



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 brødfø 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.

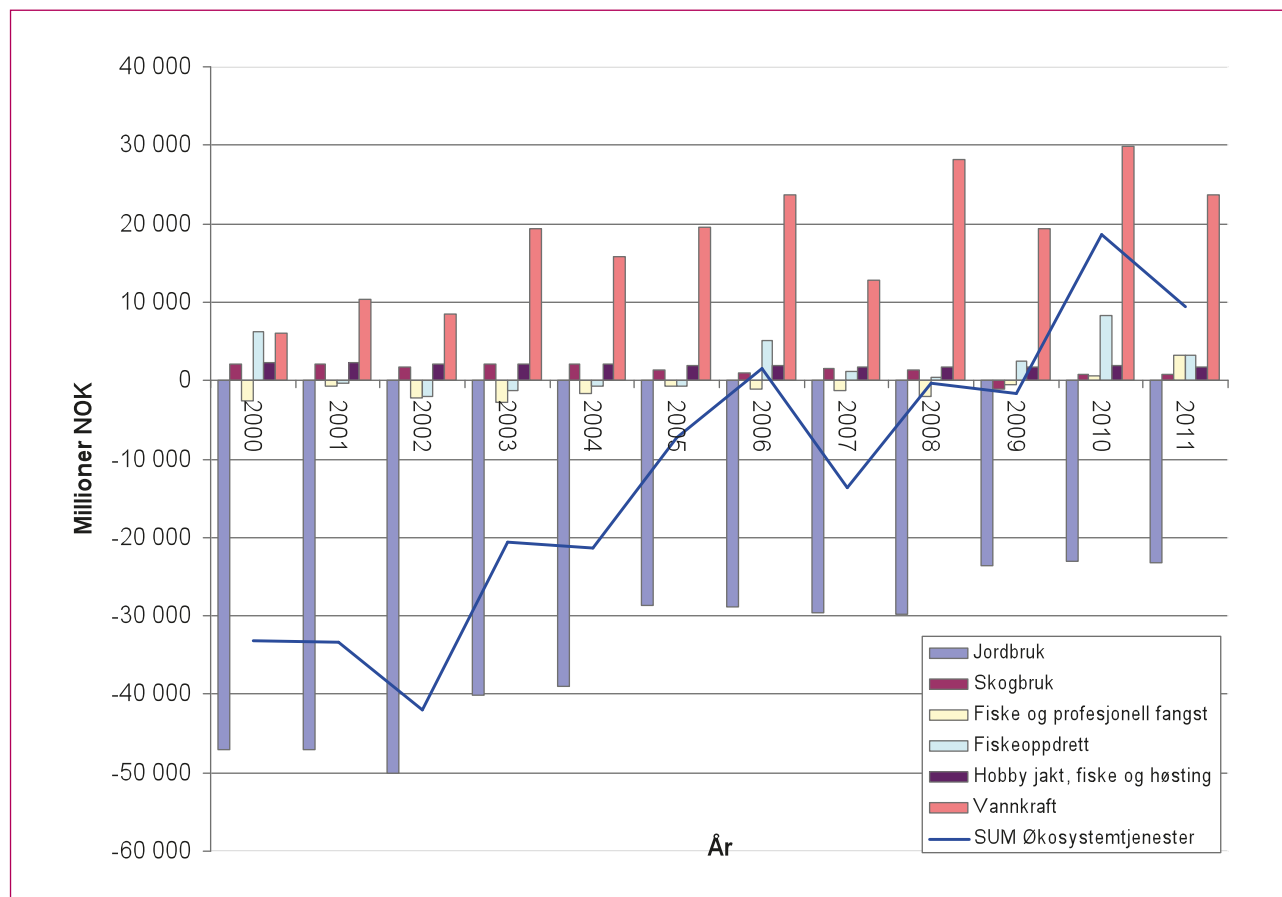
DAGENS NORSKE INDIKATORSETT FOR BÆREKRAFTIG UTVIKLING

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. I stedet 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 minimumsstandarder». 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 verdsettelsesmetoder 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 minimumsstandarder, men som gir lite samfunnsøkonomisk informasjon til beslutningstagerne. 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 ferskvann- og et skogøkosystem. Siden både ferskvann- og skogøkosystemet gir rekreasjonsverdi blir det vanskelig å fordele denne verdien mellom ferskvann- 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 tilsvarer 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.

Fråmtidsscenario	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 bærekraftsanalysen 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 framtidig 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, markedsstørrelse (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 verdsetningsstudier og ved bruk av nytteoverføring. Med nytteoverføring menes det at en overfører verdier til en annen lokalitet enn der hvor den opprinnelige verdsetningsstudien 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 verdsetningsstudier – 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, nedbørmengde, 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 flomdemping.
- 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 beslutningstakere 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 verdsatte 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 fjerntliggende 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 verdiestimatet 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 hovedhabitattyper 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/seearcv/> (16. april, 2013)