av diskusjonen knytta til hvor bra ulike auksjonsmekanismer fungerer er relatert til atferdsøkonomi, der en voksende litteratur innen felteksperiment (Levitt og List, 2009) er viktig i tillegg til det mest sentrale arbeidet på auksjoner og eksperimenter (Cason og Gangadharan, 2005).

Auksjoner er i utgangspunkt en desentral mekanisme, der sjølstendige aktører bestemmer om de skal delta, og hva de eventuelt skal by. I forhold til en del miljøspørsmål, som f.eks. biologisk mangfold, så kan ønska forvaltning gå på tvers av eiendomsgrenser. Trekkveger for vilt og vegetasjonsbelter er eksempler på slike romlige element. I land med mange små eiendommer, som Norge, vil romlig koordinering heller være regelen enn unnataket når det gjelder habitatforvaltning. Slike romlige forhold skaper spesielle utfordringer ved bruk av auksjoner. Det finnes en stor og voksende litteratur på dette feltet, spesielt innfor eksperimentell økonomi, se f.eks. Parkhurst m.fl., (2002), Parkhurst og Shogren (2007, 2008) og Warziniack m.fl. (2007). Hovedinntrykket fra denne litteraturen er at det er mulig å få samordna budgivning gjennom ulike bonusordninger. Dessverre er ingen av disse mekanismene prøvd ut i praksis, noe som er forståelig gitt at Australia – et land der antall sau telles i lastebillass og man kan bruke dager på å krysse en eiendom – er pioneren i praktisk bruk av auksjoner i miljøsammenheng.

PRAKTISK BRUK AV AUKSJONER TIL VERNEFORMÅL

Som nemnt så er de praktiske erfaringene med bruk av auksjoner til vern og forvaltning begrensa. Fordi verdien av vern eller særskilt forvaltning varierer,³ så må man også skille forskjellige landskaps- og skogtyper fra hverandre. Dette innebærer separate anbudskonkurranser for ulike regioner og landskapstyper. Mens dette langt på veg løser problemet med heterogenitet knytta til verne- og forvaltningsformål, så skaper det et nytt problem: Hvordan unngå «tynne markeder» (jfr. den tidligere drøftinga av N- og (N+1)-pris auksjoner? «Bush tender» auksjonene i Australia (Stoneam m.fl. 2003) er overraskende unanserte på dette feltet. Derfor er det få empiriske erfaringer å bygge ei slik drøfting på. Ostroy og Zame (1994) viser at man kan komme nært pristakende atferd i markeder med få aktører så lenge det finnes substitutter.

I forhold til den typen kontrakter som drøftes i denne artikkelen så veit de som deltar i auksjonene normalt ikke hvor mange andre tilbydere det er i markedet. Dette er parallelt til at det finnes andre tilbydere i ens pris auksjoner, som har mange felles trekk med markeder. Så lenge auksjonsmekanismen i seg sjøl har insentiv for sannferdig budgivning, vil man komme nært ei konkurranseløsning. Det springende punktet her er mangelen på kunnskap om antallet tilbydere.

I de ens pris auksjonene jeg drøfter er det alternativkostnaden som bestemmer størrelsa på budet. Restriksjonene i bruk eller forvaltning av arealer er relativt like for mange typer vern eller spesiell forvaltning. Dette gjør det mulig å samle budene fra fleire auksjoner og dermed skape usikkerhet om antallet budgivere og antall substitutter på linje med Ostroy og Zane (ibid.). Man kan deretter tildele fleire typer kontrakter fra samme anbudsrunde, der prisene for de forskjellige verne- og forvaltningsformåla bestemmes som i vanlig markeder, dvs. ved de prisene som gjør tilbud lik etterspørsel.

En kompliserende faktor ved bruk av auksjoner for vern og spesiell forvaltning er at kvaliteten på ulike arealer vil variere. Mens grunneierne er den mest informerte parten når det gjelder kostnaden ved vern, så er det miljøstyresmaktene som har best kunnskap om hvilke forhold som påvirker verneverdien og dermed etterspørselssida de markedene som skapes ved bruk av ens pris auksjoner. Dvs. at etter at en anbudsrunde er avslutta, så vil biologer og

andre med fagkompetanse på kriteriene for vern eller spesiell forvaltning vurdere om de enkelte habitatene møter disse kriteriene. Ved å gjennomføre disse undersøkelsene sekvensielt og starte med det lågeste budet og avslutte undersøkelsene når ønska omfang er nådd (eller budsjettet for tildeling av kontrakter er oppbrukt) for et bestemt verneformål, vil man også kunne spare vesentlige summer på kartlegging: man kartlegger jo kun de billigste tilbyderne.

AVSLUTTENDE MERKNADER

Jeg starta denne artikkelen med å peke på at dagens norske politikk skaper i stedet for å redusere konfliktene i vernesaker. I en slik sammenheng framstår auksjoner som spesielt interessante fordi ingen vil levere inn et bud som gjør at man kommer dårligere ut enn med en kontrakt enn uten. Bruk av auksjoner reiser imidlertid fleire spørsmål. I denne artikkelen har jeg spesielt sett på hvordan de to relevante auksjonsformatene – diskriminerende og ens pris auksjoner – gjør det i forhold til sannferdig budgivning og kostnader. Både teoretiske analyser og økonomiske eksperiment talar for ens pris auksjoner når det gjelder sannferdig budgivning, mens økonomiske eksperimenter tyder på at diskriminerende pris auksjoner gjør det bedre med omsyn til kostnader.

Sannferdig budgivning er ei forutsetning for at man skal kunne optimalt omfang av et verneformål (jfr. figur 2), men viss omfanget av den strategiske budgivning under diskriminerende pris auksjoner er beskjedent, så er velferdstap og eventuelle feilallokeringer også små.

Legitimitet er viktig for all politikk som involverer bruk av skattebetalerne sine penger. Sannferdig atferd og dermed kjennskap størrelsa på kunnskapsrenta er viktig i så måte. Men det er også effektiv bruk av midlene. Nok en gang så får vi ikke en entydig konklusjon. Jeg legger imidlertid stor vekt på sannferdig atferd fordi uten, så veit vi ikke hvor store feilallokeringene er. Det blir også vanskelig å bruke auksjoner som ikke gir sannferdige priser som grunnlag for betaling til de som har latt være å delta i auksjonene. Dette siste vil være viktig i Norge, der det er rimelig å forvente at mange eiere av små eiendommer ikke kommer til å delta i auksjonene.

Jeg forventer en sterk auke i antallet auksjoner for miljø- og verneformål, i første rekke fordi auksjoner er særse eigna for å redusere konfliktnivået i slike saker. Gjennom meir utstrakt bruk vil vi også få erfaring med ulike auksjonsformer. Disse erfaringene vil være til stor hjelp for å utvikle

³ Her burde jeg egentlig gjøre som skomakeren og «forbli ved min lest», men det er for fristende: verneverdien av Norges siste store foss er vesentlig større en viss det er fleire hundre tilsvarende fosser som ikke er regulert.

auksjoner til å bli et enda meir egna virkemiddel og utvide bruksområdet. Suksess er ikke tilfeldig, og det er derfor viktig at teorigrunnlaget er solid. Dette er kanskje det beste argumentet for ens pris auksjoner – vi veit jo at diskriminerende pris auksjoner ikke fører til sannferdige bud.

LITTERATUR

Campbell, D.E. (1987): *Resource allocation mechanisms*. Cambridge University Press, Cambridge, MA.

Cason, T. & L. Gangadharan (2005): A Laboratory comparison of Uniform and Discriminative Price Auctions for Reducing Non-point Source Pollution. *Land Economics*, **81**(1): 51–70.

Connor, J., J. Ward & B. Bryan (2008): Exploring the cost effectiveness of land conservation auctions and payment policies, *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* **51**(3): 303–319.

Ferraro, P.J. (2008): Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. *Ecological Economics*, **65**(4):810–821.

Horowitz, J.K. (2006): The Becker-DeGroot-Marschak mechanism is not necessarily incentive compatible, even for non-random goods. *Economic Letters* **93**:6–11.

Levitt, S.D. & J.A. List (2009): Field experiments in economics: The past, the present, and the future. *European Economic Review* **53**(1):1–18.

Latacz-Lohmann, U. & C. Van der Hamsvoort (1997): Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical Analysis and an Application. *American Journal of Agricultural Economics* **79**:407–418. Latacz-Lohmann, U. & C. Van der Hamsvoort (1998): Auctions as a means of creating a market for public goods from agriculture. *Journal of Agricultural Economics* **49**:334–345.

Latacz-Lohmann, U. & S. Schilizzi (2005): *Auctions for Conservation Contracts: A Review of the Theoretical and Empirical Literature*, Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department, Kiel, Germany.

Parkhurst, G.M. & J.F. Shogren (2007): Spatial incentives to coordinate contiguous habitat. *Ecological Economics* **64**: 344–55.

Paulsrud, S. (2008): *Økonomiske virkemidler knyttet til frivillig vern av skog*. MSc oppgave, Institutt for økonomi og ressursforvaltning, Universitet for miljø- og biovitenskap, Ås.

Parkhurst, G.M., J.F. Shogren, C. Bastian, P. Kivi, J. Donner & R.B.W. Smith (2002): Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. *Ecological Economics*, **41**:305–328.

Reichelderfer, K. & W.G. Boggess (1988): Government Decision Making and Program Performance: The Case of the Conservation Reserve Program. *American Journal of Agricultural Economics* **70**(1):1–11.

Ostroy, J.M. & W.R. Zame (1994): Nonatomic Economies and the Boundaries of Perfect Competition. *Econometrica* **62**(3):593–633.

Romstad, E., M. Boman & H. Lindhjem (2012): *Low cost approaches for managing biological diversity in Nordic forests: The applicability of procurement auctions*. Report 2012:6, Expert Group for Environmental Studies, Swedish Ministry of Finance, Stockholm, Sweden. (http://www.ems.expert-grupp.se/Uploads/Documents/7-jan-2013/EMS_2012_6.pdf).

Stoneham, G., V. Chaudri, A. Ha & L. Strappazzon (2003): Auctions for conservation contracts: an empirical examination of Victoria's Bush Tender trial. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, **47**(4):477–500.

USDA Economic Research Service (2009): Conservation Policy: Land Retirement Programs (<http://www.ers.usda.gov/Briefing/ConservationPolicy/retirement.htm>).

Vickrey, W. (1961): Counterspeculation, auctions and competitive sealed tenders. *Journal of Finance* **16**(1):8–37.

Warziniack, T., J.F. Shogren & G.M. Parkhurst (2007): Creating contiguous forest habitat: an experimental examination on incentives and communication. *Journal of Forest Economics*, **13**(2–3): 191–207.

MARGRETHE AANESEN

Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø

CLAIRE W. ARMSTRONG

Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø

VIKTORIA KAHUI

University of Otago, New Zealand

Økonomisk verdsetting av havmiljø

Noen eksempler fra Lofoten – Vesterålen

Havområdene utenfor Norge blir i økende grad brukt til aktiviteter som fiske, oppdrett, petroleumsvirksomhet, transport og turisme. Og nye næringer, som off-shore vindmølleparker utredes. Økt press på havområdene gjør det nødvendig med innsikt i den produksjonen som kontinuerlig foregår i havmiljøet, og de tjenestene som produseres og som vi mer eller mindre bevisst konsumerer. Vi gir først en oversikt over den produksjonen som foregår i havmiljøet og som genererer goder som vi kan nyte godt av. I neste omgang gis eksempler på hvordan vi kan estimere nominelle verdier for noen av godene. Havområdet utenfor Lofoten-Vesterålen brukes som empirisk eksempel.

1 INNLEDNING

Lenge var litteraturen på verdsetting av økosystemgoder dominert av terrestriske økosystem (Turner et al 2003). De siste årene har imidlertid bidraget til verdsetting av marine økosystemtjenester vokst. Det er betimelig, etter som Barbier (2012) slår fast at kystsoner-økosystem er blant de mest belastede globalt. Mens kystsonen bare utgjør 4 % av verdens landareal og 1,1 % av verdens havområder, så huser den rundt 1/3 av verdens befolkning. Likevel er litteraturen på marine økosystemtjenester begrenset. Beaumont et al (2008) bruker «Total Economic Value (TEV)» rammeverket til å identifisere 13 varer og tjenester som det marine økosystemet genererer, og finner estimat

på 8 av disse for havområdene utenfor Storbritannia. Barbier (2012) gir en oversikt over de «vanligste» marine økosystemtjenestene, og denne oversikten er nesten sammenfallende med de tjenestene Beaumont et al (2008) identifiserer. Barbier (op cit) gir eksempler på verdsetting av mangroveskog i Thailand og India, og av eksotiske korallrev, samt av ikke-bruks verdier av marine reservat. I rapporten «What's in the Sea for Me. Ecosystem services provided by the Baltic sea and Skagerrak» (Anon, 2009) blir det gitt anslag på verdien av økosystemtjenester som fisk, skjell og turisme for flere land som grenser til dette havområdet. I Norge er det laget flere oversiktsstudier over marine økosystemtjenester de siste årene (Magnussen et al 2010,

SFT 2010, Magnussen et al 2012). Disse studiene bygger på Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) rammeverket, og gir svært detaljerte beskrivelser av støttende, regulerende, forsynende og kulturelle tjenester knyttet til norske farvann. De gir gode henvisninger til litteratur hvor de enkelte tjenestene er forsøkt verdsatt og anbefalinger på verdsettingsmetoder, og bidrar også med verdsettingsestimat der de har funnet relevante data.

I denne artikkelen tar vi utgangspunkt i et avgrenset område, bestående av regionene Lofoten og Vesterålen (LoVe) i Nordland fylke, og havområdet utenfor ut til 200 nautiske mil (norsk økonomisk sone). Med utgangspunkt i de relevante menneskelige aktivitetene identifiserer vi de marine økosystemtjenestene som bidrar til menneskers velferd, og i den grad det er mulig prøver vi å verdsette disse i kroner og øre. Oversikten i Magnussen et al (2010) brukes som utgangspunkt for mulige økosystemtjenester. Vi har på ingen måte klart å verdsette alle marine økosystemtjenester generert i området, så resultatene må ses på som regneeksempler og en første tilnærming, og vi viser flere steder til arbeid som er i gang for å komplettere bildet. Vi verdsetter på den ene siden støttende tjenester, og på den andre siden regulerende, forsynende og kulturelle tjenester. Da støttende tjenester ofte inngår som komponent i de øvrige typene tjenester er det viktig å understreke at det å aggregere støttende tjenester med de andre verdsatte tjenestene vil kunne medføre fare for dobbelttelling.

Denne artikkelen bygger på et arbeid gjort på oppdrag for Miljøverndepartementet i 2007–2008. Målet var å beregne økonomiske verdier forbundet med et rent og produktivt havområde og bruke havområdet utenfor LoVe som eksempel. Dette var et tidlig arbeid på verdsetting av marine økosystemtjenester i Norge, og mye har skjedd siden, ikke minst gjennom arbeidet knyttet til Forvaltningsplanene. Selv om vi tar utgangspunkt i oversikten til Magnussen et al (2010) over marine økosystemtjenester i norske farvann, foreslår vi for flere av tjenestene å bruke andre verdsettingsmetoder. Magnussen et al (op cit) foreslår å bruke resultat fra verdsettingsundersøkelser til å anslå verdier for både støttende, regulerende og kulturelle tjenester. Med unntak av sistnevnte tjenester mener vi andre metoder er mer hensiktsmessige. Eksempelvis foreslår vi å anvende produksjonsfunksjonsmetoden for å si noe om hva støttende tjenester bidrar med til menneskers velferd. Selv om verdien av slike tjenester ikke kan aggregeres sammen med de andre tjenestene, mener vi at ved hjelp av bio-økonomiske modeller kan vi få fram viktige sammenhenger mellom goder som bidrar til vår velferd, og bakenforliggende

økosystemfunksjoner. Slike sammenhenger er vesentlige i f eks økosystembasert forvaltning. Noen ganger finnes det data som gjør at vi kan beregne en økonomisk verdi knyttet til støttende tjenester, og vi viser to eksempler på det. For de aller fleste støttende tjenestene er imidlertid enten data ikke tilgjengelig eller vi har ikke metoder som kan skille ut og verdsette dem. Når det gjelder kulturelle tjenester er det nødvendig med utstrakt bruk av verdsettingsundersøkelser for å estimere økonomiske verdier. Her er det stor mangel på norske undersøkelser. Vi bruker derfor resultat fra en nordisk verdsettingsundersøkelse, og ved hjelp av nytteoverføring gir vi anslag på rekreasjonsverdi knyttet til fritidsfiske for folk i LoVe.

Det arbeidet vi her presenterer kan sees på som en utprøving av noen metoder for estimering av enkelte verdier forbundet med økosystemtjenester i avgrenset havområde. Ettersom utgangspunktet for arbeidet er en økt konkurranse mellom økonomiske sektorer om tilgang til og bruk av marine økosystemtjenester, betrakter vi marginale endringer. Det betyr at vi ser på endring i produksjonen av tjenesten ved en endring i økosystemets kapasitet til å generere den. I mange tilfeller er det vanskelig å finne data på økosystemets kapasitet til å generere en tjeneste. Da bruker vi en marginal endring i menneskets bruk av tjenesten som grunnlag for beregningen. I noen sammenhenger er det interessant å vurdere det totale omfanget på ulike økosystemtjenester. Det avhenger av størrelsen på havområdet samt antall personer som nyter godt av tjenestene. Siden vi har avgrenset og definert begge disse størrelsene, så beregner vi for de fleste tjenestene også en totalverdi. Disse verdiene er ikke direkte anvendbare i eksempelvis nytte-kostnads analyser, men må heller ses på som utgangspunkt eller status quo i forhold til evaluering av endringer i naturmiljøet.

2 METODE OG DATATILFANG

Det mest brukte rammeverket for identifisering av (marine) økosystemtjenester er Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005). Her deles økosystemtjenester inn i støttende, regulerende, forsynende, og kulturelle tjenester. En av utfordringene ved å skulle verdsette økosystemtjenester, slik de er definert i MEA, er at tjenestene ofte vil variere romlig og over tid. Ta f eks fisken lodde. Lodde er viktig som mat for torsk, og torsk er den viktigste kommersielle villfiskarten i Norge. Ergo kan vi definere lodde som en støttende tjeneste. Imidlertid er det også et kommersielt fiske på lodda. Dermed er loddefangsten i tillegg en forsynende tjeneste. Og for å gjøre det ytterligere komplisert,

Tabell 1 *Marine økosystem tjenester i Barentshavet og Lofoten (Basert på Magnussen et al (2010))*

Kategori	Type tjeneste	Verdsettings-metode	Data som vi kan bruke, evt i fremtiden
Støttende	Vedlikehold av biogeokjemiske sykler	Gjenanskaffelses-kostnader	Kostnader ved oppdrett på land (pers medd.)
	Primærproduksjon		
	Vedlikehold av næringsdynamikk		
	Vedlikehold av biodiversitet		
	Vedlikehold av habitater	Produksjons-funksjonsmetoden	Bio-økonomisk modellering av korall-uer, Foley et al (2010)
	Vedlikehold av økologisk motstandskraft mot forandring		
Regulerende	Klimatiske og atmosfæriske reguleringer	Gjenanskaffelses-kostnader	Samfunnsmessige kostnader av karbon, Tol (2008)
	Tilbakeholdelse av sedimenter		
	Reduksjon av eutrofiering	Gjenanskaffelses-kostnader	SSB, KOSTRA
	Biologisk regulering		
	Regulering av skadelige stoffer		
Produserende	Mat for menneskelig konsum	Markedspriser	SSB
	Ikke-spiselige produkt	Markedspriser	Opsjonsverdi
	Genetiske ressurser	Markedspriser	Opsjonsverdi
	Ressurser for input til farmasøytisk, kjemisk og bioteknologisk industri	Markedspriser	Norsk bedriftsregister
	Dekorative ressurser	Markedspriser	Opsjonsverdi
	Energiforsyning fra havet	Markedspriser	Opsjonsverdi
	Areal og vannveier	Offentlig prising	Opsjonsverdi
Kulturelle	Rekreasjon og turisme	Markedspriser, SP undersøkelser	Norsk Reiselivsstatistikk, Toivonen et al (2004)
	Estetiske verdier	SP undersøkelser	Under utvikling
	Vitenskap og utdanning	Offentlig prising	Opsjonsverdi
	Kulturell arv og identitet		
	Inspirasjon til kunst og reklame		
	Havets testamente	Testamentarisk verdi	Under utvikling

ettersom bestanden av lodde på et tidspunkt er gitt, så vil det være en negativ sammenheng mellom verdien av lodde som forsyndende og som støttende tjeneste. Når det ikke fangstes på lodda, som er tilfelle når bestanden er lav, har den en potensielt større verdi som støttende tjeneste. Ved fangst blir det mindre lodde igjen til torsken, og denne mer lukrative arten må finne annen føde. Poenget er at for å kunne verdsette (marine) økosystemtjenester må vi avgrense oss i rom og tid.

I denne artikkelen har vi gjort to konkrete valg som har betydning for de resultatene vi presenterer. For det første har vi valgt å ta utgangspunkt i den mest omfattende oversikten over økosystemtjenester knyttet til norske havområder, og som igjen er basert på MEA rammeverket (Magnussen et al 2010). Videre har vi valgt å gjøre to

geografiske avgrensinger; en geofysisk (for økosystemene), og en administrativ (for menneskene).

Tabell 1, kolonne 2, gir en oversikt over marine økosystemtjenester identifisert for norske farvann (Magnussen et al 2010). Vi konsentrerer oss om marine økosystemtjenester som faktisk genererer velferd til befolkningen i LoVe per i dag (2013). Det betyr at vi ikke behandler økosystemtjenester som potensielt kan bli av økonomisk verdi, som ikke-spiselige ressurser, genetiske ressurser og noen typer energi fra havet. Det er helt klart at dette kan bli viktige framtidige verdier fra havområdet, men all den tid de ikke brukes til å generere velferd for mennesker inkluderer vi dem ikke i beregningene. Dette er i tråd med kritikk av bruken av opsjonsverdier (Freeman, 2003). Videre vil en rekke av økosystemtjenestene angitt i kolonne 2 opplagt

generere tjenester som øker velferden til befolkningen i området, men som vi mangler enten metode og/eller data til å verdsette. Disse behandles heller ikke. Kolonne 3 og 4 er bare fylt ut for de økosystemtjenestene som per i dag genererer velferd for befolkningen i LoVe og som vi har funnet relevante metoder og data til å verdsette. Kolonne 3 angir metoden vi har valgt å bruke, og kolonne 4 datakilden(e).

Tabell 1 viser at av de 24 marine økosystemtjenestene som Magnussen et al (2010) identifiserer, så er det 18 som genererer velferd til befolkningen i området per i dag. Seks tjenester vil kunne generere velferd til lokalbefolkningen i framtida, men utnyttes ikke økonomisk per i dag. Av de 18 identifiserte økosystemtjenestene mener vi å ha funnet relevante metoder og data for å verdsette åtte.

Videre har vi gjort en geofysisk avgrensning til norsk økonomisk sone (200 nautiske mil) utenfor Lofoten-Vesterålen. Det dekker et areal på 53.000 km² (Nordland VI, Nordland VI og Vestfjorden). Dette havområdet betegnes som særlig verdifullt og sårbart, samt rikt, rent og produktivt, (Stortingsmelding nr 8 2005–2006), og er viktig for mange fiske- og fuglearter og bunndyr. Den administrative avgrensningen omfatter de 11 LoVe kommunene, med en befolkning på rundt 55.000 personer (1.1.2013, www.ssb.no/statistikkbanken/).

3 VERDSETTING AV ØKOSYSTEMTJENESTER

I HAVOMRÅDET UTENFOR LOFOTEN-VESTERÅLEN

Av de 24 identifiserte og 18 realiserte økosystemtjenestene for havområdet utenfor LoVe har vi verdsatt to støttende, to regulerende, to forsynende og to kulturelle tjenester.

Støttende tjenester

Støttende tjenester er økosystemtjenester som ligger bak og muliggjør produksjonen av de tjenestene som genererer velferd til samfunnet. Den mest hensiktsmessige måten å identifisere verdier knyttet til slike bakenforliggende tjenester er gjennom anvendelse av produksjonsfunksjonsmetoden. Vi tar utgangspunkt i modeller for biologiske prosesser, f.eks. vekstfunksjoner for fiskebestander. Ved å forutsette likevekt der fangst utgjør tilveksten i bestandene, vil disse vekstfunksjonene inngå direkte i profitten. Profittfunksjonen inkluderer i tillegg økonomiske størrelser som pris per kg fisk og fangstkostnader. Dette gir en bio-økonomisk modell som bl.a. kan brukes til å beregne optimal utnyttelse av en bestemt fornybar ressurs, under forutsetning av konstante markeds- og produksjonsforhold. Den mest anvendte bio-økonomiske modellen er

Gordon-Schaefer modellen (Clark, 1990), vanligvis en enbestands biomasse modell som kan utvides ved å trekke inn habitat som forklaringsvariabel i vekstmodellen for bestanden. Barbier og Strand (1998) anvender modellen til å formulere sammenhengen mellom mangroveskog og rekeproduksjon i Asia, der mangroveskog er en type habitat, og reker et konsumgode for mennesker.

Vedlikehold av habitat

Foley et al (2010) anvender Barbier og Strand (op cit) sin mangrove-reke modell på kaldtvannskorall-uer. I perioden 1986–2003 var det et aktivt norsk fiske av uer i Norskehavet og Barentshavet. Det er kjent at uer er en art som kan finnes i betydelige mengder på kaldtvannskorallrev (KVK) (Fosså, Mortensen og Furevik 2002). Det er derimot ikke påvist at KVK er et essensielt habitat for uer. Foley et al (2010) beregner hvordan fangsten av uer varierer med mengden tilgjengelig habitat i form av KVK. De bruker data for norske fangster av uer og fangsttinnssats i uerfisket for perioden 1986–2003. I denne perioden mener biologer at en del kaldtvannskorallrev langs norskekysten ble ødelagt av bunntråling, og på et tidspunkt ble det fastslått at mellom 30–50 % av forekomstene av KVK langs norskekysten var skadd eller ødelagt som følge av bunntråling (Fosså, Mortensen og Furevik 2002). Ved bruk av regresjonsanalyse estimeres sammenhenger mellom fangsttinnssats, KVK og fangstmengde. Det gir statistisk signifikante estimat for kombinasjonen av KVK og fangsttinnssats. For tap på hhv 30 % og 50 % KVK beregnes en marginal reduksjon i uerfangst på 68 og 110 tonn per km². Dette gir tapte inntekter tilsvarende NOK 445.000 og 720.000 på marginen. Ved å bruke forskernes nedre estimat på tapt mengde KVK (30 %) beregner de at tapte fangster av uer er 2550 tonn per år, som tilsvarer NOK 16,7 mill. Det er betydelige forekomster av kaldtvannskoraller utenfor Lofoten-Vesterålen (Nordgulen et al 2005), og gitt at rundt 2 % av uerfangstene tas der (Busch, Iversen og Larsen 2012), så kan vi forenklet anta at reduksjonen i landing av uer i LoVe som resultat av KVK reduksjon er på 50 tonn per år, som tilsvarer 0,33 mill kr.

Vedlikehold av biogeokjemiske sykler

Siden starten på menneskelig næringsvirksomhet har tilsig av uorganiske næringsstoffer, som fosfor og nitrogen, til naturen økt progressivt. Konsekvensene beskrives som eutrofiering (økt tilskudd av uorganiske næringsstoffer som konverteres til organisk materiale), som medfører en myriade av økosystemskader slik som algeoppblomstring, økt fiske- og skaldyrødødelighet, smak- og luktproblem og koralldødelighet i kystnære områder (Lavalle et al, 2005).

Oppdrett er den dominerende aktiviteten med hensyn på utslipp av nitrogen og fosfor langs norskekysten (NIVA, 2005). Nordland er vårt største oppdrettsfylke og utslipp fra oppdrett utgjør 69 % og 87 % av menneskeskapt tilførsel av henholdsvis nitrogen og fosfor i disse farvannene (John Selvik, NIVA, pers. med.). Havets rensing av disse utslippene kan ses på som en positiv ekstern effekt, altså en subsidie fra naturen. Det betydelige omfanget av oppdrett i Nordland fylke gjør at den beregnede verdien av denne subsidien er en god tilnærming til de verdiene som havet tilbyr med hensyn på sirkulasjon av næringsstoffer.

Ettersom havbasert oppdrett står for stordelen av utslippene av fosfor og nitrogen i Nordland, og fysisk rensing av utslipp er uaktuelt i slik aktivitet, er alternativet landbasert oppdrett. I landbasert oppdrett¹ er det nødvendig for fiskens velvære med utstrakt resirkulering og rensing av vann, ikke bare for nitrogen og fosfor men også ammoniakk og CO₂. Ved å anta mellom 0,16 og 1,0 liter rensert vann per kg fisk i minuttet², og en produksjon av oppdrettslaks i LoVe i 2010 på 56.000 tonn, vil total rensert vannmengde være mellom 5 og 30 milliarder m³ dersom all laks ble produsert i landbaserte anlegg. Gitt en rensekostnad for fosfor på kr 2,81/m³, kan vi si at havet utfører en tjeneste som totalt ville ha kostet mellom 13 og 82 milliarder kroner³, eller 232.000 kr per tonn produsert laks. Disse tallene gjelder kun for rensing av fosfor, mens havet også leverer tjenester til havbasert oppdrett i form av rensing av nitrogen, ammoniakk og CO₂. Dermed underestimerer tallene antakelig den faktiske verdien. Det er verdt å merke at selv om verdien på denne tjenesten er betydelig, ligger den fortsatt langt lavere enn tilsvarende tall fra Beaumont et al. (2008). På den andre siden vil overgang til landbasert oppdrett bidra til å redusere kostnader som naturgitte forhold som vær- og temperatursvingning påfører havbasert oppdrett. Slik sett burde man også se på kostnadene som havet påfører. Det faktum at så og si all oppdrett av matfisk i Norge er havbasert tar vi imidlertid som en indikasjon på at det er betydelige verdier forbundet med å drive oppdrett i havet kontra på land, og det nærliggende å tenke at uten de gunstige marine biogeokjemiske forholdene langs

kysten vår ville vi ikke hatt særlig fiskeoppdrett her i landet. Dette estimatet forutsetter at oppdrettslaks produsert på land er et perfekt substitutt for oppdrettslaks produsert i sjøen, noe som ikke uten videre er gitt.

Regulerende tjenester

Regulerende tjenester er tjenester som naturen (økosystemene) yter uten at mennesker har satt i verk noen organisert produksjon av dem. I norske kystområder er et typisk eksempel havets rensing av avløpsvann. Globalt yter havet i tillegg en stor lagringstjeneste for karbon.

Regulering av eutrofiering

Det har lenge vært kjent at naturlige resipienter i form av våtmarksområder kan fungere som rensekilde for avløpsvann (se f.eks. Gosselink (1974)). Naturlige våtmarksområder har blitt brukt til rensing av avløpsvann både i USA og Europa (Breaux og Day, 1995). I Norge har vi liten erfaring med bruk av våtmarksområder til rensing av avløpsvann. Derimot gjøres det utstrakt bruk av den naturlige vannsirkulasjonen i hav og fjorder for dette formålet, og Peterson og Lubchenco (1997) beskriver hvordan utslipp av kloakk fører til at store mengder organiske næringsstoffer ender opp i havet og tas opp av planteplankton. Det er alltid krav om forhåndsrensing før avløpsvannet slippes ut i havet/fjorden. Når avløpsvann slippes ut i lite belastede havområder og samlet mengde avløpsvann er begrenset i forhold til størrelsen på resipienten er det normalt bare krav om mekanisk rensing. Dette gjelder langs hele kysten nord for Skagerrak. Avløpsvann som slippes ut i vassdrag, ferskvann og i Skagerrak er i tillegg til mekanisk rensing også pålagt kjemisk rensing. Noen kommuner i Indre Oslofjorden er også pålagt å fjerne nitrogen fra avløpsvannet før det slippes ut.

Data i kommunedatabasen KOSTRA angir hvorvidt en kommune har kjemisk rensing, hvor store kostnader den har knyttet til rensing av avløpsvann, antall renseanlegg og antall innbyggere knyttet til renseanlegg. Det betyr at vi kan beregne forskjell i kostnader per innbygger for rensing av avløpsvann i kommuner med og uten kjemisk rensing. Mens kommuner med kun mekanisk rensing (302 kommuner) hadde gjennomsnittlige kostnader for rensing av avløpsvann på kr 934 per innbygger, så hadde kommuner med krav om kjemisk rensing (126 kommuner) i snitt kr 1886 per innbygger i rensekostnader. Ettersom kommunale vann- og avløpsetater drives etter selvkostprinsippet er dette beløpet et uttrykk for merkostnadene knyttet til kommunens investeringer i kjemiske renseanlegg. Kostnadsforskjellen på kr 952 per innbygger kan derfor

¹ I dag er det kun settefiskanlegg for laks som på større kommersiell basis er landbasert i Norge. Men kommersiell landbasert oppdrett finnes i mange andre deler av verden.

² Førstnevnte mål er for et svært effektivt landbasert anlegg, mens siste mål er en mer standard tommelfinger regel.

³ Disse tallene er høyere enn tallene beregnet i Armstrong et al. (2008) hvor det forutsettes at kun 1-10% av vannet renses. Det er mer korrekt å anvende rensing på hele volumet slik gjort her, all den tid alt vann i et landbasert anlegg resykleres og renses (Torbjørn Åsgård, Nofima, pers. med.). Videre er lakseproduksjonen nesten fordoblet i perioden. Se Armstrong et al. (2008) for mer detaljer rundt disse beregningene.

ses på som et estimat for havets rensjetjeneste. Jo flere personer som bor i en kommune desto større blir mengden avløpsvann som havet må rense. Samlet sett øker derfor verdien av denne regulerende tjenesten med antall personer som nyter godt av den. Med til sammen 32 150 innbyggere som er knyttet til renseanlegg for avløpsvann, kan den årlige verdien av denne tjenesten for kommunene i LoVe anslås til rundt 30 mill. Dette kan også ses på som et anslag på hva det vil koste disse kommunene å investere i kjemiske renseanlegg. I folkerike områder av landet og områder uten tilgang til havet er den positive eksternaliteten som havets rensing av avløpsvann utgjør blitt internalisert ved at det meste av rensingen foregår på land. Det er klart at havets rensing ikke er et perfekt substitutt for kjemisk rensing fordi utslipp av avløpsvann som bare er mekanisk renses belaster havområdet. En eventuell reduksjon i havområdets kvalitet forårsaket av utslipp av mekanisk renses avløpsvann sammenlignet med om avløpsvannet også var kjemisk renses burde strengt tatt også vært trukket inn i beregningen. På den annen side vil denne kvalitetsforringelsen for store havområder og små utslipp være ubetydelig.

Gass- og klimaregulering

Primærproduksjonen i havet er et av de sentrale elementene i lagringen av karbon, ved at CO₂ konverteres til organisk materiale. Planteplankton tar opp CO₂, slik at årlig primærproduksjon kan beregnes som mengden karbon som lagres av en gitt biomasse planteplankton (Beaumont, et al 2008). Vi estimerer karbonlagringstjenesten i havområdet utenfor LoVe ved å multiplisere med estimat for marginale skadekostnader av CO₂ utslipp. Tol (2005) gjennomførte en meta-analyse av 103 estimat på marginal skadekostnad for karbonutslipp, også kalt «samfunnsmessige kostnader av karbon» (SCC). Her konkluderer han med at det er lite sannsynlig at marginal skadekostnad overstiger \$50/tC (tonn karbon). I en kommentar til dette anslaget (Tol 2008) opprettholder han denne konklusjonen, men kommenterer samtidig at en karbonskatt på \$50/tC ikke er tilstrekkelig til å få en overgang til andre energiformer på lengre sikt. Vi bruker gjennomsnittsestimatet gitt i Tol (2005) på \$50/tC, og korrigerer fra 2004 US \$ enheter til 2012 NOK ved hjelp av purchasing power parity (PPP) indeksen og den norske konsumprisindeksen. Det gir oss en SCC på 550 NOK per tonn karbon.

Skogen et al. (2007) beregner en gjennomsnittlig primærproduksjon i Norskehavet på 79g karbon per m². Dette konverteres til en primærproduksjon på 0,004 Gigatonn karbon i havområdet utenfor LoVe. Gitt SCC estimatet på

NOK 550 kr per tonn karbon blir verdien på karbonlagring 2,5 mrd kr årlig.⁴

Forsynende tjenester

Som tabell 1 viser har havet potensiale til å generere en rekke forsynende tjenester. De forsynende tjenestene som genereres i havområdet utenfor LoVe per i dag (2013) begrenser seg imidlertid til fisk og skalldyr. En bedrift utvinner enzymer fra fiskeavfall og defineres inn under tjenesten «innsatsfaktorer til industrielle prosesser». Annen småskala produksjon, eksempelvis til turistindustrien, eksisterer det ikke systematiske data på, og er derfor ikke tatt med her. For å beregne verdier på disse tjenestene bruker vi enten markedspriser eller regulerte priser, og forutsetter at disse ikke endres som følge av endringer i produksjonen av fisk og skalldyr i havområdet utenfor LoVe.

Vill Fisk

LoVe er den største fiskeriregionen i Nordland fylke. I tidsrommet 2009–2011 ble det i snitt landet 312.000 tonn fisk i de 11 kommunene årlig, til en årlig verdi av vel 2 mrd kr (SSB). Dette er ca 60 % av mengden fisk som landes i Nordland fylke, mens det er 73 % av førstehåndsverdien av alt som landes i fylket (SSB). Førstehåndsverdien av denne fangsten var 1,65 mrd kr, eller i snitt vel 5 kr/kg fisk.

Oppdrett

Samlet sett ble det produsert 193.000 tonn oppdrettslaks og ørret i Nordland i 2010 til en verdi av NOK 7,23 mrd. LoVe har i underkant av 30 % av alle oppdrettskonsesjoner på laks og ørret i Nordland. Dersom vi antar at de har samme andel av produksjonen målt i tonn og kroner betyr det at det ble produsert 56.000 tonn oppdrettslaks og ørret i LoVe til en salgsverdi på 2,1 mrd kr. Det er vanskelig å finne tall for hvor mye av inntektene som går til innkjøp av innsatsfaktorer, men om en anslår det til 20 %, så blir nettoinntekten i oppdrettsnæringen i LoVe rundt 1,65 mrd kroner. Dette gir en nettoinntekt på rundt 30 kr/kg oppdrettslaks.

Bearbeiding av fisk

Det jobber ca 1750 personer innenfor næringsmiddelindustrien i LoVe i 2011. Av disse jobber ca halvparten, dvs 875 personer med bearbeiding av fisk og annen sjømat. Bruttoproduksjonsverdien i næringsmiddelindustrien i Nordland var i 2010 på 6,67 mrd kr, og nettoinntekten på 1,45 mrd kr (22 %). Om vi antar samme produktivitet

⁴ Havforsuring som resultat av økt karbonopptak forventes å påvirke både produksjon og nivå på karbonopptak. Her er imidlertid usikkerheten stor (Armstrong et al 2011), og vi tar ikke med estimat på dette her.

i fiskeindustrien i LoVe som i Nordland fylke i snitt betyr det at verdiskapingen basert på fisk og annen sjømat er ca 0,65 mrd kr i 2010.

Input til industrielle prosesser (bruk av bi-produkt)
Bedriften Sea-Pro AS på Myre har siden 2009 produsert konsumprodukter av biråstoff fra fiskeindustrien. SeaPro tar i mot samfengt slog fra bedriftene i nærheten og sorterer ut mager, melke, restlever og restrogn. Resten blir ensilert. Fra en forsiktig start med prøveproduksjon i 2009, har man stadig økt produksjonen og er nå oppe i en omsetning på 6 mill. kr (2011). Om en antar at nettoinntekten utgjør 22 % av omsetningen betyr det 1,4 mill kr.

Kulturelle tjenester

I likhet med forsyvende og delvis regulerende tjenester, men i motsetning til støttende tjenester, er dette tjenester som mennesker direkte nyter godt av. Kulturelle tjenester omfatter ikke-markedsførte goder som rekreasjon, inspirasjon til kunst og reklame, kulturell arv og identitet, og det såkalte havets testamente. For slike tjenester eksisterer ofte ikke markedspriser, og en må derfor ty til verdsettingsmetoder som betinget verdsetting og valgundersøkelser for å kunne estimere økonomisk verdi for disse tjenestene.

De to kulturelle tjenestene som det finnes flest eksempler på verdsetting av er rekreasjon og turisme. Metodisk sett kan en tilnærme seg dem på samme måte ved at verdien av tjenestene består av konsumentoverskuddet, som er verdi av opplevelsen utover det en person har betalt for den, samt nettoinntekt fra næringsvirksomhet som tilrettelegger for at personen skal kunne delta i opplevelsen. En forutsetning for å inkludere nettoinntekten er at godene som omsettes er basert på opplevelser der havet er en nødvendig komponent. Konsumentoverskuddet har vi beregnet for rekreasjon for lokalbefolkningen, mens nettoinntekten har vi beregnet for begge tjenestene.

Turisme

Samlet sett hadde Lofoten-Vesterålen vel 470.000 kommersielle overnattinger i 2011 (Statistikknnett Reiseliv). Av disse var knappe 265.000 hotellovernattinger, mens resten var camping. I snitt var inntektene per overnatting på hotell i Lofoten kr 525, mens de i Vesterålen var kr 540. Det er ingen tall på inntekter per overnatting på campingplass. Det betyr at inntektene fra hotellovernattinger i området er på 139 mill kr per år (2011). Om vi antar at inntekter fra campingplassovernatting er den samme som for hotell så blir samlede inntekter på overnattinger i området på 249 mill (2011). Dette må ses på som et overestimat fordi

campingplassovernattinger antakelig bidrar med lavere inntekter per overnatting. Nettoinntekten innenfor hotell og restaurant sektoren i Nordland var i 2010 40 % av bruttoproduksjonsverdien (SSB). Det betyr at turismen i LoVe årlig bidrar med mellom 55–100 mill kroner i nettoinntekt i hotellsektoren, eller mellom 115–215 kr i nettoinntekt per overnatting. I tillegg kommer nettoinntekten innen transport og varehandel knyttet til turister. Dette har vi ingen tall på.

Det kan diskuteres hvorvidt hele beløpet for verdiskapingen i hotellsektoren basert på turisme kan tilskrives et rent havområde. Prebensen (2007) viser til undersøkelser blant franske, tyske og svenske turister som når de blir spurt om hva de assosierer med Norge generelt, og Nord-Norge spesielt som turistmål, svarer de; naturen, kaldt, fisk, laks, fjordene og rent vann/hav. Dette understreker at havet og tjenester som kan assosieres med havet står sentralt blant turister i Nord-Norge. Det kan imidlertid argumenteres for at anslaget på nettoinntekt fra turisme i LoVe er et overestimat i forhold til hva som kan tilskrives et rent havområde. På den andre siden har vi ikke noe anslag på konsumentoverskuddet til (de norske) turistene som besøker området. Hvis vi antar rasjonelle økonomiske aktører så vil dette være ikke-negativt. Det betyr at den beregnede nettoinntekten er et underestimat på verdien av turisme i LoVe.

Rekreasjon for lokalbefolkningen

Det finnes ingen undersøkelser fra området om folks fritidsaktiviteter, hva de betaler for å drive disse og hva de hadde vært villige til å betale for å drive fritidsaktiviteter utover det de betaler for utstyr og transport. Det nærmeste vi kommer slike data er Toivonen et al. (2004) som bruker betinget verdsetting for å verdsette nytten av fritidsfiske i fem Nordiske land. Nordiske borgere i alderen 18–69 år deltok i undersøkelsen. Det ble utledet gjennomsnittlig og aggregert estimat på utgifter knyttet til rekreasjonsfiske, og betalingsvillighet for fritidsfiske utover de gitte utgiftene. En mannlig fisker bruker i snitt NOK 2075 på fritidsfiske per år, og har en betalingsvillighet for fritidsfiske utover disse utgiftene (konsumentoverskudd) på NOK 1220 per år (2012 priser). For en kvinnelig fritidsfisker er tilsvarende tall NOK 995 per år og NOK 635 per år. Dessverre framgår det ikke av rapporten hvorvidt sannsynligheten for å drive fritidsfiske er forskjellig for kvinner og menn. I en norsk undersøkelse om fritidsvaner viser imidlertid Vaage (2009) at 67 % av personer i Nord-Norge hadde vært på fisketur minst en gang i løpet av et år. Ved bruk av nytteoverføring av Toivonen et al (2004) sine tall samt Vaage (2009) sine aktivitetsdata beregner vi samlet konsumentoverskudd og

nettoinntekt for fritidsfiske blant lokalbefolkningen i LoVe. Da får vi at fritidsfiskere i LoVe samlet sett bruker 35 mill kr årlig på utstyr og andre kostnader for å drive denne aktiviteten. Nettoinntekten av dette (20 %) er 7 mill kr. I tillegg kommer konsumentoverskuddet for fritidsfisket på vel 20 mill kr per år. Samlet sett blir det rundt 27 mill kr, som vi bruker som et estimat på verdien på rekreasjonsaktiviteten fritidsfiske for lokalbefolkningen i LoVe. Det er rundt 40.000 innbyggere i LoVe i alderen 16–79 år, og om vi deler konsumentoverskudd og nettoinntekt på disse, så får vi et konsumentoverskudd på nesten 500 kr/pers, og en nettoinntekt på 170 kr/pers.

Dette er høyst sannsynlig et underestimat på økosystemtjenesten rekreasjon ettersom fritidsfiske kun er en av mange aktiviteter lokalbefolkningen driver med i kystsonen og på havet. Som nevnt finnes det ingen undersøkelser på hvordan lokalbefolkningen i Lofoten-Vesterålen området verdssetter tilgangen de har til kystsonen og havet for å drive rekreasjon. Kjensgjerninger som at kystsonen blir stadig mer etterspurt av næringsaktører, som oppdrettere, turistfiskere, og energiforsyning, samtidig som folk får stadig mer fritid som de bl a kan bruke til å drive rekreasjon, tilsier at det blir viktig å kunne sette en verdi på kystsonen for bruk til rekreasjon⁵.

Havets testamente

Ifølge *Helhetlig forvaltning av marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten* (Miljøverndepartementet, 2005) er Lofoten området utpekt for å være spesielt viktig for en rekke sjøfugl populasjoner. Anker-Nilsson (2006) rapporterer at Røst huser den største samlingen av hekkende sjøfugl på det Europeiske fastland. Området har status som IBA (Important Bird Area) for bl.a. hekkende lunde, og er viktig for overvintrende praktærfugl. I dag er de fleste av disse artene fredet, og for mange, både i og utenfor området vil de ha eksistens- og bevaringsverdi. Eksistensverdier finnes sannsynligvis også for den sesongmessige tilstedeværelsen av spekkhoggere som vi finner særlig i Tysfjorden, like nord for LoVe. Christensen (1988) estimerer at minimum 1500 spekkhoggere er til stede langs norskekysten under sildemigrasjonen, og mellom oktober og januar finner vi spekkhoggere utenfor Lofoten. Videre vil verdens største, kjente korallrev, det beskyttede kaldtvannskorallrevet utenfor Røst kunne tenkes å ha eksistensverdi. Det eksisterer imidlertid i dag ikke gode verdsettingsstudier for slike rev, men studier fra

eksempelvis Irland har vist en viss betalingsvilje for beskyttelse av kaldtvannskorallrev (Glenn et al., 2010; Wattage et al., 2011)⁶. Med basis i den brede verdsettingslitteraturen (se Armstrong et al (2008) for noen eksempler av relevans for LoVe) kan vi trygt si at det finnes eksistensverdier for disse spesifikke artene.

5 OPPSUMMERING OG KONKLUSJON

I Norge som i resten av verden er det i de kystnære områdene at befolkningsveksten er høyest (www.ssb.no/statistikkbanken). Dette betyr at belastningen på kystøkosystemene vil øke, noe som er en grunn til å vie disse økosystemene og de verdiene de genererer mer oppmerksomhet. I denne artikkelen har vi gitt et eksempel på beregning av økonomiske verdier knyttet til et avgrenset geografisk landområde og det havområdet som naturlig hører til. Eksempelen vi har brukt er Lofoten-Vesterålen i Nordland fylke og havområdene Nordland VI, Nordland VII og Vestfjorden.

Resultatene av beregningene viser at de største verdiene som havet tilbyr ikke nødvendigvis er å finne i forsyvende tjenestene som folk flest vanligvis forbinder med havmiljøets verdiskapning, slik som fiskeri og oppdrett. Støttende og regulerende tjenester er ofte mindre kjent, deres verdier kvantifiseres vanligvis ikke, og tas derfor sjeldent hensyn til. Våre beregninger viser imidlertid at de representerer til dels svært store verdier. For eksempel betyr en reduksjon på en km² kaldtvannskorall (rev) et tap av inntekt fra uerfisket på 445.000 kr. Siden uerfisket utenfor LoVe er beskjedent i norsk sammenheng er den samlede verdien av dette habitatet i havområdet utenfor LoVe beregnet til beskjedne 330.000 kr. På den andre siden bidrar geobiokjemiske sykler til at oppdrettsnæringa «sparer» kostnader tilsvarende 232.000 kr per tonn produsert laks. Denne tjenesten muliggjør oppdrettsaktivitet i stort omfang langs kysten av Norge, og Nordland er blant våre største oppdrettsfylker. Dersom tjenesten ikke fantes og all oppdrettsvirksomhet i LoVe måtte skje på land, så ville det ha medført en kostnad på minst 13 mrd kr. årlig. Det må imidlertid understrekes at denne verdien ikke kan summeres med verdier knyttet til oppdrett, da dette ville medføre dobbelttelling. Imidlertid er identifikasjonen av verdier

⁵ Ved Universitetet i Tromsø er det nylig startet opp et forskningsprosjekt finansiert av NFR, med sikte på å utlede verdsettingsmetoder og estimere verdier for lokalbefolkningens bruk av kystsonen til rekreasjon.

⁶ Det finnes ingen studier av folks betalingsvillighet for eksistensen av arter i og rundt havområdene utenfor LoVe. Et arbeid som nå pågår ved Norges fiskerihøgskole/Universitetet i Tromsø har imidlertid som målsetting å måle folks betalingsvillighet for å verne kaldtvannskorallrev generelt. Resultat fra denne undersøkelsen vil kunne brukes som en angivelse på en eventuell eksistensverdi for havområdet utenfor LoVe.

knyttet til støttende tjenester viktig for forvaltning av våre marine resurser.

En annen økosystemtjeneste med stort omfang er havets lagring av CO₂. Dersom vi legger estimerte kostnader for samfunnet av karbonutslipp til grunn, så har den mengden CO₂ som havområdet utenfor LoVe kan lagre en verdi på 2,5 mrd kr. Omfanget på denne relativt ukjente tjenesten som havet yter kan sammenlignes med den samlede verdien av de forsyvende tjenestene, som er førstehåndsverdi og nettoinntekt av all fisk som produseres i LoVe, og som er i underkant av 4 mrd kr.

Når det gjelder kulturelle tjenester har vi riktignok estimert verdier for turisme og rekreasjon. Men siden det ikke finnes gode norske data for å estimere omfanget av disse tjenestene, har vi måttet ty til nytteoverføring fra tidligere nordiske undersøkelser om fritidsfiske. De tallene vi har brukt viser at mens lokalbefolkningens kjøp av utstyr til fritidsfiske bidrar til en nettoinntekt på 172 kr per innbygger, så er konsumentoverskuddet for fritidsfisket på rundt 500 kr per innbygger mellom 16–79 år. Siden fritidsfiske kun er en av mange rekreasjonsaktiviteter som drives langs kysten og til sjøs er det nødvendig med norske data på verdien av disse aktivitetene. Her er det flere forskningsprosjekt på gang ved Universitetet i Tromsø som kan bidra med slike data. Disse prosjektene kan også bidra med data på eksistensverdier. Ettersom LoVe er et område hvor vi finner store konsentrasjoner av en rekke sjeldne og fredete fugler, samt spekkhoggere og verdens største kaldtvannskorallrev, er det nødvendig med norske undersøkelser på folks verdsetting av disse økosystemgodene.

Det må understrekes at de verdier som er presentert i denne artikkelen ikke representerer en fullstendig verdivurdering for havområdet. De må heller anses som regneeksempler med hensyn på noen tjenester. Arbeidet demonstrerer de til dels betydelige verdiene støttende tjenester i form av biogeokjemiske sykler og regulerende tjenester i form av lagring av CO₂ representerer. Dette er tjenester som vi sjelden tenker på. På den annen side demonstrerer det også hvor det er store mangler i data for å kunne få anslått verdier til marine økosystemtjenester. Dette gjelder særlig for kulturelle tjenester. Her trengs det flere verdsettingsundersøkelser i framtida for å få fram viktigheten av de mer ikke-materielle tjenestene havet bidrar til.

REFERANSER

Anker-Nilssen, T. (2006). The Avifaunal Value of the Lofoten Islands in a World Heritage Perspective. Trondheim, Norway: Norwegian Institute for Nature Research.

Anon. (2009). What's in the sea for me? Ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak *Report 587*. Sweden: The Swedish Environmental Protection Agency.

Armstrong, C. W., Holen, S., Navrud, S., og Seifert, I. (2011). The Economics of Ocean Acidification - a scoping study. Fram Center, Norway.

Armstrong, C. W., Kahui, V., og Aanesen, M. (2008). Økonomisk verdsetting av havmiljø - Anvendelse på havområdene i Lofoten-Vesterålen Utredning for Miljøverndepartementet, Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø.

Barbier, E. B. (2012). Progress and Challenges in Valuing Coastal and Marine Ecosystem Services. *Review of Environmental Economics and Policy*, 6(1), 1-19. doi: 10.1093/reep/rer017

Beaumont, N. J., Austen, M. C., Mangi, S. C., og Townsend, M. (2008). Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*, 56(3), 386-396.

Breaux, A., S., F., og Day, J. (1995). Using Natural Coastal Wetlands Systems for Wastewater Treatment: An Economic Benefit Analysis. *Journal of Environmental Management*, 44(3), 285-291.

Busch, K. E. T., Iversen, K. R., og Larsen, L. H. (2012). Kystnære fiskerier utenfor Lofoten, Vesterålen og Senja. Kunnskapsinnhenting for det nordøstlige Norskehavet. *SALT rapport 1002*. Svolvær.

Christensen, I. (1988). Distribution, movements and abundance of killer whales (*Orcinus orca*) in Norwegian coastal waters, 1982-1987, based on questionnaire survey. *Rit. Fiskideildar*, 11, 79-88.

Clark, C. W. (1990). *Mathematical Bioeconomics. The Optimal Management of Renewable Resources*. Canada: John Wiley.

- Foley, N. S., Kahui, V., Armstrong, C. W., og van Rensburg, T. M. (2010). Estimating Linkages between Redfish and Cold Water Coral on the Norwegian Coast *Marine Resource Economics*, 25(1), 105-120.
- Fosså, J. H., Mortensen, P. B., og Furevik, D. M. (2002). The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fisheries impacts. *Hydrobiologia*, 471, 1.12.
- Freeman, A. M. (2003). *The measurement of environmental and resource values: theory and methods*. USA: Resources for the Future.
- Glenn, H., Wattage, P., Mardle, S., Van Rensburg, T., Grehan, A., og Foley, N. (2010). Marine Protected Areas - substantiating their worth. *Marine Policy*, 34, 421-430.
- Gosselink, J. G., Odum, E. P., og Pope, R. M. (1974). The value of the tidal marsh *Publication No.LSU-SG-74-03*. Louisiana: Center for Wetland Resources.
- Lavelle, P., Dugdale, R., Scholes, R., Berhe, A. A., Carpenter, E., Codispoti, L., . . . Ward, B. (2005). *Ecosystems and Human Well-being. Current State and Trends*.
- Magnussen, K., Lillehammer, L., Helland, K., og Gausen, O. M. (2010). Marine økosystemtjenester i Barentshavet-Lofoten - Beskrivelse, vurdering og verdsetting: SWECO.
- Magnussen, K., Lindhjem, H., og Skjelvik, J. M. (2012). Samfunnsøkonomiske effekter av forringet miljøtilstand i Nordsjøen og Skagerrak. Vista Analyse AS.
- MEA. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Millennium Ecosystem Assessment, Island Press.
- Miljøverndepartementet. (2005). *Helhetlig forvaltning av marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan)*. Stortingsmelding nr. 8.
- Nordgulen, Ø., Bargel, T. H., Longva, O., Olesen, O., og Ottesen, D. (2005). A preliminary study of Lofoten as a potential World Heritage Site based on natural criteria *Report no: 2005-086*. Norway: Geological Survey of Norway.
- Peterson, C. H., og Lubchenco, J. (1997). Marine ecosystem services. In ed. Daily, G.C. *"Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems"*. Island Press: Washington, D.C.
- Prebensen, N. K. (2007). Exploring tourists' images of a distant destination. *Tourism Management*, 28(3), 747-756. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tourman.2006.05.005>
- Skogen, M. D., Budgell, W. P., og Rey, F. (2007). Interannual variability in Nordic seas primary production. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 889-898.
- Toivonen, A. L., Roth, E., Navrud, S., Gudbergsson, G., Appelblad, H., Bengtsson, B., og Tuunainen, P. (2004). The economic value of recreational fisheries in Nordic countries. *Fisheries Management and Ecology*, 11(1), 1-14. doi: [10.1046/j.1365-2400.2003.00376.x](http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2400.2003.00376.x)
- Tol, R. S. J. (2005). The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy Policy*, 33(16), 2064-2074. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2004.04.002>
- Tol, R. S. J. (2008). Why Worry About Climate Change? A Research Agenda. *Environmental Values*, 17(4), 437-470. doi: [10.3197/096327108x368485](http://dx.doi.org/10.3197/096327108x368485)
- Vaage, O. F. (2009). Mosjon, friluftsliv og kulturaktiviteter. Resultater fra Levekårsundersøkelsene fra 1997 til 2007. SSB.
- Wattage, P., Glenn, H., Mardle, S., Van Rensburg, T., Grehan, A., og Foley, N. (2011). Economic value of conserving deep-sea corals in Irish waters: A choice experiment study on marine protected areas. *Fisheries Research*, 107(1-3), 59-67. doi: [10.1016/j.fishres.2010.10.007](http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2010.10.007)

FRANK ASCHE

Professor, Universitetet i Stavanger

ATLE G. GUTTORMSEN

Professor, Handelshøyskolen ved UMB

KRISTIN H. ROLL

Førsteamanuensis, Universitetet i Stavanger

RAGNAR TVETERÅS

Professor, Universitetet i Stavanger



Produksjonsvekst, innovasjon og miljøutfordringer

Veksten i norsk lakseoppdrett

Lakseoppdrett er en forholdsvis ny naturressursbasert næring i Norge, og med en produksjon på over en million tonn er næringen blitt viktig for verdiskapningen langs kysten. Som enhver næring som utnytter naturressurser, skaper imidlertid laksenæringen også negative miljøeksternaliteter. I denne artikkelen diskuterer vi hvordan innovasjon har vært viktig både for næringens vekst og for å løse miljøutfordringer. Vi estimerer også en translog kostnadsfunksjon for å undersøke insentivene for næringen til å ytterligere redusere rømmningstallene, en av de mest diskuterte eksternalitetene.

INTRODUKSJON

I 2012 ble det produsert 1,2 millioner tonn laks i norske fjorder. Det vil si at det i snitt ble slaktet 3,2 millioner kilo hver dag. Til sammenligning er den totale norske landbaserte kjøttproduksjonen noe over 300.000 tonn. I Norge produseres det med andre ord fire ganger så mye laks som kjøtt fra svin, okse, lam og kylling tilsammen. Dette har bidratt til å gjøre Norge til en betydelig matvareeksportør utover den fisken som høstes direkte fra naturen.

Laksenæringen har hatt en hurtig vekst fra en sped gründerfase på 1960-tallet (Asche og Bjørndal, 2011). I 1980 var produksjonen av laks og ørret på 7.811 tonn. På 1980-tallet ble næringen kommersialisert og nådde en produksjon på over 100.000 tonn i 1989. Eierskapsbegrensinger ble sterkt redusert i 1991, og utover 1990-tallet begynte

større lakseselskap å vokse frem.¹ Utviklingen har vært mulig fordi de beste elementene i det norske samfunnet har virket sammen. Gründere i norske distrikter utviklet fundamentet for næringen basert på lokale naturressurser. Dette ble grepet tak i av det norske kunnskapssamfunnet. Både offentlige institusjoner og private bedrifter, har utviklet teknologi som gjør at norsk leverandørindustri også er verdensledende. Den norske forvaltningen utviklet tidlig et reguleringssystem som på den ene siden gjorde næringen miljømessig bærekraftig, men som også gav næringen mulighet til å være innovativ og å vokse.² Dette har gjort at sjømatnæringen er en av bare tre norske næringer som kan

¹ Frem til 1991 kunne en ikke ha en majoritetsandel i mer enn ett oppdrettselskap.

² Det vokste frem et «innovasjonssystem» (Carlsson og Stankiewicz, 1991) i akvakulturnæringen som var i stand til å respondere på skiftende biologiske og miljømessige utfordringer ved å produsere nye innovasjoner.

klassifiseres som et internasjonalt kunnskapsnav (Reve og Sasson, 2012).³

Havbruk er imidlertid også en ny måte å benytte ressursen den norske kyst på, og som enhver næring som benytter økosystemtjenester etterlater den et økologisk fotavtrykk og skaper negative miljøeksternaliteter. I de senere år er det stilt stadig flere spørsmål relatert til norsk lakseoppdrett og bærekraft. Flere miljøorganisasjoner har lenge vært kritisk til næringen, og vi har de siste årene sett at så vel politikere som media har inntatt en stadig mer oppdrettskritisk holdning. Denne holdningen har igjen ført til strengere reguleringer og tøffere rammevilkår. All matproduksjon påvirker miljøet, og hovedsakelig negativt.⁴ Dette gjelder for oppdrett på samme måte som for svin, kylling og andre landbruksprodukter. Det viktigste spørsmålet for storsamfunnet er å vurdere om de negative eksternalitetene som miljøkonsekvensene innebærer, er for store i forhold til den positive verdiskapningen og bidraget til opprettholdelse av bosetting langs kysten som næringen gir. Samtidig er det også slik at en må oppdage et problem før en kan løse det. Som en ung næring som har blitt skalert hurtig opp, så har oppdrettsnæringen støtt på betydelige miljø- og sykdomsutfordringer, hvor flere har truet næringens eksistens. Disse utfordringene har så langt i hovedsak blitt løst, delvis av næringen selv og delvis gjennom reguleringer. Samtidig har utfordringene gitt både næring og regulator mer kunnskap om det økosystemet næringen opererer innenfor, og dermed bygget kapasitet til å håndtere nye lignende utfordringer.

Vi vil i denne artikkelen diskutere veksten i norsk lakseoppdrett, med fokus på hvordan produktivtetsvekst og innovasjon har drevet næringen fremover både i forhold til verdiskapning og i forhold til å håndtere miljøutfordringer. Miljøutfordringene kommer i to hovedkategorier, utfordringer som påvirker i økonomien i anleggene så mye at det er direkte insentiver for næringen til å løse dem, og

utfordringer som hovedsakelig skyldes negative eksternaliteter og som bare kan reduseres ved hjelp av reguleringer. Vi vil også se nærmere på insentivene for næringen til å håndtere en av de mest omtalte miljøutfordringene de senere år, rømming. Effekten av rømt laks på ville bestander er mye debattert, og det er flere mulige negative konsekvenser, for eksempel genetisk forurensning og ressurskonkurranse.

PRODUKTIVITETS- OG MARKEDSVEKST

Fra mikroøkonomisk teori vet vi at en kan øke omsetningen av et produkt enten ved å redusere kostnadene slik at tilbudet økes, eller ved å øke etterspørselen for eksempel ved systematisk markedsarbeid. I norsk lakseoppdrett har en gjort begge deler. Litt forenklet kan en si at veksten i norsk lakseproduksjon kan deles i to hovedperioder. I den første perioden, som varer frem til midten av nittitallet, var innovasjonsdrevet produktivtetsvekst som reduserte produksjonskostnadene den viktigste drivkraften. I den andre perioden, fra midten av nittitallet blir etterspørselsvekst like viktig, og prisen varierer rundt et stabilt nivå til tross for at produsert kvantum fortsetter å øke. Figur 1 viser utviklingen i kostnader, priser og produsert kvantum for perioden 1985 til 2011. Vi ser at målt i 2011 kroner kostet det i 1985 over 70 kroner å produsere en kilo laks. Kostnaden var redusert til 21.67 kroner i 1997. Siden 1997 har det bare vært en mer begrenset reduksjon i kostnadene til 19.70 i 2011, og etterspørselsveksten har vært den viktigste faktoren for økt produksjon.

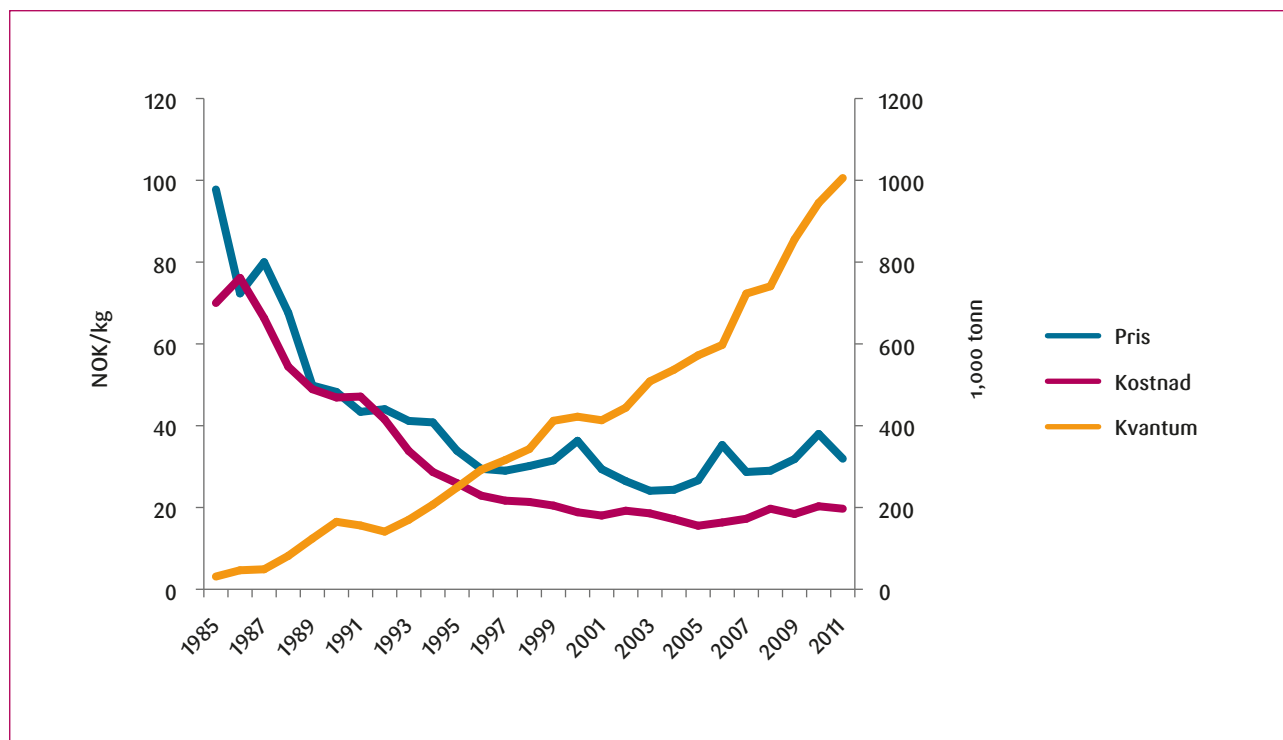
Et grovt mål på produktivtetsveksten er den prosentvise reduksjonen i kostnaden per kilo når disse er justert for inflasjon. Reduksjonen i produksjonskostnaden kan betraktes som et mål på total faktor produktivtetsvekst (TFP-veksten). I den norske økonomien som helhet var den gjennomsnittlige årlige TFP-veksten i perioden 1990–2008 på under 2 (Hagelund, 2009). I norsk lakseoppdrett var den over 6 %.

Det er mange faktorer som kan bidra til å forklare produktivtetsveksten, med hovedgruppene; (1) innovasjoner på sentrale teknologiområder, (2) økt kompetanse i alle deler av næringen, og (3) bedre utnyttelse av stordriftsfordeler i flere ledd (Guttormsen, 2002; Tveterås, R. 2002; Tveterås og Heshmati, 2002; Tveterås og Battese, 2006; Asche, Roll og Tveterås, 2007; 2009; Oglend og Tveterås, 2009). Eksempler på innovasjoner i akvakultur er fôr og fôrings-teknologi som har redusert fôrfaktoren (forholdet mellom konsumert fôr og tilvekst), kunnskap om laksehelse, som

³ Også globalt er oppdrett av fisk og skalldyr blitt stadig viktigere. Siden 1970 har oppdrett vært verdens hurtigs voksende matproduksjonsteknologi (Smith et al, 2010). Akvakulturproduksjon har økt fra 3,5 millioner tonn i 1970 til 60.4 millioner tonn i 2011 (FAO, 2012). I 2011 utgjorde akvakultur 40 av de 148.9 millioner tonn sjømat som ble produsert, og tar en vekk de ca. 20 millioner tonnene som går til fiskemel etc., så utgjorde akvakultur om lag halvparten av sjømaten til humant konsum. Fra tidlig på 1990-tallet er det utelukkende den økte tilførselen fra havbruk som har opprettholdt den økende trenden i verdens sjømatforsyning og som gjør at konsum av sjømat per capita har økt de siste tiårene.

⁴ Det er interessant å merke seg hvordan det norske storsamfunnet i dag mener at mange av de betydelige endringene som landbruken har gjort av naturen er positive, formulert gjennom det positivt ladede begrepet kulturlandskap.

Figur 1. Norsk lakseproduksjon og inflasjonsjustert eksportpris og produksjonskostnad per kilo (2011=100).



Kilde: Fiskeridirektoratet

har resultert i utvikling av vaksiner og medisiner, avsl-programmer som gjør at fisken både vokser forttere og er sunnere, og utvikling av bedre kapitalutstyr, for eksempel merder som har større kapasitet og er mer robuste slik at de kan brukes på mer eksponerte lokaliteter.

En rekke av innovasjonene har hatt potensielt positive effekter på miljø og bærekraft. Dette omfatter innovasjoner i fôr og fôringsteknologi som har redusert den lokale forurensningen av organisk materiale. Fôrrelaterte innovasjoner som har redusert inklusjonsgraden av fiskemel og fiskeolje har også redusert bruken av knappe marine råstoffer (Tacon og Metian, 2008). Videre har vaksiner bidratt til å redusere bruken av antibiotika og ulike andre stoffer med potensielt negative konsekvenser for miljøet (Tveterås, S. 2002).

Når det gjelder produktivitetsveksten i næringen kan man heller ikke undervurdere betydningen av at kunnskapen i alle ledd har økt, slik at næringen har blitt mer profesjonalisert. Mens det på 80-tallet var en dominans av ufaglært arbeidskraft, er det i dag en betydelig andel med fagbrev og spesialisert høyere utdanning. Endringen i selskapsstrukturen har gjort det mulig å ansette relativt kostbar spesialisert

arbeidskraft med høyere utdanning, fordi man kunne fordele lønnskostnadene på et større produksjonsvolum.

I stor grad kan en si at produktivitetsveksten i lakseoppdrett er drevet frem av at en har benyttet kunnskap fra landbasert dyrehold. Slik sett kan vi si at laksen har blitt mer og mer som et vanlig husdyr. Et stort antall studier har utforsket forskjellige aspekter ved produktivitetsveksten i laksenæringen som, Tveterås, R. (2000; 2002), Guttormsen (2002), Kumbhakar og Tveterås (2003), Tveterås og Battese (2006), Andersen, Roll og Tveterås, (2009), Asche, Roll og Tveterås (2009), Nilsen (2010), Vassdal og Holst (2011), Roll (2013). Et spesielt interessant aspekt er at to tredjedeler av kostnadsreduksjonen kommer gjennom forbedrede og billigere innsatsfaktorer (Tveterås og Heshmati, 2002; Asche, 2008), og ikke i forbedringer i selve matfiskproduksjonen. Det har også vært en betydelig produktivitetsvekst i verdikjeden med større grad av vertikal koordinering og introduksjon av nye salgformer (Kvaløy og Tveterås, 2008; Oglend og Sikveland, 2008; Larsen og Kinnucan, 2009; Larsen og Asche, 2011, Solibakke, 2012; Oglend, 2013).

Fra slutten av nittitallet har primærleddet i næringen opplevd lavere produktivitetsvekst (Vassdal og Holst, 2011; Asche, Guttormsen, Nielsen 2013). Når produksjonen likevel har økt, som vist i figur 1, skyldes det hovedsakelig etterspørselsvekst (Asche et al, 2011). Det spises laks i stadig flere land, og fra slutten av nittitallet har markedet vært globalt. Viktigst har imidlertid en betydelig produktutvikling som har gjort at laks når stadig nye konsumenter og mange konsumenter spiser laks ved flere anledninger. Blant de mer interessante eksemplene er Nestlès baby-mat med laks og Philadelphiaost med biter av røkt laks. Om lag 90 % av laksen går ubearbeidet fra Norge, og slik sett er videreførdlerne i Europa og andre markeder blant laksenæringens beste allierte ved at de står for denne produktutviklingen.

Flere studier har dokumentert en betydelig dynamikk i etterspørselen etter laks og et betydelig positivt skift i etterspørselen etter de fleste produktformer og i de fleste markeder (Bjørndal, Salvanes, og Andreassen, 1992; Wessells og Wilen, 1994; Asche, Salvanes og Steen, 1997; Steen og Salvanes, 1999; Kinnucan og Myrland, 2002, 2005; 2007; Xie, Kinnucan og Myrland, 2009, Asche et al, 2011; Xie og Myrland, 2011). Asche et al. (2011) estimerer etterspørselsveksten i EU I perioden 1996–2009 til å være i gjennomsnitt 7,7 % per år. Dette kan synes som et stort tall, men det samsvarer bra med kvantumsveksten i en periode uten en nevneverdig negativ trend i prisen.

Det kan her være på sin plass å nevne at lønnsomheten i næringen har vært svært god det siste tiåret, og uten et reguleringsregime som til en viss grad begrenser produksjonskapasiteten, ville produksjonen etter alt å dømme vært betydelig høyere. Når prisen på laks over lang tid er høy, samtidig som den totale produksjonen er begrenset, blir insentivene til å omgå reguleringene sterke. Det blir således mer lønnsomt å bruke ressurser på å produsere en ekstra kilo, heller enn å minimere kostnader. Det er følgelig sannsynlig at reguleringsregimet, som i dag i stor grad er motivert utfra miljøhensyn, også både direkte og indirekte har bidratt til å redusere produktivitetsveksten. Samtidig har sykdomsutbrudd som har halvert produksjonen i andre lakseproduserende land som Færøyene og Chile vist at det er en betydelig risiko vedheftet å ikke ta tilstrekkelige miljøhensyn (Asche et al, 2009; Hansen og Onozaka, 2011).

EFFEKT PÅ MILJØ

Å produsere over 1 million tonn laks uten at det har konsekvenser for miljø er selvsagt utenkelig. Laksenæringen har hatt, og har utfordringer relatert til miljøpåvirkning. Naylor et al. (2000) skisserer to hovedgrupper av miljøproblemer for oppdrettsnæringen. Den første er knyttet til de negative effektene av lakseoppdrett på lokalt og regionalt miljø, villfisk, og det økologiske grunnlaget for andre arter. Dette er hovedsakelig lokale og regionale hensyn. Problemstillinger som tilhører denne gruppen omfatter sykdommer, medisinbruk, virkningen av organisk avfall på fjordområder, rømning av oppdrettslaks, økt mengde lakselus, og kontaminering av den genetiske sammensetningen av villaks (Asche, Guttormsen og Tveterås, 1999; Tveterås, S. 2002, Torrisen et al 2011; 2013). Den andre gruppen er knyttet til press på ville fiskebestander på grunn av laksenæringens etterspørsel etter marine råvarer til fôr. I litteraturen er denne problemstillingen døpt «the fishmeal trap» (Naylor et al, 2000). Dette er et globalt problem, hvor løsningen primært er bedre fiskeriforvaltning selv om andelen fisk fra ville bestander som benyttes i foret har sunket sterkt (Asche og Bjørndal, 2011; Torrisen et al, 2011). I denne artikkelen er fokus på de lokale og regionale utfordringene.

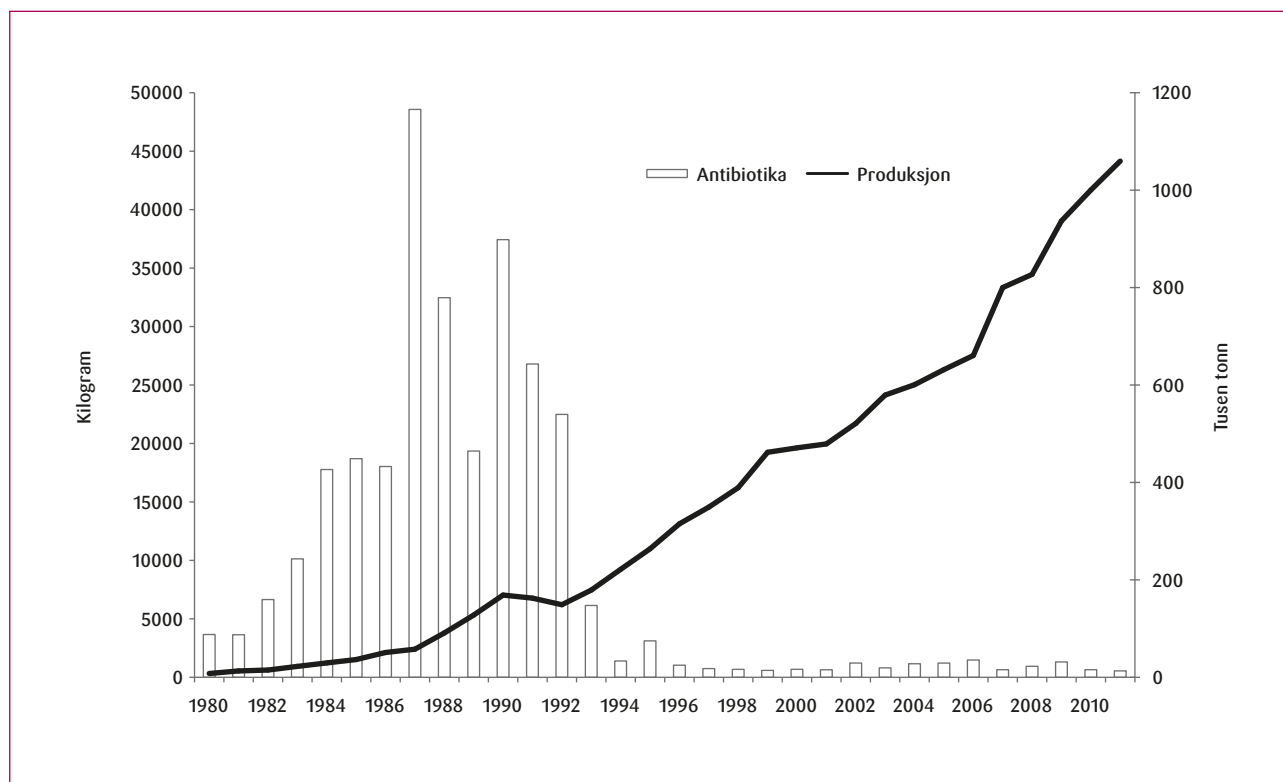
Lokale og regionale utslipp

I næringens tidlige fase hadde oppdretterne liten kontroll over næringsstoffene som forsvant ut under måren. Lokalitetene lå ofte på relativt grunt vann og på steder med begrenset gjennomstrømning. Laksens avføring, fôrrester og død fisk ble derfor liggende igjen på bunnen, og reduserte tilgangen på oksygen i mærene. Utslipp av nærings-saltene nitrogen og fosfor førte videre til økt algevekst. Den økte biomasseproduksjonen fører til ytterligere tilførsel av organisk materiale til fjordbunnen, noe som igjen krever økt mengde oksygen til bakteriell nedbrytning. Dette ble etter hvert et stort problem også i forhold til produksjonskostnader at næringen ble nødt til å ta tak i problemet (Asche, Guttormsen og Tveterås, 1999). Resultatet ble at ny teknologi gjorde at utslippene ble redusert, og effekten av utslippene ble redusert ved at anleggene til bedre lokaliteter med dypere vann og mer gjennomstrømning.

Antibiotika og medisinbruk

S. Tveterås (2002) viser hvordan utslippene fra laksenæringen følger en empirisk Kutznetskurve for de faktorene som ble betraktet som de største utfordringene i næringens tidlige år. Et av de klareste eksemplene er antibiotikabruk. Norske oppdrettere et stort forbruk av antibiotika på slutten av 80-tallet og begynnelsen på 90-tallet for å bekjempe

Figur 2: Forbruk av antibiotika i Norsk oppdrettsnæring og produksjon av laks og ørret, 1980–2011



Kilde: Fiskeridirektoratet og Veterinærinstituttet

sykdommene bakteriell kaldtvannsvibrose og furunkulose. To faktorer var viktige for å snu utviklingen med et økende antibiotikaforbruk. Først, som nevnt i diskusjonen av utslipp, ble lokalitetene flyttet til mer egnede steder. Dette gav fisken bedre levekår og bedret fiskehelsen. Enda viktigere var utviklingen av en oljebasert vaksine i 1992. Denne viste seg å være meget effektivt mot bakteriesykdommer, og gjorde antibiotika mer eller mindre overflødig. Som vist i figur 3 har antibiotikabruken etter dette sunket til svært lave nivå. Kontrollen med bruk av antibiotika gjennom vaksinasjon har vært en entydig suksesshistorie, drevet fram blant annet av norske bioteknologibedrifter, norske forskningsmiljøer og med støtte fra Norges forskningsråd.

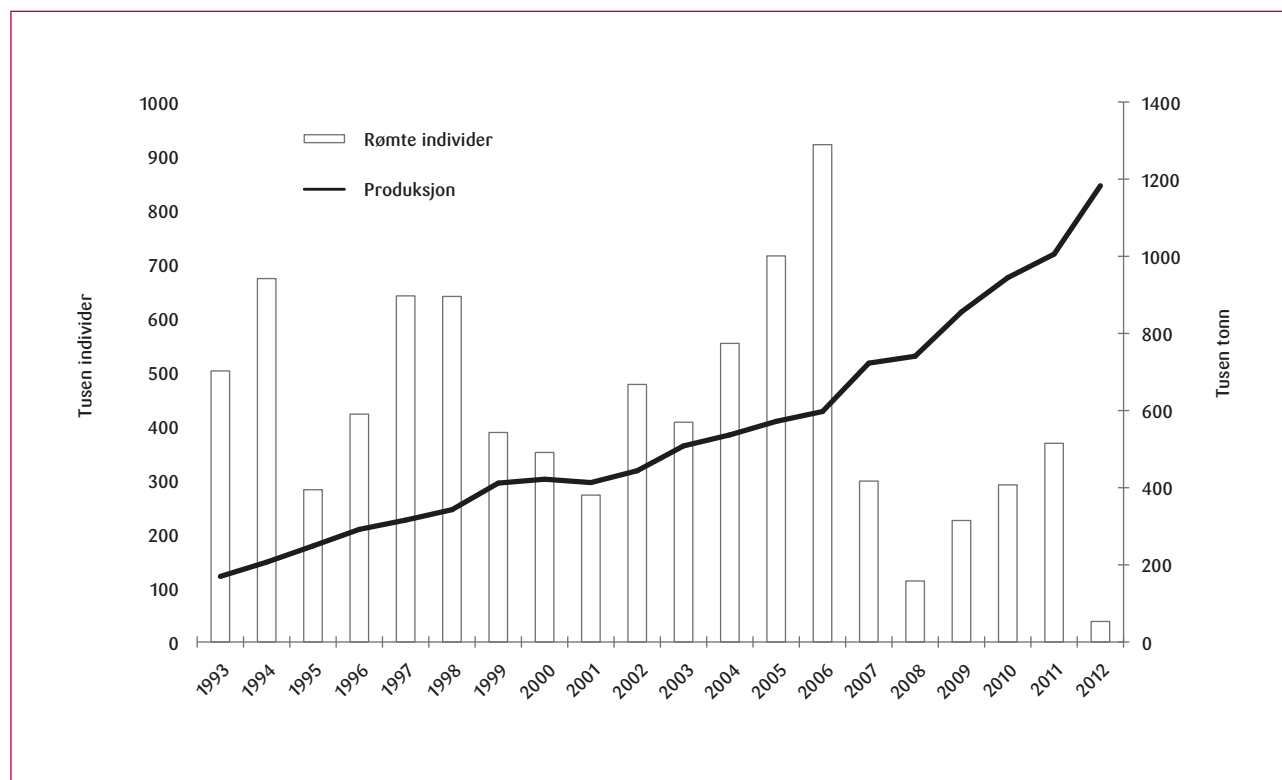
Rømming

Rømming er, sammen med høye forekomster av lakselus, regnet som næringens største miljøutfordring (Liu, Olaussen and Skonof, 2011; Torrissen et al, 2011). Hvert år rømmer et betydelig antall fisk fra norske oppdrettsanlegg. En del av den rømte laksen vandrer opp i vassdragene og gyter sammen med villaksen. Oppdrettslaks vil også kunne konkurrere med villaks om fôrressurser og gyteområder. På samme måte som med lakselus, er fagfolkene

uenig i hvor stor grad rømt oppdrettslaks er en trussel mot villaksen (Torrissen et al, 2013). Man frykter at når rømt oppdrettslaks gyter med villaks, vil den ville laksebestanden kunne endres genetisk, noe som på sikt kan føre til lavere produksjon av laks i vassdraget. Den genetiske variasjonen i de ville bestandene kan endres og denne påvirkningen kan være irreversibel. En laks som ligner mest på oppdrettsfisk vil kanskje ikke være tilpasset elvens spesielle forhold og innblanding av oppdrettsfisk vil kunne gjøre laksebestandene mindre motstandsdyktige mot skift i miljøet, som for eksempel klimaendringer. I den grad rømt oppdrettslaks påvirker villaksbestander vil den også være en eksternalitet i forhold til opplevelsesindustrien basert på laksefiske (Olaussen og Skonof, 2008; Olaussen, 2009). Selv om denne eksternaliteten i hovedsak betraktes å være negativ, så kan den også ha positive elementer ved at mer fisk i elvene kan gi økt sannsynlighet for å fange fisk.

Selv om rømming er en hyppig diskutert miljøutfordring, viser statistikken også her at problemet er blitt stadig mindre, om en med stor variasjon rundt den synkende trenden. I flere år på 90-tallet forsvant mer en halv million individer per år, og det forsvant nesten en million individer

Figur 3: Antall tusen rømte laks sammen med totalproduksjon i tusen tonn



Kilde: Fiskeridirektoratet, Kontali analyse

i 2006. 2012 var et år med svært lite rømming, da det forsvant 171.000 individer.^{5,6} For oppdretteren medfører enhver fisk som rømmer et netto tap. Fisken har vært føret i en periode og forbrukt kostbare innsatsfaktorer. Rømmingsreducerende tiltak er imidlertid også kostbare, og med dagens relativt lave rømmingstall er det ikke åpenbart at oppdretterne har incentiver til å investere i ytterligere tiltak. I så fall er rømming utelukkende en negativ eksternalitet som myndighetene må kontrollere ved hjelp av regulatoriske tiltak.

For å undersøke hvordan rømming påvirker kostnadsstrukturen i lakseproduksjon benytter vi en multi-produkt kostnadsfunksjon med ett positivt og ett negativt produkt, som i Morrisson-Paul et al (2001). Denne spesifikasjonen gir anledning til å undersøke hvordan rømming påvirker kostnadene direkte, og indirekte gjennom å påvirke kostnaden for det positive produktet og gjennom

innsatsfaktorbruken. De fleste oppdretterne er ikke utsatt for rømming, og en vil derfor ha en betydelig utfordring med nullobservasjoner hvis en skal benytte bedriftsdata. Vi vil derfor estimere kostnadsfunksjonen med data på regionalt nivå. Rønningsdata er tilgjengelig på regions nivå fra 1998, og vi har årlige data frem til 2009. Regionene er Rogaland og Agderfylkene, Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Trøndelag, Norland og Troms og Finnmark, slik at vi har 84 observasjoner. Det er ingen indikasjoner på at det er klar regional systematikk i rømmingene. Alle dataene er tilgjengelig fra Fiskeridirektoratet (www.fiskeridir.no).

Vi benytter en translog, hvor modellspesifikasjonen er gitt i appendix. Mer informasjon om modellspesifikasjonen, samt de estimerte parametrene kan finnes i Guttormsen, et al. (2013). Modellen har god forklaringskraft for kostnadsfunksjonen med en R^2 på 0.99. De viktigste målene i forhold til påvirkning av rømming er rapportert i tabell 1, sammen med en del standardmål som beskriver teknologien. Disse standardmålene samsvarer godt med det som har vært rapportert i nyere parametriske produktivitetsanalyser. Skalaelasticiteten for laks er 1.216, og er signifikant

⁵ Det er interessant å merk seg at selv om oppdrettsanleggene blir sikrere, så gjør det at de blir større også at konsekvensene av en enkel rømmingshendelse kan bli større. Årene 2005 og 2006 illustrerer dette godt, da de høye tallene skyldes anleggshavari på grunn av spesielt sterke stormer.

⁶ Til sammenligning sto det 361 millioner lakseindivider og 25 millioner ørretindivider i norske oppdrettsanlegg ved utgangen av 2012.

forskjellig fra 1 på et 5 % nivå, og indikerer dermed økende skalaavkasting. Egenpriselasititeten på før er relativt lav med en verdi på -0.118, som kan forklares med den høye kostnadsandelen for før (Guttormsen, 2002). Egenpriselasititeten for arbeidskraft er -0.744.

For å måle om rømming har en direkte kostnadseffekt ser en på kostnadselasititeten for rømming. Denne er svakt negativ med en verdi på -0.005, men ikke signifikant forskjellig fra null. Til sammenligning er kostnadselasititeten for laks 0.822 og klart signifikant. Rømt laks synes følgelig ikke å ha noen direkte kostnadseffekt. Effekten av rømming på kostnadene for laks testes ved å teste for samdriftsfordeler. Test statistikken er negativ, men med en tallverdi mindre enn 0.0005 og en *p*-verdi for testen på 0.977, er konklusjonen helt klart at rømming ikke har noen effekt på produksjonskostnadene for laks. En test for svak separabilitet for rømt laks gir en *p*-verdi på 0.137, og det er følgelig heller ingen indikasjon på at rømming påvirker innsatsfaktorkombinasjonen.

Konklusjonen fra denne empiriske analysen er at rømming ikke har noen målbar effekt på produksjonskostnadene i lakseoppdrett, og heller ikke på faktorsammensetningen. Dette er ikke spesielt overraskende, gitt det lave nivået på rømming og de relativt få rømminghendelsen hvert år. Dette betyr også at oppdretterne ikke har direkte økonomiske insentiver til å redusere rømming ytterligere. Videre regulatoriske tiltak med sikte på å redusere rømming kan følgelig bare begrunnes med negative eksternaliteter fra den rømte laksen.

Tabell 1. *Hovedresultater*

	Testobservator	<i>p</i> -verdi
Skalaelasititet, laks	1.216	0.000
Egenpriselasititet, før	-0.118	0.000
Egenpriselasititet, arbeid	-0.744	0.000
Kostnadselasititet, rømt laks	-0.005	0.174
Kostnadselasititet, laks	0.822	0.000
Samdriftsfordeler	-0.0001	0.977
Separabilitet, rømming	3.960	0.137

KONKLUSJONER

Den norske lakseoppdrettsnæringen er en suksesshistorie ved at ressursen den norske kyst er blitt utnyttet til å skape en verdensledende næring ved hjelp av menneskelige ressurser langs kysten, i forskningsinstitusjonene og i forvaltningen. Samtidig er det klart at enhver næring som utnytter en naturressurs vil skape negative eksternaliteter, og en

vil kunne sette spørsmålsteget i forhold til om næringen er miljømessig bærekraftig eller om det økologiske fotavtrykket er akseptabelt. I tidlige år ble næringen utsatt for flere kriser som truet næringens eksistens både i forhold til sykdom og lokal forurensing. Som diskutert ovenfor har næringen og forvaltningen gjennom innovasjon og samarbeid med forskningsmiljøer gradvis har tatt kontroll over de utfordringene den har møtt. Tiltak som har bidratt til å redusere miljøkonsekvensene er delvis resultat av næringens bedriftsøkonomiske internalisering før offentlige pålegg, men markedssvikt i form av manglende internalisering av miljøeffekter gir myndighetene en viktig rolle som regulator.

Når næringen har fortsatt å vokse er det ikke uventet at forhold som tidligere ble betraktet som mindre problematiske får økt oppmerksomhet fordi den negative eksternaliteten blir større med økt total produksjon. Samtidig er det heller ikke uventet at næringen i utgangspunkt har svakere insentiver til å internalisere slike utfordringer, fordi de har mindre direkte påvirkning på anleggenes drift. Dette indikerer at det er storsamfunnet som må avgjøre hvor stor eksternalitet som kan aksepteres, og iverksette regulatoriske tiltak for å håndtere dette. Næringens mest omtalte miljøutfordringer i senere år, rømming og lakselus, synes begge å havne i denne kategorien.

Vi har estimert en multiprodukt kostnadsfunksjon med et negativt produkt, rømming, mens tidligere produktivtetsstudier av laks har benyttet kostnadsfunksjoner med bare ett produkt. Dette gir oss anledning til å test om rømming påvirker kostnadsstrukturen for lakseoppdretterne. Resultatene indikerer at rømming verken påvirker marginalkostnadene for det positive produktet laks eller innsatsfaktorsammensetningen. Dette innebærer at oppdretterne ikke synes å ha økonomiske insentiver til å redusere rømming ytterligere. Rømming fremstår følgelig som en ren eksternalitet som bare kan håndteres gjennom regulering.

Til slutt kan det være på sin plass å påpeke at selv om laksenæringen i øyeblikket fremstår som en betydelig suksess, så er den på mange måter en skjør blomst. En har forsøkt å skape næring på mer enn ti andre arter i Norge uten å lykkes med andre enn laksefiskene laks og ørret. Det er en indikasjon på at det er vanskelig å lykkes og at det unike med norsk laksenæring er at en faktisk har lyktes med en art. Internasjonal viser også erfaringene at å finne den rette kombinasjonen av et forvaltningssystem som tillater innovasjon og vekst samtidig som det sørger for bærekraft er vanskelig. Det finnes mange eksempler på oppdrettsarter

som har forvunnet både på grunn av manglende miljømessig bærekraft og på grunn av manglende økonomisk bærekraft som følge av lite hensiktsmessige forvaltningssystem (Asche og Bjørndal, 2011).

REFERANSER

- Andersen, T. B., K. H. Roll og S. Tveterås (2008). Price Responsiveness of Salmon Supply in the Short and Long Run. *Marine Resource Economics* 23(4), 425–437.
- Asche, F. (2008). Farming the Sea. *Marine Resource Economics* 23(4), 527–547.
- Asche, F. og T. Bjørndal (2011). *The Economics of Salmon Aquaculture*, Blackwell, Oxford.
- Asche, F., A.G. Guttormsen og R. Tveterås (1999). Environmental Problems, Productivity and Innovations in Norwegian Salmon Aquaculture. *Aquaculture Economics and Management* 3(1), 19–29.
- Asche, F., R.E. Dahl, D. V. Gordon, T. Trollvik og P. Aandahl (2011). Demand growth for salmon in the European market. *Marine Resource Economics* 26(4), 255–265.
- Asche, F., H. Hansen, R. Tveterås og S. Tveterås (2009). The Salmon Disease Crisis in Chile. *Marine Resource Economics* 24(4), 405–412.
- Asche, F., K.H. Roll og R. Tveterås (2009). Economic Inefficiency and environmental impact: An application to Aquaculture Production. *Journal of Environmental Economics and Management* 58(1), 93–105.
- Asche, F., K.H. Roll, og R. Tveterås (2007). Productivity Growth in the Supply Chain – Another Source of Competitiveness for Aquaculture. *Marine Resource Economics* 22(3), 329–334.
- Asche, F., K.G. Salvanes og F. Steen (1997). Market Delineation and Demand Structure. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(1), 139–150.
- Asche, F., A.G. Guttormsen og R. Nielsen (2013). Future challenges for the maturing Norwegian salmon aquaculture industry: An analysis of total factor productivity change from 1996 to 2008. *Aquaculture* 396–399(1), 43–50.
- Bjørndal, T., K.G. Salvanes og J.H. Andreassen (1992). The Demand for Salmon in France: the Effects of Marketing and Structural Change. *Applied Economics*, 24(9), 1027–1034.
- Carlsson, B. og R. Stankiewicz (1991). On the Nature, Function, and Composition of Technological systems. *Journal of Evolutionary Economics* 1, 93–118.
- Guttormsen, A.G. (2002) Input Factor Substitutability in Salmon Aquaculture. *Marine Resource Economics* 17(2), 91–102.
- Guttormsen, A. G., F. Asche, K. H. Roll og R. Tveterås (2013). Produksjonsvekst, innovasjon og miljøutfordringer – Veksten i norsk lakseoppdrett. UMB School of Economics and Business, Working Paper #2/2013.
- Hansen, H. og Y. Onozaka (2011). Diseases in Aquaculture: Spillover Effects from Negative Publicity. *Marine Resource Economics* 26(4), 281–292.
- Kinnucan, H. W. og Ø. Myrland (2002). The Relative Impact of the Norway-EU Salmon Agreement: A Mid-term Assessment. *Journal of Agricultural Economics* 53(2), 195–220.
- Kinnucan, H. W. og Ø. Myrland (2005). Effects of Income Growth and Tariffs on the World Salmon Market. *Applied Economics* 37(17), 1967–1978.
- Kinnucan, H. W. og Ø. Myrland (2007). On generic vs. brand promotion of farm products in foreign markets. *Applied Economics* 40(6), 673–684.
- Kumbhakar, S. C. og R. Tveterås (2003). Risk Preferences, Production Risk and Firm Heterogeneity. *Scandinavian Journal of Economics* 105(2), 275–293.
- Kvaløy, O. og R. Tveterås (2008). Cost Structure and Vertical Integration between Farming and Processing. *Journal of Agricultural Economics* 59(2), 296–311.
- Larsen, T. A. og F. Asche (2011). Contracts in the Salmon Aquaculture Industry: An analysis of Norwegian Salmon Exports. *Marine Resource Economics* 26(2), 141–149.
- Larsen, T. A. og H.W. Kinnucan. 2009. The Effect of Exchange Rate on International Market Margins. *Aquaculture Economics and Management* 13(2), 124–137.

- Liu, Y., J.O. Olaussen og A. Skonhoft (2011). Wild and farmed salmon in Norway. A review. *Marine Policy* 35(3), 413–418
- Morrisson-Paul, C., V. E. Ball, R. Felthoven og R. Nehring (2001). Effective Costs and Chemical Use in U.S. Agricultural Production: Benefits and Costs of Using the Environment as a Free Input. *American Journal of Agricultural Economics*, 84(4), 902–915.
- Naylor, R. L., R. J. Goldburg, J. Primavera, N. Kautsky, M. Beveridge, J. Clay, C. Folke og J. Lubchenco (2000). Effects of Aquaculture on World Fish Supplies. *Nature*, 405, 1017–1024.
- Nilsen, O. B. (2010). Learning-by-doing or Technological Leapfrogging: Production Frontiers and Efficiency Measurement in Norwegian Salmon Aquaculture. *Aquaculture Economics and Management* 14(2), 97–119
- Oglend, A. (2013) Recent Trends in Salmon Price Volatility. Kommer i *Aquaculture Economics and Management*.
- Oglend, A. og M. Sikveland. (2008). The Behaviour of Salmon Price Volatility. *Marine Resource Economics* 23(4), 507–526.
- Oglend, A. og R. Tveterås (2009). Spatial Diversification in Norwegian Aquaculture. *Aquaculture Economics and Management* 13(2), 94–111.
- Olaussen, J. O. (2009). Bandwagon or Snob Anglers? Evidence from Atlantic Salmon Recreational Fishing. *Marine Resource Economics* 24(4): 387–403
- Olaussen, J.O., og A. Skonhoft. (2008). The bioeconomics of a wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) recreational fishery. *Marine Resource Economics* 23(3), 273–293.
- Reve T. og A. Sasson (2012). A knowledge based Norway, Universitetsforlaget, Oslo.
- Roll, K. H. (2013) Measuring Performance, Development and Growth when Restricting Flexibility. *Journal of Productivity Analysis*, 39(1), 15–25.
- Smith, M. D., C.A. Roheim, L.B. Crowder, B.S. Halpern, M. Turnipseed, J. L. Anderson, F. Asche, L. Bourillón, A.G. Guttormsen, K. Kahn, L. A. Liguori, A. McNevin, M. O'Connor, D. Squires, P. Tyedemers, P., C. Brownstein, K. Carden, D. Klinger, R. Sagarin og K. A. Selkoe (2010). Sustainability and Global Seafood. *Science*, 327, 784–786.
- Solibakke, P. J. (2012). Scientific Stochastic Volatility Models for the Salmon Forward Market: Forecasting (un-)conditional moments. *Aquaculture Economics & Management* 16(3), 222–249.
- Steen, F. og K.G. Salvanes (1999). Testing for market power using a dynamic oligopoly model. *International Journal of Industrial Organization*, 17(2) 147–177
- Tacon, A. G. J., og M. Metian (2008). Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: Trends and future prospects. *Aquaculture*. 285(1–4), 146–158
- Torrissen, O., S. Jones, A. G. Guttormsen, F. Asche, T. E. Horsberg, O. Skilbrei, D. Jackson, og F. Nilsen (2013) Salmon Lice – Impact on Wild Salmonids and Salmon Aquaculture, *Journal of Fish Diseases*. 36(3), 171–194.
- Torrissen, O., R. E. Olsen, R. Toresen, G. I. Hemre, A. G. J. Tacon, F. Asche, R. W. Hardy, S. P. Lall (2011). Atlantic Salmon (*Salmo salar*) – The Super-Chicken of the Sea? *Reviews in Fisheries Science*, 19(3), 257–278.
- Tveterås, R. (2000). Flexible panel data models for risky production technologies with an application to salmon aquaculture. *Econometric Reviews*, 19 (3), 367–389.
- Tveterås, R. (2002). Industrial Agglomeration and Production Costs in Norwegian Salmon Aquaculture. *Marine Resource Economics*. 17 (1), 1–22.
- Tveterås, R. og A. Heshmati (2002). Patterns of Productivity Growth in the Norwegian Salmon Farming Industry. *International Review of Economics and Business*. 49(3) 367–393.
- Tveterås, R., og G.E. Battese (2006). Agglomeration Externalities, Productivity and Technical Inefficiency. *Journal of Regional Science*, 46(4), 605–625.

Tveterås, S. (2002). Norwegian Salmon Aquaculture and Sustainability: The Relationship between Environmental Quality and Industry Growth. *Marine Resource Economics*, 17(2), 121–132.

Vassdal, T. og H.M.S. Holst (2011). Technical Progress and Regress in Norwegian Salmon Farming: A Malmquist Index Approach. *Marine Resource Economics*, 26(4), 329–342.

Wessells, C. R. og J. E. Wilen (1994). Seasonal Patterns and Regional Preferences in Japanese Household Demand for Seafood. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 42(1), 87–103.

Xie, J. and Ø. Myrland (2011). Consistent Aggregation in Fish Demand: A Study of French Salmon Demand. *Marine Resource Economics* 26(4), 267–280.

Xie, J., H. W. Kinnucan og Ø. Myrland (2009). The Effects of Exchange Rates on Export Prices of Farmed Salmon. *Marine Resource Economics* 23(4), 439–57.

APPENDIKS

Translog kostnadsfunksjonen er gitt som:

$$\begin{aligned} \ln C_{it}(w, Y, K) = & \beta_0 + \sum_{r=1}^{R-1} D_r + \sum_{b=1}^2 \beta_b \ln w_{bit} + \beta_k \ln K_{it} + \sum_{o=1}^2 \beta_o \ln Y_{oit} + \beta_t t \\ & + \frac{1}{2} \sum_{b=1}^2 \sum_{c=1}^2 \beta_{bc} \ln w_{bit} \ln w_{cit} + \frac{1}{2} \sum_{o=1}^2 \sum_{p=1}^2 \beta_{dp} \ln Y_{oit} + Y_{pit} \\ & + \frac{1}{2} \beta_{kk} (\ln K_{it})^2 + \frac{1}{2} \beta_{tt} t^2 + \sum_{b=1}^2 \beta_{bk} \ln w_{bit} \ln K_{it} \\ & + \sum_{b=1}^2 \beta_{bt} \ln w_{bit} t + \sum_{o=1}^2 \beta_{ok} \ln Y_{oit} \ln K_{it} + \sum_{d=1}^n \beta_{dt} \ln Y_{dit} t \\ & + \sum_{b=1}^2 \sum_{d=1}^n \beta_{bd} \ln w_{bit} \ln Y_{oit} + \beta_{kt} \ln K_{it} t \end{aligned} \quad (1)$$

Kostnaden c er den variable kostnaden, Y_o er de to produktene laks og rømt laks, K er den kvasi-faste faktoren kapital, w_b angir innsatsfaktorprisene. En tidstrend er inkludert for å måle teknologisk endring, og et sett med regions-dumier er med for å fange opp regionale forskjeller. Modellen pålegges homogenitet og symmetri, og estimeres med $n-1$ kostnadandelsligninger siden kostnadsandelene summerer til en.

Samfunnsøkonomene takker alle som har sendt inn sin e-post adresse!

Er du usikker på om vi har din epostadresse?

Kontakt oss på: post@samfunnsokonomene.no



JON STRAND
Development Research Group, Environment and Energy Team, the World Bank

Verdsetting av globale tap som følge av tapt regnskog i Amazonas

Artikkelen beskriver et forskningsprogram i Verdensbanken med formål å kvantifisere globale tap knyttet til tap av regnskog i Amazonas-området. Det fokuseres på 3 verdikategorier som styrkes når skogen bevares: I. Verdier for lokal og regional befolkning. II. Reduserte karbonutslipp, med gunstig global klimaeffekt. III. Global betalingsvillighet, utenfor regionen, knyttet til bevaringsalternativene. Både I og III (som er kommet lengst i gjennomføring), er krevende. Verdiene kan vurderes opp mot alternativverdier for eksempel i form av landbruksproduksjon på avskogede områder. Forskningsprogrammet kan sees på som en evaluering av norske støttetiltak mot avskoging til Brasil og Guyana, under Miljøverdepartementets Klima-og Skog-program.

1. BAKGRUNN

1.1 Utvilkingen i Amazonas

Amazonas-regionen har verdens største gjenværende regnskog, ca 5,5 millioner km² eller 40 % av klodens totale, også med klodens største arts mangfold. Amazonas er et globalt felles gode ved at mennesker over hele verden har, direkte eller indirekte, glede og interesse av at regnskogen bevares. Mer enn 15 % av det opprinnelige regnskogsområdet er allerede tapt siden 1970, for det meste ved at områdene er blitt ryddet og omgjort til beitemark for kveg eller for andre landbruksformål. Mindre områder er ryddet grunnet tømmerdrift eller urbanisering. Anslag viser at ytterligere ca 30 % av den gjenværende skogen vil kunne gå tapt innen 2050 hvis ikke spesielle tiltak settes i verk for å bremse eller stoppe avskogingen. I tiden framover vil

skogtap også kunne skje som følge av klimaendringer kombinert med fragmentering av skogen, som delvis allerede er skjedd men som vil kunne akselerere. Mindre skogdekke Amazonas-området vil også i seg selv kunne gjøre området både varmere og tørrere, ved at redusert skogdekke skaper mindre lokal nedbør. Dette kan bidra til at deler av skogen tørker inn med fare for hyppigere skogbranner og enda større skogtap. Dette kan medføre en «ond spiral» der ytterligere områder med regnskog, kanskje halvparten eller mer innen 2070–2100, omgjøres til savanne. Disse mulige utviklinger diskuteres i en nylig publisert rapport fra Verdensbanken (World Bank 2010).

Mens avskogingen av regnskog i Brasil (som er det langt viktigste land i Amazonas med mer enn 60 % av samlet skogareal) inntil for ca 10 år siden utgjorde ca 20 000

km² pr år, har raten i senere år falt betydelig, til bare ca 6–7000 km² pr år. Dette er en gunstig utvikling som en håper skal vedvare, eller enda bedre forsterkes. Spesielt har mange politikere som målsetting at avskogingen skal stoppe helt. Men faren er ikke over. Samtaler jeg har hatt med brasilianske myndigheter indikerer imidlertid at denne situasjonen er volatil: Den politiske utviklingen i Amazonas-regionen vil lett kunne endre seg, i retning av mer vekt på veibygging, og utvidet landbruksproduksjon som følge av gradvis høyere landbrukspriser. Det hersker også usikkerhet omkring utvikling og tolkning av skoglovverket, som på sikt vil kunne gjøre det lettere å omgjøre skog til landbruksland.

Norge har, som et foregangsland, tatt denne truselen alvorlig og inngått et større samarbeid med Brasil om et program for å begrense avskogingen der, og har avsatt 1 milliard U.S. dollar for slike formål over Klima og Skog-programmet under Mijøverndepartementet. Norske myndigheter vet imidlertid utmerket godt at et norsk program alene ikke er nok til å kunne stoppe avskogingen i et slikt stort område, som omfatter alle landene i det nordlige Sør-Amerika (i tillegg til Brasil også Peru, Ecuador, Bolivia, Colombia, Venezuela og Guyana).¹ Man håper i stedet at signaleffekten av Norges innsats vil påvirke også andre potensielle givere og organisasjoner til å yte liknende beløp. Mens andre donorer også bidrar (deriblant Storbritannia og Tyskland), har samlede bidrag fra andre land til slike formål imidlertid så langt vært begrenset og mye mindre enn ønskelig.

1.2 Formål med forskningprogrammet

I en slik situasjon er det, etter min og mange andres mening, avgjørende at de verdier som står på spill hvis mer av Amazonas' regnskog skulle forsvinne, blir dokumentert og kvantifisert. Norge, og andre land, institusjoner og personer som er innstilt på at Amazonas' regnskog skal bevares, bør ha sterk interesse av at verdiene knyttet til bevaring av skogen blir gjort kjent. Det skulle også være av interesse for norske myndigheter å få kjennskap til hvordan programmer for bevaring av Amazonas' regnskog verdsettes (og dermed støttes) blant Norges befolkning selv, noe vi også sikter mot i dette programmet.

Forskningsprogrammet som beskrives her, i regi av Verdensbankens forskningsavdeling og ledet av undertegnede, har slike overordnede formål. Programmet søker å belyse et komplekst bilde med mange sammensatte og i dag til dels dårlig forståtte elementer.

¹ Norge har i tillegg et eget, mindre, program for Guyana, som utgjør 250 millioner U.S. dollar.

1.3 Viktige elementer for verdsetting av Amazonas' regnskog

Forskningsprogrammet har to hoveddeler som vil bli beskrevet nærmere i det følgende: En lokal/regional del som omfatter verdsetting av gruppe I verdier; og en global del som omfatter verdsetting av gruppene II og III.

I. Verdier som (direkte eller indirekte) knytter seg til befolkningen i eller rundt Amazonas-regionen selv. Bevaringsverdiene består her delvis i produkter og tjenester som frambringes av skogen (når denne opprettholdes på bærekraftig måte), og dels av ulike andre økosystemtjenester som følger av at skogen er bevart.

II. Verdi av at karbon-utslipp unngås hvis skogen istedet bevares, og som vil bidra til global klimaendring hvis avskogingen fortsetter.

III. Verdier som kommer den globale befolkning til gode utover klima-effekten (i andre land enn Amazonas-regionen selv), når skogen bevares. Disse verdiene er pr i dag lite kjent og kartlagt.

Jeg understreker at mesteparten av dette forskningsarbeidet fremdeles er på forberedelsesstadiet, slik at jeg i liten grad kan angi resultater på det naavaerende tidspunkt. Arbeidet vil strekke seg iallfall et par år fram i tid. Noen foreløpige resultater har vi imidlertid allerede for verdigruppe III, der arbeidet er kommet lengst (se avsnitt 4 nedenfor).

2. VERDSETTINGSGRUPPE I:

LOKALE OG REGIONALE VERDIER

2.1 Formål med lokal verdsetting

Denne delen av forskningsprogrammet har tre hovedformål:

- Kartlegge og måle lokale og regionale verdier knyttet til bevaring/opprettholdelse av Amazonas' regnskog i sin nåværende tilstand. Hovedproduktet fra denne delen vil være et «verdikart», der nettoverdier framkommer som differansen mellom brutto verneverdier, og verdiene i alternativ anvendelse av skogarealet.
- Produsere tilsvarende verdikart, både for total verdi og for viktige kategorier av verdier (se nedenfor for en oversikt over disse kategoriene).
- Gå mer i dybden i analyse av visse spesifiserte effekter (diskutert nærmere nedenfor), der datagrunnlaget for presis verdsetting foreløpig er for dårlig.

Prosjektet tar sikte på å utvikle et interaktivt verktøy som kan brukes av lokale og nasjonale planleggere, internasjonale og private organisasjoner, og forskere, og som skal gi et detaljert og geografisk differensiert kart over lokale og regionale nettoverdier ved skogbevaring. I første omgang tar vi sikte på å utvikle et slikt kart bare for verdier av kategori I (lokale/regionale verdier), og kategori II (karbonverdiene). Verdikartet vil senere kunne utvides til å omfatte også kategori III (andre globale verdier).

Som forberedelse til del I av prosjektet er en forstudie allerede utført for Verdensbanken av to ledende brasilianske Amazonas-eksperter, begge økonomer, nemlig Peter May og Britaldo Soares-Filho (se May og Soares-Filho (2012)). Etter deres anbefaling vil utgjøre de følgende verdikategorier en kjerne som vil bli prioritert:

- 1 Landbruksproduksjon inkludert kvegdrift
- 2 Bærekraftig utvinning av tømmer og produkter fra skogen
- 3 Vannbalanse, regnfall og regionale klimaeffekter
- 4 Utvikling og drift av vannkraftanlegg
- 5 Endret hyppighet av skogbranner
- 6 Utbredelse og mulig utryddelse av plante- og dyreliv
- 7 Andre-effekter på økosystemet
- 8 Rekreasjon og turisme.

May og Soares-Filho anbefalte også å gå mer i dybden på noen punkter der kunnskapen pr i dag er svak, noe som også har vært vår hensikt fra starten av. Et viktig slikt tema er modellering og kvantifisering av økt skogbrannhyppighet (der en må ta i betraktning at økt slik hyppighet både er virkning av og årsak til økt skogtap). En må her se nærmere på muligheten av «tipping points» (som kan utløse mer katastrofale skogtap). Det andre sentrale temaet er regionale hydrologiske effekter. Dette inkluderer forhold for regionalt landbruk (også blant annet i sørlige Brasil og i Argentina, ved at regnfall i disse områdene kan forventes å avhenge av skogutbredelsen in Amazonas).² Det inkluderer også innvirkning på mulighetene for vannkraftproduksjon i Amazonas-regionen. Disse to temaene vil tas opp som separate delprosjekter under forskningprogrammets del I.

Geografisk differensiert verdsetting av slike effekter er komplisert og krevende, av flere grunner. En grunn er at eksternalitetene kan ta mange og kompliserte former,

² Merk her at mye av regnfallet i Sør-Amerika er generert av regnskogen selv, ved at avdamping fra skogen resirkuleres som økt regnfall i hele regionen. Styrken av slike effekter er imidlertid pr. idag usikker.

slik at kostnaden ved skogtap et sted i mange tilfeller vil føles også helt andre steder, og kanskje på uventede måter. Effektene kan også komme på uventede tidspunkter. Dette gjelder for begge temaene nevnt ovenfor. For eksempel kan redusert regnfall som følge av mindre skog påvirke avkastningen i landbruket i hele regionen. Det å beskrive den geografiske fordelingen av slike effekter krever et komplisert modelleringsarbeid som må gjøres, og som dette programmet vil bidra til.

Et sentralt og samlende element under denne delen av forskningsprogrammet vil være en såkalt «meta-studie» der mest mulig eksisterende informasjon om ulike verdikomponenter bygges inn (med fokus på temaene 1–8 ovenfor), ut fra allerede foreliggende studier fra regionen selv, data som vi selv samler inn, og dessuten data fra andre regioner som vurderes som nyttige. Meta-analyse er en teknikk som etter hvert har fått betydelig utbredelse som verdsettings-teknikk for miljøgoder (se Van Kooten et al (2004, 2009); Nelson and Kennedy (2009); Phan et al (2012); Lindhjem (2007). Bare den siste av disse studiene fokuserer på andre verdier enn rene tømmer-verdier).

Endel av arbeidet med utarbeidelse av «verdikart» vil måtte støtte seg på såkalt nytte-overførings- («benefit transfer») metodikk, der verdiestimater «overføres» fra et verdsatt objekt, til et ikke-verdsatt objekt som en ønsker å finne verdiestimater for. «Benefit transfer» antar to hovedformer som begge er viktige i vårt prosjekt. Den første er mest diskutert i litteraturen (se for eksempel Navrud og Ready (2007)), nemlig å overføre verdsettingsestimater fra et «studie-sted», «utenfor området», til et «policy-sted» som ligger innen det området vi søker estimater for (Amazonas-regionen). Dette kan være problematisk i vårt tilfelle da mange verdier knyttet til bevaring av regnskog er svært stedsspesifikke. Et verdiestimat hentet inn for eksempel i Indonesia kanskje vil da si lite om verdien av en tilsvarende påvirkningseffekt i Amazonas. Hensikten og nytten av nytteoverføring fra utenfor området må her vurderes nøye i hvert enkelt tilfelle.

Den andre typen av nytteoverføring, som vil bli viktigere i prosjektet, er å overføre verdier fra et delområde til andre delområder av Amazonasregionen. For eksempel har vi mange studier som ser på verdien av lokale skogprodukter i Amazonas. Men hver av studiene dekker ofte bare en liten (kanskje ørliten) del av hele området. For å kunne lage et fullt geografisk «verdikart» må vi i prinsippet ha verdiestimater for alle deler av regnskogen, og det er ikke mulig å innhente detaljert informasjon for all delområder. Vi må

derfor til en viss grad «stole på» at de estimater vi finner for visse deler av skogen, også holder for andre deler (det kan da bli snakk om justering av verdiene ut fra modeller for hvordan de mest sannsynlig varierer geografisk).

2.2 Eksisterende arbeid på feltet

Hvor mye er allerede kjent om lokale og regionale verdier i Amazonas? Det finnes mye fragmentert informasjon, men mindre som er systematisk bearbeidet. To studier fra ca 10 år tilbake, Andersen et al (2002), og Margulis (2003), forsøkte å angi gjennomsnittsverdier pr hektar for hele den brasilianske delen av Amazonas, ved å aggregere opp komponenter som det da fantes verdianslag på. Disse to rapportene er nyttige ved at de indikerer noen av effektene, men de er mangelfulle. Viktige komponenter som framheves (bortsett fra karbonverdiene) er bærekraftig tømmerdrift, «bioprospecting», og potensiell turisme. Studiene angir stort sett bare grovanslag og ikke geografisk differensierte tall, og er vesentlig basert på «back of envelope»-beregninger. Andersen et al konkluderer at mye av Amazonas' regnskog har alternativverdi (vesentlig som landbruksland) som er høyere enn bevaringsverdien; altså at det ikke blir noe netto tap, men snarere en mulig gevinst, når regnskog forsvinner og blir omgjort til landbruksland. En slik konklusjon er imidlertid forhastet da mange av verdiene knyttet til bevaring ikke var verdsatt; de antatte karbonverdiene er lave i forhold til dagens anslag; og globale verdier ikke var tatt med. Men rapporten peker på at det kan, iallfall for deler av Amazonas-regionen, bli avgjørende å kunne trekke inn elementer fra verdsettingsgruppene II og III, for å kunne påvise positiv nettoverdi knyttet til bevaring av skogen.

I senere år er mange nye verdsettingsstudier utført, for verdielementer og delområder i Amazonas, men foreløpig med lite systematisk arbeid med geografisk differensierte verdier. Det jobbes for tiden med relaterte temaer i to større prosjekter vi kjenner til. Det ene er The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB; finansiert av EU-kommisjonen; se for eksempel Killeen og Portela (2011)), der det lages verdsettings-oversikter for mange økosystemer globalt, men mindre systematisk enn vi gjør for Amazonas. Det andre er InVEST, et samarbeidsprosjekt mellom Stanford University, University of Minnesota, World Wildlife Fund og The Nature Conservancy, der en arbeider med geografiske kart over bioressursene i Amazonas-regionen. Vi sikter mot å samarbeide med den siste gruppen som har sin hovedtyngde på biologi-siden, noe som kan lette vårt arbeid med geografisk differensierte verdianslag knyttet til slike verdier.

3. VERDSETTINGSGRUPPE II: KARBONVERDIER

Det andre sentrale verdsettingselementet er «karbonverdiene»: Hvordan kan en måle tapet for verdenssamfunnet, ved at klimaet endrer seg som følge av økte karbon-utslipp fra mer avskoging. Alternativt, hvor stor er kostnadsbesparelsen ved redusert avskoging, i form av mindre klimaendring? Verdiene er forholdsvis konkrete og lar seg under visse forutsetninger kvantifisere. La oss ta for oss det (dramatiske) alternativet som ble nevnt innledningsvis, at 30 % av nåværende regnskog forsvinner innen 2050. Dette vil i tilfelle medføre et skogtap på ca 170 millioner hektar. Hvis vi unngår et slikt tap sparer vi altså 170 millioner hektar regnskog som ellers ville gått tapt ved avskoging. Hvor stor er besparelsen, vurdert i penger, når karbonutslippene reduseres tilsvarende?

Denne verdien kan anslås ved et forholdsvis enkelt regnestykke.³ Først anslår en det forventede karbon-utslipp følger av at skogen forsvinner. Estimatenes for dette spriker noe, men flere peker mot en (minste-)verdi av ca 100 tonn karbon pr hektar skog som går tapt. For hele området som kan gå tapt (170 millioner hektar) utgjør dette (minst) 17 milliarder tonn karbon, eller vel 60 milliarder tonn CO₂. Et slikt utslipp tilsvarer omtrent 2 års samlet globalt netto karbon-utslipp med dagens utslippintensitet; et betydelig utslipp unngås altså ved at dette skogarealet vernes.⁴

For det andre må en anslå karbonverdien (altså, det globale tapet i form av sterkere framtidig klimaendring, pr tonn CO₂ som utslippene øker). Her spriker tallene enda mer, men flere modeller gir tall i området US\$ 25–40 per tonn CO₂.⁵ Ut fra slike anslag skulle karbonkostnaden (nåverdien av klimateffektene av samlede utslipp nevnt ovenfor) være omlag 1500–2400 milliarder US dollar ut fra dagens verdier. Selv om det altså er usikkerhet knyttet til hvert

³ Regnestykket avhenger av at en slik avskoging ikke påvirker den gjenværende skogen (altså at karbon-innholdet i denne ikke påvirkes). Dette kan være tvilsomt fordi en så sterk avskoging vil føre til klima- og vannbalanse-endringer i hele regionen, som kan føre til at gjenværende skog blir mindre tett og med mindre karboninnhold.

⁴ Effekten på lang sikt vil avhenge av hva arealet alternativt blir brukt til. På endel av arealet, hvis det blir liggende brakk, vil endel av skogen vokse til igjen slik at netto karbontap blir mindre. Merk imidlertid også at en eventuelt større skogmasse i den øvrige skogen, nevnt i footnote 3 og som er ikke regnet inn her, vil kunne gå tapt og og vil øke dette tallet.

⁵ Merk at prisen på utslippsreduksjoner i karbonmarkedene ikke er relevant for å vurdere denne kostnaden. Disse markedene reflekterer ikke globale kostnader, men i stedet egenskaper ved likevekten i markedene selv (som igjen avhenger av hvilke typer klimapolitikk som foeres, hvilke typer aktører som opererer i disse markedene, og hvordan). Utslppsprisen i karbonmarkedene er imidlertid relevant for å vurdere hvor enkelt det vil være i praksis å få gjennomført et program som sparer skogen, der private aktører belønnes gjennom markedene når skogtap unngås.

av trinnene (utslipp pr hektar avskoging; og global klimakostnad pr tonn CO₂ sluppet ut), synes det mulig å kunne enes om størrelsesordenen på karbonkostnadene. Vi ser at disse er meget betydelige.

4. VERDSETTINGSGRUPPE III: GLOBALE VERDIER

4.1 Formål

Det tredje verdielementet er knyttet til befolkningsgrupper som bor utenfor Amazonas-regionen selv, vesentlig land med høy inntekt. Slik verdsetting kan være betydelig. Men å finne gode og korrekte anslag på denne betalingsvilligheten er vanskelig. Verdiene er vesentlig knyttet ikke til bruk eller direkte opplevelse av området (selv om dette alltid kan være litt av verdigrunnlaget), men i stedet hovedsakelig til «ikke-bruk» («non-use» eller «passive-use»); altså til at godet bare finnes eller er tilgjengelig, for nåværende og framtidige befolkninger. Verdiene eksisterer således bare «i hodene til de mennesker de angår». Det har lenge vært knyttet betydelig skepsis, blant beslutningstakere men også forskere, til om slike verdier kan måles, og om de i det hele tatt bør være del av et samlet verdimål. Jeg og mange andre mener at disse verdiene bør måles og inkluderes; og at de kan måles (at en iallfall kan finne for eksempel minsteverdier på dem), hvis en bare er klar over begrensninger ved beregningene. Jeg vil hevde sterkere: Det vil være galt å ikke la slike verdier inngå i beslutningsgrunnlaget for eksempelvis å bevare eller ikke bevare et skogområde. I global sammenheng er verdi hos ikke-brukere like reell og legitim som verdi hos brukere. Beslutningene kan bli helt gale hvis verdier knyttet til ikke-bruk utelates fra beslutningsprosessen.⁶

4.2 Metodikk for å anslå globale verdier

Globale verdier kan ikke på enkel måte utledes gjennom atferd, men må i stedet måles med bruk av metoder for uttrykte preferanser («stated preferences», SP). Nyere litteratur for verdsetting med bruk av SP angir to relaterte teknikker for å måle («uteske», på engelsk «elicit») slike preferanser, nemlig betinget verdsetting (Contingent Valuation eller CV), og valgekspesimenter (Choice Experiments eller CE). CV innebærer at forholdsvis direkte spørsmål stilles til representative utvalg av den befolkningsgruppen en søker svar fra, om hvordan endringer i mengden eller kvaliteten av et gode verdsettes. I praksis betyr dette at en spør om individers betalingsvillighet (willingness

to pay, WTP) knyttet til aktuelle godeendringer (her, for hvor mye regnskog som spares, og som da ellers ville gått tapt).⁷ CE er en mer kompleks metode der deltakerne i undersøkelsen blir bedt om å foretrekke en serie (vanligvis, parvise) valgalternativer, med flere (vanligvis minst tre) «attributter» som varierer. Her vil to av attributtene være hvor mye som skal betales, og hvor mye skog som spares. Andre attributter (virkninger for biodiversitet, for lokale urbefolkninger, for den generelle økonomiske utviklingen i Amazonas-områder, muligheter for økoturisme, etc.) kan også da trekkes inn i undersøkelsen og gis sin egen verdsetting. Ut fra svarene kan en utlede marginalverdier knyttet til enkelte attributter.

En stor litteratur vurderer og sammenlikner CV og CE for verdsetting av miljøgoder. En anerkjent hovedstyrke ved CV er at den er direkte og at det er relativt enkelt å forstå implikasjonene av ens svar på verdsettingsspørsmålene. Metoden har imidlertid også svakheter, blant annet knyttet til muligheten for strategiske svar og «protestsvar». En svakhet ved CE er at den er mindre direkte slik at det kan være vanskeligere for de intervjuede å ha full oversikt over konsekvensene av ens svar i form av (implisitt) betaling. I andre henseender er denne metoden mer tråd med prinsipper for ordinære markedsvalg, ved at de intervjuede stilles overfor konkrete (parvise) valg av goder, med ulike kombinasjoner av egenskaper og priser. Dessuten vil de som intervjues stilles mange flere spørsmål som kan avsløre verdi av det gode som skal verdsettes. Dette gir et større observasjonssett og kan gi større tiltro til svarene, samlet sett.

Mens CV var dominerende SP-metodikk fram til slutten av 1990-tallet, har CE etter hvert tatt mer over, iallfall i prosjekter der det legges ned betydlige forskningsressurser. Antall SP-studier som direkte belyser vår problemstilling (verdsetting av regnskog i Amazonas eller tilsvarende områder) er imidlertid pr i dag svært få. Den eneste SP-(CV-) studien vi kjenner til for Amazonas er Horton et al (2003).⁸ Utvalg av befolkningen i Storbritannia og Italia (tilsamen ca 400 personer) ble bedt om å angi WTP knyttet til fullstendig vern av bestemte deler av Amazonas' regnskog (i 2 alternativer, med verving av henholdsvis 5 % og 20 %

⁶ Se i denne forbindelse den overbevisende argumentasjonen til Pearce (1998); han er kanskje den person som har gjort mest for å vekke oppmerksomhet og forståelse omkring slike forhold.

⁷ Dette representerer en «konservativ» metode, ved at den typisk gir mye lavere verdsettingsanslag enn alternativet, som er å spørre om «erstatningsverdier», altså minstekompensasjon for å godta at godet skal forsvinne eller forringes.

⁸ En annen liknende studie, men som gjaldt beskyttelse av regnskog mer generelt (og omfattet utvalg av befolkningen i USA), var Kramer og Mercer (1997).

av skogarealet).⁹ For det mest omfattende vernealternativet (som best samsvarer med vårt egen hovedalternativ) var gjennomsnittlig WTP ca 39 euros per husholdning pr år, noe høyere i Italia, og noe lavere i Storbritannia. Merk at Horton et al's studie var en ren CV-undersøkelse. Vi er ikke kjent med noen CE-undersøkelse som måler ikke-bruks verdsetting for bevaring av regnskog i Amazonas.

4.3 Plan for global verdsetting

Vår plan med denne delen av forskningsprogrammet er å utføre en rekke kombinerte CV/CE-undersøkelser med tilfeldige befolkningsutvalg, i USA, i 3–4 europeiske land, og i Japan; samt (hvis ressursene strekker til) muligens også 2–3 land i Sør-Amerika (mest sannsynlig i Brasil og Peru, og muligens Colombia); med utvalgsstørrelse på ca 1000 i hvert tilfelle.¹⁰ Planleggingen av den første undersøkelsen, som skal gjøres USA, er allerede kommet langt og antas å kunne gjennomføres sommeren eller høsten 2013.

I alle disse undersøkelsene vil vi angi to hovedalternativer for skogtap i Amazonas. I begge alternativer spør vi om WTP (i form av årlig betalingsvillighet per husholdning så lenge skogen bevares) for å unngå at 30 % av regnskogen forsvinner innen 2050 (som angis som et «business-as-usual» alternativ). I første tilfelle («Plan A») søker vi betalingsvillighet for tiltak som gjør det mulig å fullstendig hindre skogtap; altså at regnskogarealet i 2050 er det samme som i dag. Det andre vernealternativet som angis («Plan B») er mindre omfattende: Vernetiltak, som det spørres om betaling for, fører der til at 12 % av dagens skogareal forsvinner innen 2050 (altså et større tap enn vernealternativet under Plan A, men et betydelig mindre tap enn under «business-as-usual» alternativet der 30 % av skogen forutsettes å bli borte innen 2050).

I tillegg til disse større nasjonale undersøkelsene (som vil utgjøre hoveddelen av det «globale» programmet) vil vi også gjennomføre noen såkalte «Delphi-undersøkelser». Deltakerene er der ikke tilfeldig utvalgte leg-personer, men eksperter på verdsetting fra ulike land. Disse blir bedt om å angi kvalifiserte anslag på *hva de tror verdsettingen ville ha blitt, hvis en CV-undersøkelse for beskyttelse av Amazonas' regnskog var blitt gjennomført i eget land*. Håpet er at ekspertene, med grunnlag i deres kjennskap til preferansene for miljøgoder blant befolkningen i egne land og kanskje

i andre land, er i stand til å angi størrelsesordenen på et slikt mål, og da også for land der vi ikke kan gjøre direkte befolkningsundersøkelser. Dette vil da også kunne gi et grunnlag for å «kalibrere» relative verdier mellom ulike befolkninger, ved å se på relative (og ikke bare absolutte) verdsettingstall fra ekspertene fra de ulike land.

En Delphi-undersøkelse er allerede gjennomført i 2012, med 48 eksperter på verdsetting av miljøgoder fra 20 ulike europeiske land; se Navrud og Strand (2013). I gjennomsnitt svarte disse ekspertene at de trodde at gjennomsnittlig WTP i eget land, knyttet til Plan A (der all skog bevares istedenfor at 30 % går tapt innen 2050), ville bli ca. 30 euros (eller ca. 40 US dollars) per husholdning per år. Dette er noe lavere enn gjennomsnittlige WTP-tall fra undersøkelsen til Horton et al, for Storbritannia og Italia.¹¹ Vi fant også at «nasjonal inntektselastisitet» knyttet til ekspertenes samlede svar i Delphi-undersøkelsen (hvor mange prosent egen befolknings WTP ville øke som følge av 1 % økning i nasjonal gjennomsnittsinntekt, i henhold til ekspertene) var i området 0.6–1. Dette betyr for eksempel at et europeisk land med dobbelt så høy gjennomsnittsinntekt som et annet land, ut fra ekspertenes vurderinger har noe mindre enn dobbelt så høy gjennomsnittlig betalingsvillighet for de to vernealternativene. Dette er interessant og et nyttig datum i og med at vi som nevnt bare vil kunne gjøre SP-undersøkelser i noen få (3–4) europeiske land; og må derfor anslå gjennomsnittlig WTP i de øvrige europeiske land på annet vis (der Delphi-undersøkelsene vil kunne få betydning).

Forutsett nå at tallene fra den europeiske Delphi-undersøkelsen er pålitelige og representative for hele OECD-området. Hvor stor betalingsvillighet for bevaring av Amazonas' regnskog (i tillegg til karbonverdiene) ville da slike «passiv bruk»-verdier representere, for alle høyinntektsland samlet? Forutsatt at WTP er 40 US dollars per hushold per år (omtrentlig ut fra vår studie), og med ca 550 millioner husstander i OECD-området blir den årlige verdien ca 22 milliarder US dollars. Med uendelig horisont (og 4 % diskonteringsrente) gir det samlet neddiskontert verdi av 550 milliarder US dollars, eller (med 3 % diskonteringsrente) 730 milliarder US dollars, knyttet til permanent beskyttelse av Amazonas' regnskog. Dette er i så fall noe mindre tall enn anslaget jeg har antydnet for de karbonverdiene som kan gå tapt ved en 30 % avskoging i Amazonas (1500–2400 milliarder dollars). Slike verdier

⁹ Denne studien hadde visse svakheter som vi søker å unngå i våre egne verdsettingsstudier, som det ikke blir plass til å diskutere her.

¹⁰ En rekke internasjonalt ledende forskere deltar i dette arbeidet, inkludert Richard Carson, Alan Krupnick og Jeff Vincent fra USA, og Ståle Navrud fra Norge (UMB).

¹¹ Merk her imidlertid at de viktige karbon-verdiene er eksplisitt utelatt fra denne Delphi-studien, noe de ikke var i Horton et al's studie.

vil da likevel representere et betydelig, kanskje essensielt, bidrag til samlet verdi av bevaringsalternativet.¹²

Vi sikter i 2013 mot å gjennomføre separate, ekspert-baserte Delphi-undersøkelser for USA, Canada, og Australia/New Zealand, samt en undersøkelse med eksperter i flere asiatiske land. Den siste vil kunne bli spesielt viktig. Et sentralt spørsmål er om det finnes «betydelig» WTP for bevaring av Amazonas' regnskog, i land utenfor OECD der inntekten er lavere, og utenfor Latin-Amerika. Vi har hittil trodd at dette kanskje ikke var tilelle. Men hvis vi finner at slike verdier kan være vesentlige, vil det kunne få betydning for samlet verdsetting idet befolkningsgruppene det er snakk om, jo er svært store. Den asiatiske Delphi-undersøkelsen vil kunne gi oss mer informasjon om dette.

5. FRAMDRIFT OG PLAN

FOR FORSKNINGSPROGRAMMET

Som nevnt er den globale delen av programmet hittil kommet lengst, og vi regner her med god framdrift (med gjennomføring av hovedundersøkelse i USA samt Delphi-undersøkelser, og dessuten forberedelse av de europeiske undersøkelsene) i 2013. Den lokale/regionale delen er ennå ikke startet skikkelig opp, hovedsaklig fordi mye av finanseringen ennå ikke er fullt klarlagt. Denne delen er også svært viktig. Hvis vi klarer å lage et godt og praktisk nyttig geografisk «verdikart» for verdsetting av gjenværende regnskog i Amazonas, vil dette kunne få stor betydning for videre planlegging av lokale beskyttelsestiltak, og kunne si hvilke tiltak som først og sterkest bør settes inn, og hvor.

Vi vil neppe finne positive nettoverdier for hele Amazonas-regionen, med grunnlag bare i lokale og regionale data, selv når karbonverdiene inkluderes. Alternativverdiene vil helt sikkert endel steder være større, slik at det da framstår som lønnsomt, regionalt sett, å hugge skogen for eksempel i landbruksøyemed. Våre globale WTP-undersøkelser vil da kunne korrigere et slikt regnestykke ved å bidra til ytterligere verdier av bevaringsalternativet, og dermed kanskje gjøre bevaring fordelaktig, globalt sett.

¹² Merk av ekspertene i den europeiske Delphi-studien (og også for våre andre framtidige Delphi-studier) er gitt eksplisitt instruks om at karbonverdiene ikke skal trekkes inn i verdigrunnlaget for deres svar.

REFERANSER:

Andersen, L. E., C. Granger, E. Reis, D. Weinhold and S. Wunder (2002), *The Dynamics of Deforestation and Economic Growth in the Brazilian Amazon*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Horton, B., G. Colarullo, I. Bateman, og C. Peres (2003), Evaluating Non-User Willingness to Pay for a Large-Scale Conservation Programme in Amazonia: a UK/Italian contingent valuation study, *Environmental Conservation* 30 (2); 139–14.

Killeen, T. and R. Portela (2011), How the TEEB Framework can be Applied: The Amazon case. In: P.

Kumar (ed.) *The Economics of Biodiversity and Ecosystem Services (TEEB) – Ecological and Economic Foundations*. Annex 3.

Kramer, R.A. and D.E. Mercer (1997), Valuing a Global Environmental Good: U.S. Residents' Willingness to Pay to Protect Tropical Rain Forests, *Land Economics*, 73, 196–210

Lindhjem, H. (2007), 20 Years of Stated Preference Valuation of Non-Timber Benefits from Scandinavian Forests: A Meta-Analysis. *Journal of Forest Economics*, 12, 251–277.

Margulis, S. (2003), Causes of Deforestation in the Brazilian Amazon. Rapport fra Verdensbanken.

May, P. og B. Soares-Filho, 2012. How Much is the Amazon Worth? A Pre-Project Report. Konsulentrapport skrevet for the World Bank.

Navrud, S. og R. Ready (2007), *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Dordrecht, the Netherlands: Springer.

Navrud, S. og J. Strand (2013), Valuing Global Public Goods: A European Delphi Contingent Valuation Survey of the Amazon Rainforest. Upublisert, World Bank.

Nelson, J. og P. Kennedy (2009), The Use (and Abuse) of Meta-Analysis in Environmental and Natural Resource Economics: An Assessment. *Environmental and Resource Economics*, 42, 345–377.

Pearce, D. W. (1998), Can Non-Market Values Save the Tropical Forests? I: *Tropical Rain Forests: A Wider Perspective*, ed. F.B. Goldsmith, pp. 76–89. London, UK: Chapman and Hall.

Phan, Thu-Ha Dang, R. Brouwer, and M. Davidson (2012), The economic costs of avoided deforestation in the developing world: A meta-analysis. Upublisert notat, University of Amsterdam.

Strand, J. (2013), Economic Valuation of Changes in Amazon Forest Area. World Bank Development Research Group Research Program. Upublisert notat.

Tallis, H. and S. Polasky (2009), Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162: 265–283.

Van Kooten, G. C., A. J. Eagle, J. Manley and T. Smolak (2004), How Costly are Carbon Offsets? A Meta-Analysis of Carbon Forest Sinks. *Environmental Science and Policy*, 7, 239–251.

Van Kooten, G. C., S. Låksen-Craig and Y. Wang (2009), A Meta-Regression Analysis of Forest Carbon Offset Costs. *Canadian Journal of Forest Research*, 39, 2153–2167.

World Bank (2010), *Assessment of the Risk of Amazon Dieback*. Environmentally and Socially Sustainable Development Department, Latin America and Caribbean Region. Washington DC: The World Bank.



SAMFUNNSØKONOMENE

For raske oppdateringer og nyheter,
følg oss på facebook og twitter!



twitter.com/Samfunnsokonom



facebook.com/samfunnsokonomene



ANDERS SKONHØFT,
Institutt for Samfunnsøkonomi NTNU

Laks med bismak

Oppdrett av laks og sjørøret har i løpet av noen få tiår oppvist en bemerkelsesverdig utvikling i Norge, og produksjonen er i dag verdensledende både i omfang og kvalitet. Næringen startet opp i slutten av 1960-årene av noen pionerer med statsstøtte for å styrke kystsamfunnene. I løpet av 1970-årene fant det sted mange teknologiske og biologiske gjennombrudd. Mange av problemene med produksjon av smolt ble løst, og det ble utviklet høykvalitet tørrfôr. Det virkelig store kommersielle gjennombruddet fant sted i 1980-årene. Og produksjonsveksten har vært formidabel; fra om lag 500 tonn tidlig i 1970-årene til om lag en million tonn i 2011. Bearbeidingsverdien er nå ca. 40 milliarder kroner.

Til å begynne med var næringsstrukturen karakterisert ved små bedrifter med lokal forankring, og hvor produksjonen først og fremst var beregnet på det innenlandske markedet. Denne strukturen er i dag totalt forandret. Størstedelen av produksjonen eksporteres, og antall oppdrettsbedrifter er

nokså få og i mange tilfeller organisert som store multinasjonale konserner. Ofte har disse konsernene også eierskap i oppdrettsbedrifter i andre land. Den norske oppdrettsnæringen har derfor gjennomgått et vekstmønster med leveranser først til hjemmemarkedet som betingelse for senere eksport, og hvor eksporten etter hvert har blitt helt dominerende. Samtidig har næringsstrukturen blitt dramatisk forandret med en sterk konsentrasjon på eiersiden.

Men framveksten av oppdrettsnæringen har vakt berettiget bekymring for framtiden til den norske villaksen (den Atlantiske villaksen, *salmo salar*). I løpet av en 30-års periode har fisket av villaks omtrent blitt halvert, og mange lokale villaksbestander har blitt utryddet. Det er flere faktorer bak denne nedgangen, men oppdrettsnæringen er i dag den viktigste trusselfaktoren. Oppdrettslaksen påvirker villaksen negativt særlig gjennom to kanaler; lakselusa og rømming.

Lakselusa, som er en parasitt og som utvikler seg på laksen i oppdrettsmerkene, gir økt dødelighet for den unge villaksen (smolten) på vandringen ut fra elvene hvor den vokser opp. Det har blitt observert en dramatisk økt dødelighet av smolten i fjordsystemer, for eks. Sognefjorden, hvor luseproblemet er særlig stort. Høyere smolt-dødelighet betyr at færre laks som kommer tilbake til elvene, og det blir mindre villaks å fiske på i fjordene og elvene.

Årlig rømmer det et betydelig antall fisk fra oppdrettsmerkene som følge av uvær og dårlig sikring. Antallet rømminger falt noe for en del år tilbake, men har økt igjen de siste par årene. Rømming av fisk fra oppdrettsanleggene har en helt annen negativ effekt enn lakselusa i og med at rømmingen i første rekke påvirker gytemulighetene for villaksen i elvene og genetikken til villaksen. Det er anslått at i gjennomsnitt 14–36 % av gytebestanden i de norske lakselvene er oppdrettfisk. I noen elver kan tallet kanskje være opptil 80 %. Rømmingen

har også en kostnad, da elvefiskerne primært ønsker å fiske villaks og ikke rømt oppdrettsfisk.

I dette arbeidet som er et resultat av et samarbeidsprosjekt mellom Institutt for Samfunnsøkonomi NTNU og NINA og finansiert av NFR programmet Miljø2015, har vi søkt å anslå disse kostnadene. Så vidt vites er dette det første arbeidet hvor kostnadene ved denne type 'genetisk forurensning' har blitt beregnet.

Vi formulerer først en nokså komplisert demografisk modell hvor både alderen til villaksen og alderen til den rømte oppdrettslaksen inngår fordi fertilitet og naturlig dødelighet avhenger av alder. Rømt oppdrettslaks er i stand til å gyte i elvene, og konkurrerer derfor med gytingen til villaksen. I tillegg vil det skje en krysning av villaks og rømt oppdrettsfisk ved gytingen. På denne måten vil genetikken til villaksen forandre seg over tid. Den bestanden av laks vi har i mange av de norske elvene i dag er derfor ofte i liten grad ren villaks, men en blanding av villaks og oppdrettsfisk, eller ren oppdrettsfisk. Og etter grad av beregnet innblanding skiller vi her mellom de ulike typer.

Villaksfisket foregår kun på den fisken som vender tilbake til sin opprinnelseselv for å gyte. Det skjer først ved det halvkommersielle kilnotfisket i fjordene og deretter ved rekreasjonsfisket i elvene. I dag er rekreasjonsfisket i elvene total økonomisk dominerende. Rømt oppdrettsfisk og genetisk forurensning av villaksen betyr et mindre attraktivt elvefiske da rekreasjonsfiskerne primært ønsker å fiske vill fisk. Nytt og betalingsvilligheten for fiskerne reduseres samtidig som inntekten ved kortsalg faller. Basert på studier av betalingsvillighet

er disse kostnaden anslått, og vi har beregnet tapet ved ulike antagelser om innblanding av rømt oppdrettslaks i villaksen og fiskedødelighet i et modellvassdrag.

Ved en nokså normal fiskedødelighet hvor 70 prosent av gytefisker fiskes, finner vi at om lag 45 prosent av gevinsten ved elvefisket forsvinner hvis rømt oppdrettslaks utgjør 20 % av gytebestanden. Tapet i sjøfisket er imidlertid helt neglisjerbart fordi kun oppfisket mengde er avgjørende her. Vi finner omtrent samme forholdsvis tap i elvefisket både ved høyere og lavere fiskedødelighet. Når vi alternativt antar at et fast antall fisk rømmer hvert år vil andelen av oppdrettslaks og blandet fisk øke over tiden dess høyere fiskedødelighet. Det forholdsvis økonomiske tapet ved elvefisket blir da en god del høyere ved høy enn lav fiskedødelighet. Med en fiskedødelighet på 70 prosent blir tapet godt over 60 prosent.

Vi har også sett på den situasjonen hvor ikke bare selve fisket, eller bruksverdien ('user value'), betyr noe, men også hvor villaksens egenverdi ('intrinsic value') har betydning. Under forutsetning om at den marginale bruksverdi avtar med økende samlet fangst og også at den marginale eksistensverdi avtar med økende bestand av villfisken, finner vi her naturlig nok at tapet av villaksverdien øker med den vekten som tillegges egenverdien. Hvis derimot egenverdien betyr lite finner vi at mer rømt oppdrettslaks typisk nok vil gi et lite tap fordi mer oppdrettslaks, alt ellers likt, betyr at det blir mer fisk å fiske på. Den totale nytte verdien av laksen beregnes også her under ulike forutsetninger om fiskedødelighet og innblanding av rømt oppdrettslaks.

Norsk oppdrettsnæring har vært en stor kommersiell suksess og skapt mange millionærer langs kysten og på Aker Brygge. Men samtidig har næringen og millionærene systematisk sosialisert kostnadene ved produksjonen. De eksterne kostnadene omfatter foruten lakselusproblemet og rømmingsproblemet, også lokale forurensninger og båndlegging av etter hvert betydelige kystarealer. Det kan også stilles spørsmål ved bærekraften i forbruket av villfisk som trengs til den årlige produksjonen på 1 millioner tonn laks.

Liu, Yajie, Ola H. Diserud, Kjetil Hindar og Anders Skonhoft, «An ecological – economic model on the effects of interactions between escaped and farmed wild salmon (*Salmo salar*)». *Fish and Fisheries* 2013, vol. 14 (2), s 158–173.



JAN BRÅTEN
Statnett¹

Norge som gratispassasjer?

For å få ned CO₂-utslippene i Norge og Europa må fossil energi uten karbonfangst og lagring (CCS) gradvis fases ut og erstattes med utslippsfri energi, først og fremst fornybar energi. Michael Hoel mener norsk utbygging av fornybar energi neppe legger grunnlag for større utslippsreduksjoner i Europa i fremtiden. Har norsk fornybarutbygging en helt annen virkning på utslippene enn fornybarutbygging i Sverige, Hellas eller Tyskland?

I innlegget «Bør vi subsidiere fornybar energi?» (Samfunnsøkonomen 2/2013) skriver Hoel at han finner det svært usannsynlig at utbygging av fornybar energi i Norge vil føre til lavere kvotetak i EU i fremtiden. Innlegget er et tilsvaret til undertegnede innlegg «Støtte til fornybar energi er viktig» (Samfunnsøkonomen 1/2013). Hoel begrunner sin vurdering med at EU ikke har senket kvotetaket etter at kvoteprisene falt betydelig som følge av finanskrisen.

Mot dette kan man innvende at man i EU faktisk har diskutert seriøst ulike tiltak for å løfte kvoteprisene allerede i perioden fram til 2020, se EU-kommisjonen (2012). Men den

viktigste innvendingen er at Hoels tidsperspektiv er for kort: Den første ordinære revisjonen for EUs klima- og energipolitikk er knyttet til målene etter 2020. Denne prosessen er nettopp startet, og kommisjonen har foreslått at målet for kutt i utslipp heves fra 20 % i 2020 til 40 % i 2030 (med basisår 1990), fornybarmålet foreslås økt fra 20 % til 30 %, mens målet for energieffektivisering foreslås videreført på 20 %. Målene for 2030 bygger naturligvis på det som forventes oppnådd fram til 2020, mål for 2040 vil bygge på det som oppnås fram mot 2030 osv.

Utbygging av fornybar energi tar lang tid og anleggene lever lenge. For å nå klimamålene må man fram til 2050 fase ut nesten all fossil energi (uten CCS) og erstatte dette med utslippsfri

energi. Hvis EU (og Norge isolert sett for den saks skyld) skal nå de langsiktige utslippsmålene, må man øke andelen fornybar energi dramatisk, og virkemidlene må utformes slik at dette skjer.

Norges mulige bidrag til lavere utslipp i Europa er ikke begrenset til krafteksport. Norge har nesten helt fornybar elkraftproduksjon, men knappe 40 % av det totale energiforbruket på land er fossilt, og det kan vokse ytterligere. For å få ned utslippene i Norge er det derfor nødvendig med mer fornybar energi. (I tillegg kan økt tilgang på fornybar kraft i Norge redusere utslipp utenfor EU ved å begrense karbonlekkasje.)

I klima- og kraftsammenheng er Norge et land i Europa. Hoel mener

¹ Innlegget er uttrykk for egne faglige vurderinger.

kvotetaket i EU vil bli fastsatt «uten altfor mye hensyn til hvordan kvoteprisen utvikler seg». Jeg er enig i at EU neppe er opptatt av å finstyre kvoteprisen, men det er langt derfra til at man ikke er interessert i prisnivået. Ved fastsetting av kvotetaket er det naturlig at man tar hensyn til forventede kostnader ved klimatiltak og hvilke effekter utslippstak og dosering av andre virkemidler vil ha. Som påpekt i mitt innlegg i Samfunnsøkonomen 1/2013, har EU og de enkelte medlemslandene en rekke hensyn og mål som tilsier at man ikke ønsker en altfor høy karbonpris. Et eksempel på slike hensyn er utfordringene med industriens konkurranseevne og karbonlekkasje. Disse hensynene forklarer hvorfor man har valgt å støtte fornybar energi og fremme energieffektivisering med selvstendige mål og virkemidler, slik at man kan oppnå omstilling uten en altfor høy kvotepris.

Det kan synes som en tilforlættelig tanke at fornybarutbygging og utslippsreduksjoner i lille Norge ikke vil påvirke kvotetaket i EU på lang sikt. Men EU omfatter en rekke små land, og ingen er veldig stor i forhold til helheten. Betyr det heller ikke noe om Sverige, Finland og Danmark eller Portugal bygger fornybart og kutter utslipp? Er det noen grunn til at en TWh ekstra i Norge skal fungere veldig annerledes enn en ekstra TWh i Sverige, Nederland eller Hellas?

For at utslippene skal komme ned mot null i energisektoren i 2050, må fossil energi (uten CCS) fases ut og i betydelig grad erstattes med fornybar energi, uansett hvilket virkemiddel man ønsker å bruke. *Måloppnåelse i Europa forutsetter at svært mange gjør mer og mer.* Det er derfor umulig å generalisere en tanke om at det

ikke spiller noen rolle hva et land gjør i denne perioden. Alle kan ikke være gratispassasjerer.

Det kan være mange grunner til at verdens rikeste land med de beste og billigste fornybarressursene bør bidra til å omstille sitt eget energisystem og delta i en europeisk dugnad. Dette er åpenbart et mål for norske politikere, og neppe uten grunn. Omstillingen er nødvendig for å få ned utslippene. I tillegg kunne det også virke demotiverende på andre land om Norge – av alle – skulle prøve å være gratispassasjer. Det siste momentet inngår vanligvis ikke i våre økonomiske modeller, men kan likevel ha en reell betydning.

REFERANSER

EU-kommisjonen (2012): Report from the commission to the European parliament and the council, The state of the European carbon market in 2012.

LEDIG STIPENDIATSTILLING VED HØGSKOLEN I FINNMARK

Stipendiat innen tema implementering av samhandlingsreformen i nordområdene. Tiltredelse høsten 2013

Prosjektet skal omhandle hvordan nye former for IKT støttet samhandling og samarbeid påvirker hensiktsmessig organisering og kunnskapsutvikling i helse- og sosialsektoren, jf. Nasjonal helse- og omsorgsplan, 2011-2015.

Det faglige perspektivet er bredt og prosjektet må ha en faglig innretning som er relevant enten for Handelshøgskolen i Tromsø, campus Alta og for Institutt for omsorg og helsefag, campus Hammerfest. Det er prosjektbeskrivelsens faglige innretning som avgjør hvilket institutt/fakultet stipendiatet vil tilhøre.

Om stillingen: Kontakt instituttleder **Jørund Greibrokk**, e-post: joerund.greibrokk@hifm.no - tlf: 922 07 477 eller instituttleder **Siw Blix**, tlf: 909 67 786, e-post: siw.blix@hifm.no

Søknadsfrist: 15. juni 2013

- Søknad med CV sendes elektronisk via www.jobbnorge.no
- Fullstendig stillingsutlysning på www.hifm.no/stillinger



Universitetet i Tromsø – Norges arktiske universitet fra 1.8.2013



BERIT TENNBÄCK
Partner i THEMA Consulting Group

EIVIND MAGNUS
Partner i THEMA Consulting Group.



Klimaeffekten av fornybarstøtte må ses i et langsiktig perspektiv

I sitt svar til Bråten (Samfunnsøkonomen 1/2013) argumenterer Michael Hoel for at man før beslutningen om å innføre en subsidieordning for fornybar energi i Norge (i form av et grønt sertifikatmarked) burde ha gjennomført en kvantitativ analyse av klimavirkningene av en slik ordning. En slik analyse burde etter Hoels mening ha tatt utgangspunkt i to hypoteser:

- 1 Redusert etterspørsel etter kvoter gir uendret kvotetak (tilbud av kvoter). Samlede utslipp reduseres ikke, men kvoteprisen blir lavere.
- 2 Redusert etterspørsel etter kvoter gir tilsvarende reduksjon i kvotetaket. Samlede utslipp reduseres, men kvoteprisen endres ikke.

Det er ikke vanskelig å være enig i dette. Debatten om fornybarstøtte handler imidlertid ikke om det, men om hvilket perspektiv som skal legges til grunn for en slik analyse. I en rapport utarbeidet for Miljøverndepartementet (Thema og Vivid, 2011) har vi argumentert for

at svaret trolig ligger et sted mellom de to ekstremtilfellene. Med andre ord finner vi det sannsynlig at økt fornybarproduksjon i EU reduserer CO₂-utslippene i Europa på lang sikt, først og fremst fordi det øker sannsynligheten for et strammere fremtidig kvotetak. (Det inngikk ikke i prosjektet å beregne lønnsomheten av fornybarsubsidiene eller kvantifisere virkningene.) Vi viser også at økt fornybarutbygging i Norge har tilnærmet samme effekt på kvotemarkedet som fornybarutbygging i f.eks. Tyskland.

Når man skal analysere lønnsomheten av klimatiltak må man anlegge et langsiktig perspektiv på klimautfordringene og klimapolitikken. Her bør det holde å vise til Hagen-utvalgets utmerkede drøfting (NOU 2012:16, kapittel 9). I denne forbindelse er det hensiktsmessig å definere kort sikt til 2020, og lang sikt til perioden 2020–2050. I tråd med Hagen-utvalgets anbefaling, antar vi derfor at togradersmålet kan legges til grunn.

Med utgangspunkt i en togradersbane for CO₂-prisen er det åpenbart at kvoteprisen må stige og at kvotetaket trinnvis må strammes til på lang sikt (se f.eks. EU, 2012). Uansett hva vi mener om hvor «gitt» kvotetaket er på kort sikt, er det åpenbart at kvotetaket *ikke* er gitt på lang sikt. Vi er antagelig også enige om at kostnadene ved ulike virkemidler spiller en rolle for utformingen av politikken. Samtidig er det naturligvis ingen automatikk i hvordan og hvor raskt politikken tilpasses til en ny markedsvirkelighet i de fleste demokratiske systemer.

Alle analyser viser at dersom togradersmålet skal nås, må andelen fornybar energi i kraftsystemet øke betydelig. Samtidig må innslaget av kraftproduksjon som slipper ut CO₂, reduseres. Spesielt er det ikke rom for kullkraftproduksjon i kraftsystemet. Realiteten er at en stor del av kullkraftverkene i Europa må skiftes ut i inneværende tiårsperiode (de er gamle og har uakseptabelt høye utslipp). Dersom gamle kullkraftverk skiftes ut med nye, vil de fortsette

å produsere, og slippe ut CO₂, i 30–40 år framover.

Globalt sett er EU foreløpig relativt alene om å føre en politikk som faktisk reduserer CO₂-utslippene. EU må derfor balansere hensynet til økonomiens konkurranseevne med hensynet til utslippskontroll. Skulle EU kun bruke kvoteprisen som klimapolitisk virkemiddel, og ikke samtidig subsidiere fornybar energi, ville det enten resultere i en for høy kvotepris (i forhold til det økonomiene kan tåle) eller i et høyere utslippstak. Kombinasjonen av kvotemarked og fornybarstøtte medfører at utslippene reduseres mer på kort sikt enn det som ellers ville vært mulig, samtidig som investeringer i ny kullkraft unngås.

Ved å øke kapasiteten for fornybar kraftproduksjon på kort sikt, blir kostnadene ved å senke kvotetaket i neste omgang lavere. Vi kan sammenligne to mulige situasjoner i 2020: Enten står vi med et kraftsystem der det er investert i ny kullkraftkapasitet, eller så har vi et kraftsystem med en høyere andel fornybar produksjon. Det første kraftsystemet har en langt høyere etterspørsel etter kvoter enn det siste kraftsystemet (såkalt baseline). For et gitt kvotetak blir dermed kvoteprisen høyere i den første situasjonen enn i den andre situasjonen – alternativt blir det billigere å gjennomføre en mer ambisiøs klimapolitikk i den andre situasjonen enn i den første. Støtten til fornybar produksjon kan fungere som en måte «å binde seg til masta» på.

Hvis målet var å styre mot en viss CO₂-pris, kunne EU ha vedtatt en felles CO₂-avgift. Det er to svakheter ved en slik politikk. Den ene er politisk

og den andre økonomisk. Det økonomisk riktige avgiftsnivået (marginal tiltakskostnad) avhenger ikke bare av utslippsmålet i seg selv, men også av forholdet mellom kull- og gassprisene. Politisk har det vist seg at felles avgifter ofte blir et minste felles multiplum, og lavere enn de burde vært. Det later til å være politisk enklere å vedta et kvotetak som implisitt styrer mot en «rimelig» CO₂-pris enn å vedta denne prisen direkte.

Utviklingen har likevel vist hvor vanskelig politisk styring og tilpasning er i skiftende markeder som tilpasser seg raskt. På det tidspunktet da klimapolitikken og kvotetaket for 2020 ble fastsatt, var det vel ingen som så for seg den langvarige og dyptgripende økonomiske krisen Europa nå er kommet i. Dersom vi hadde hatt en avgift, finanskrisen ikke hadde inntruffet og kull- og gassprisene hadde utviklet seg annerledes, kunne vi fått det omvendte problemet: At CO₂-avgiften var for lav og utslippene for høye i forhold til togradersbanen. Et kvotetak, selv om det kanskje er satt for høyt, sikrer i hvert fall at utslippene ikke blir høyere enn det.

Naturligvis ville det vært bedre om man kunne utformet en «first best»-klimapolitikk med en riktig og langsiktig global utslippspris. Da ville det antagelig ikke vært aktuelt å investere i kullkraftverk, og kvoteprisen ville blitt høy nok til å utløse tilstrekkelige investeringer i fornybar produksjonskapasitet. Der er vi ikke i dag. Da må vi bidra til at det utformes en «second best»-politikk som ikke taper det langsiktige målet av syne.

REFERANSER

Bråten, J. (2013). Støtte til fornybar energi er viktig. Samfunnsøkonomen 1/2013, 67–70.

EU (2012). A Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050. COM(2011) 112 final.

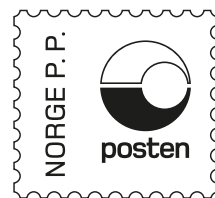
Hoel, M. (2013). Bør vi subsidiere fornybar energi? Samfunnsøkonomen 2/2013, 4–7.

NOU 2012:16 Samfunnsøkonomiske analyser. Finansdepartementet.

Thema og Vivid (2011). Renewables and Emissions: The effect of Norwegian Renewable Investments on Carbon Emissions. R-2011-2, THEMA Consulting Group.

Veiledning for bidragsytere

1. Samfunnsøkonomen trykker bidrag om aktuelle økonomifaglige tema, både av teoretisk og empirisk art. Temaet bør være av interesse for en bred leserkrets. Bidragene deles inn i kategoriene artikkel, aktuell analyse, aktuell kommentar, debattinnlegg og bokanmeldelse. I tillegg er det en studentspalte hvor studenter kan presentere fagrelevant arbeid.
2. Artikler og aktuelle analyser vurderes av eksterne fagkonsulenter og skal kvalifisere til publikasjonspoeng i systemet til Universitets- og høyskolerådet. Bidragene må ha en fremstillingsform som gjør innholdet tilgjengelig for økonomer uten spesialkompetanse på feltet. Aktuelle analyser vil normalt være mindre omfattende enn artikler og få en raskere redaksjonell behandling.
3. Manuskript sendes i elektronisk format i Word til Samfunnsøkonomenes Forening ved tidsskrift@samfunnsokonomene.no. Studentbidrag sendes til våre studentredaktører ved uio@samfunnsokonomene.no. Manuskripter skal ha dobbel linjeavstand og 12 pkt skrift. Artikler bør ikke oversige 20 A4-sider, aktuell analyse og aktuelle kommentarer 12 sider, debattinnlegg og bokanmeldelser 6 sider, og studentspalte 3 A4-sider. Figurer, diagrammer etc. må legges ved i originalformat.
4. Artikler, aktuelle analyser og aktuelle kommentarer skal ha en ingress på maksimalt 100 ord. Ingressen skal oppsummere artikkelens problemstilling og hovedkonklusjon.
5. Matematiske formler bør brukes i minst mulig grad. Unngå store, detaljerte tabeller. Alle figurer og tabeller skal det henvises til i teksten med figur- og tabellnummer (ikke benytt formen «ovenfor» eller «under» o.l.).
6. Omfanget av fotnoter bør minimeres. Det skal benyttes fotnoter og ikke sluttnoter.
7. Referansene skal følge Harvard Style of Referencing. Referansene i teksten skal være som følger ved henholdsvis en, to og flere forfattere: «...Meland (2010), Bårdsen og Nymoen (2011), Finstad mfl. (2002)...». Referanser i parentes skrives som følger: «...(Meland, 2010; Finstad mfl., 2002)...»
8. Referanselisten skal ha overskriften REFERANSER og ha følgende format:
Melberg, H. O. (2010). Animal spirit: Fargerik tomhet? *Samfunnsøkonomen* 64(2), 4-10.
Bårdsen, G. og R. Nymoen (2011). *Innføring i økonometri*. Fagbokforlaget, Bergen.
Finstad, A., G. Håkonsen og K. Rypdal (2002). Utslipp til luft av dioksiner i Norge – Dokumentasjon av metode og resultater. Rapporter 2002/7, Statistisk sentralbyrå.
9. Alle bidrag skal være ferdig korrekturlest.
10. Forfattere av artikler og aktuelle kommentarer må sende inn et høyoppløselig elektronisk fotografi (portrett).



Returadresse:
Samfunnsøkonomenes Forening,
PB. 1917 Vika,
0124 Oslo

