

Natur, økosystemtjenester og økonomi¹

Økosystemtjenester kan betragtes som økosystemernes og de tilknyttede arters bidrag til menneskers livsgrundlag og velfærd. Foringelser eller tab af økosystemtjenester er miljøforringelser, der potentielt lægger pres på nulevende og kommende generationers velfærd.



LARS RAVENSBECK
Institut for Fødevarer-
og Ressourceøkonomi,
Københavns Universitet



**BO JELLESMARK
THORSEN**
Institut for Fødevarer-
og Ressourceøkonomi,
Københavns Universitet



PEDER ANDERSEN
Institut for Fødevarer-
og Ressourceøkonomi,
Københavns Universitet



NIELS STRANGE
Institut for Fødevarer-
og Ressourceøkonomi,
Københavns Universitet

Indledning

EU har igangsat et arbejde, der skal støtte medlemsstaterne i at sikre en ensartet og vidensbaseret kortlægning og vurdering af økosystemerne og deres tjenester senest i 2014, samt opgøre den samlede værdi af EU's økosystemtjenester inden 2020 (MAES 2012). Der er således et stigende politisk fokus på at anskue naturen som en essentiel leverandør af goder og velfærd. Begrebet økosystemtjenester kan betragtes som økosystemernes og de tilknyttede arters bidrag til menneskers livsgrundlag og velfærd (MEA 2005, Haines-Young og Potschin 2013). Dette er selvfølgelig ikke nyt for økonomer, men i de sidste 20 år har der været en markant stigning i samfundsvidenskabelig forskning, der direkte inddrager begreberne økosystemfunktioner og -tjenester (Fisher m.fl. 2009), og bl.a. affødt af debatskabende publikationer som Daily's (1997) »Natures services« og Costanza m.fl. (1997) »Værdien af verdens økosystemfunktioner og naturkapital«.

FN's økosystemvurdering, Millennium Ecosystem Assessment (MEA) fra 2005, har været afgørende for arbejdet med at udvikle en begrebsramme og gennemføre evalueringer af verdens økosystemer og økosystemtjenester samt af deres betydning for menneskers livsgrundlag og trivsel (MEA 2005, Daily m.fl. 2011). MEA blev gennemført i en 4-års periode og involverede globalt set mere end 1360 forskellige eksperter og bygger på en systematisk gennemgang af eksisterende viden og data. Hovedformålet med MEA var at vurdere konsekvenserne af økosystemforandringer for menneskers livsbetingelser samt at tilvejebringe et videnskabeligt baseret grundlag for bevarelse og bæredygtig udnyttelse af økosystemtjenesterne.

Den væsentligste årsag til interessen for økosystemtjenester og deres værdier er bekymringen for de globale miljømæssige forringelser og de dermed forbundne tab af økosystemtjenester og menneskers velfærd – i yderste konsekvens livsgrundlaget, ikke blot her og nu, men også for fremtidige generationer. Bl.a. viser MEA's analyser, at ca. 60 % af de globale økosystemtjenester enten var forringede som følge af menneskelige aktiviteter eller blev udnyttet på et ikke-bæredygtigt niveau (MEA 2005). Evalueringen omfattede i alt 24 typer af økosystemtjenester, hvoraf kun 4 blev vurderet til at være blevet forøget i omfang eller kvalitet i de sidste 50 år, hvorimod 15 var reduceret, mens de resterende 5 enten havde været stabile eller udvist tilbagegang i dele af verden. Tab af økosystemtjenester kan få væsentlige og uheldige konsekvenser for fremtidige generationer og er allerede en barriere for at nå millenniumudviklingsmålene (MEA 2005, Sachs m.fl. 2009), og en forbedret forvaltning under hensyntagen til omkostningerne kunne skabe større velstand. Udgangspunktet for økonomiske analyser på området er en nytteetisk og antropocentrisk opfattelse med fokus på menneskets behov, hvor der ud over den direkte brugsnytte af naturen også inddrages en række ikke-brugsværdier, der kan have symbolsk karakter. I det følgende ses nærmere på den begrebsmæssige ramme, værdisætningen af økosystemtjenester og det optimale niveau af økosystemtjenester. Til slut omtales nogle erfaringer fra danske studier.

Begreber

Der er to centrale elementer. Det første er betydningen af økosystemernes tilstand og tjenester for menneskers velfærd. Det andet element er klassificeringen af de forskellige økosystemtjenester. Der skelnes overordnet mellem fire typer af tjenester

i MEA: De *forsynende*, som bidrager til en række materielle goder, såsom fødevarer, tømmer, drikkevand og (energibaseret) energi; de *regulerende*, som består af økosystemernes kontrol og indvirkning på både det fysiske og biotiske miljø og bl.a. regulerer vand, luft, klima, bestøvning og kontrollerer skadedyr; de *kulturelle*, som alle er af ikke-materiel karakter og forudsætningen for rekreative og æstetiske goder; og endelig de *støttende*, som understøtter de andre tjenester i form af fotosyntese, vand- og næringsstofkredsløb samt jorddannelse.

FN's økosystemvurdering af økosystemtjenester er ikke direkte operationel. F.eks. er der ikke en klar skelnen mellem økosystemtjenester og de tilhørende goder (Fisher m.fl. 2009). En afklaring af opdelingen mellem funktioner, økosystemtjenester og de endelige goder er beskrevet og anvendt i TEEB studiet samt i den nationale britiske økosystemvurdering, UK NEA (TEEB 2010, Mace et al. 2011). Et resultat er, at de støttende økosystemfunktioner ikke længere er kategoriseret som tjenester, da der udelukkende er tale om funktioner, der understøtter de egentlige tjenester, og værdien af funktionerne er derfor medtaget i værdien af de efterfølgende økosystemtjenester og de færdige goder. Men funktionerne er vigtige at forstå og bør registreres, således at man sikrer, at de fortsat kan understøtte økosystemerne og dermed leverancen af de nødvendige økosystemtjenester, da en eventuel degradering eller reduktion indirekte kan få en negativ effekt på velfærden.

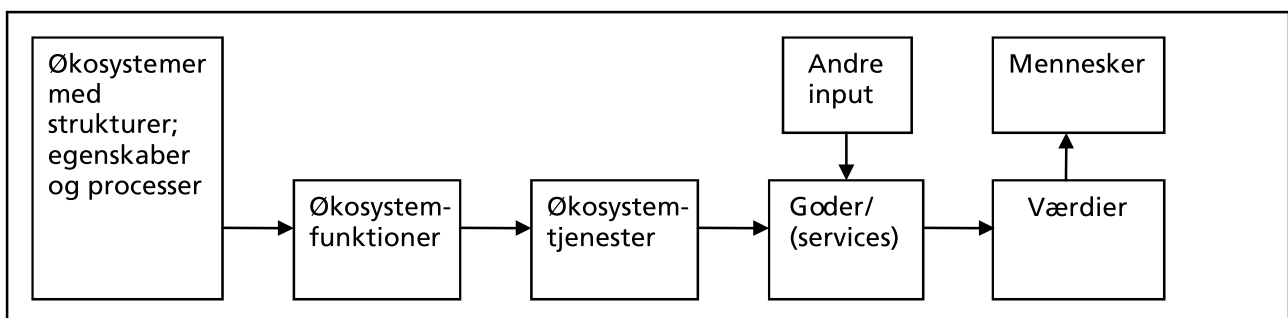
Der arbejdes for tiden med at formulere en international standard for økosystemtjenester; Common International Classification of Ecosystem Services, CICES (Haines-Young and Potschin 2013). Formålet med standarden er at fremme oprettelsen af et standardiseret økosystemregnskabssystem inden for FN's miljøregnskabssystem SEEA. CICES vil desuden blive anvendt i forbindelse med EU's kortlægning af økosystemtjenester (MAES 2012). CICES bygger videre på begrebsafklaringen opnået efter FN's økosystemvurdering i litteraturen samt i TEEB og UK NEA (Haines-Young and Potschin 2013), men indeholder nu i alt 5 niveauer. CICES er stadig under udvikling. Men det ligger fast, at det øverste niveau i CICES består af 3 sektioner; de forsynende, de regulerende og vedligeholdende, og endelig de kulturelle økosystemtjenester, dvs.

svarende til MEA uden de understøttende (Haines-Young and Potschin 2013).

Et centralt element i begrebet økosystemtjenester er, at de efterspørges af mennesker, der opnår en velfærdseffekt af de konkrete tjenester i den konkrete kontekst. Uden denne modtagergruppe er der ikke tale om tjenester, men om økosystemprocesser eller funktioner (Fisher et al., 2009). Det betyder for eksempel, at en bynær skov kan levere flere økosystemtjenester i form af rekreation end en skov i et meget tyndbefolket område. Et andet illustrativt eksempel er grundvandsdannelsen, der er en generel økosystemfunktion. I områder med knaphed på rent vand har grundvandsdannelsen en klar værdi som økosystemtjeneste. Andre steder, hvor der ikke er knaphed, udgør grundvandsdannelsen alene en funktion, men ikke en økosystemtjeneste. Grundvand og rekreation er typiske brugsgoder, men økosystemtjenester kan også indebære ikke-brugsværdier. Det gælder fx evnen til at beskytte biodiversiteten eller konkrete truede arter, og mange studier påviser, at ikke-brugsværdierne kan være relativt store (fx Jacobsen and Thorsen 2010). Variationen i produktionen af økosystemtjenester er således et af de forhold, der udfordrer værdisætningen af tjenesterne. Som illustration af dette og opfølgning på ovennævnte eksempel kan man betragte en situation, hvor to helt identiske skove leverer økosystemtjenester inden for rekreation og herligheds-værdier, der værdimæssigt er meget forskellige udelukkende på baggrund af deres placering i forhold til befolkningscentre. Figur 1 nedenfor viser netop denne sammenhæng mellem økosystemer, økosystemtjenester, goderne der produceres, modtagerne og den værdi, det giver for disse.

Figur 1 sammenfatter økosystemernes strukturer, egenskaber og processer, funktioner og tjenester, der videre sammen med andre input til sidst ender som værdier for mennesker. Godebegrebet skal forstås bredt og omfatter varer som miljø- og naturgoder. Disse kan være markedsomsatte og ikke-markedsomsatte. Andre input refererer til, at goder ofte vil være produceret gennem en kombination af forskellige input som f.eks. i fiskeriet, hvor arbejde, kapital og havets økosystemer tilsammen bidrager til opnåelsen af fangsterne. Heraf bidrager havets økosystemer i fysisk forstand med tilvæksten for de ar-

Figur 1. Sammenhæng mellem økosystemer, deres tjenester og værdier



Baseret på Mace et al. (2011) og Haines-Young og Potschin (2013).

ter, der har interesse for mennesket. Værdien af disse tjenester er imidlertid afhængig af både efterspørgslen efter fiskeprodukterne, omkostningerne ved fangsten samt reguleringen af fiskeriet, jf. Ravensbeck m.fl. (2013b). Opdelingen i figur 1 giver den komplekse kobling mellem økosystemer og menneskets velfærd.

Værdisætning af økosystemtjenester

Økosystemtjenester er økosystemernes bidrag til produktionen af goder, herunder offentlige goder.² Økosystemer er kapitalgoder, der sammen med f.eks. vand, luft, mineraler osv. udgør naturkapitalen, og som giver et afkast eller en strøm af tjenester (Turner and Daily, 2008). Herved ses således sammenhængen mellem naturkapital og økosystemtjenester. Ændringer i naturkapitalen påvirker strømmen af økosystemtjenesterne.

Værdifastsættelse af økosystemtjenesterne er en svær opgave pga. ufuldstændig fysisk og økologisk viden om økosystemernes processer og deres effekt på økosystemtjenesterne ved miljøforandringer eller miljøpolitiske tiltag. Herunder spiller en række forhold knyttet til den økonomiske teori, såsom eksternaliteter og tilstedeværelsen af offentlige goder samt tilstedeværelsen af kritisk naturkapital³ en vigtig rolle (Fisher m.fl. 2009, Pearce 2007). Figur 2 kan illustrere en række af disse forhold, som medfører, at der skal udvises forsigtighed ved værdisætning af økosystemtjenester. Figuren og den tilhørende beskrivelse bygger på Pearce (2007).

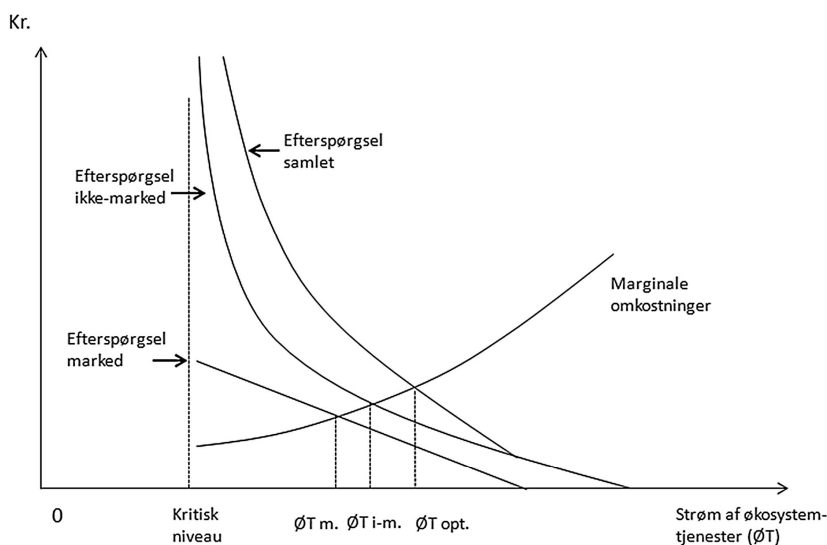
Det er samtidigt interessant at opgøre det optimale niveau af økosystemtjenester. Imidlertid vil markedets efterspørgsel kun omfatte de goder, der kan sælges på et marked såsom føde-

varer, træ og fisk. Den samlede efterspørgsel for økosystemtjenester derimod er summen af folks samlede efterspørgsel af både markedsomsatte og ikke-markedsomsatte økosystemtjenester, jf. figur 2. Her antages det forenkende, at begge grupper af økosystemtjenester produceres i samme økosystem. Den samlede efterspørgsel findes ved en vertikal summering af efterspørgslen af markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder. Det antages endvidere i eksemplet, at produktionen sker ved samproduktion (joint production) af markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder, dvs. at der kun er en marginalomkostningsfunktion.

Efterspørgslen falder med strømmen af økosystemtjenester, idet der antages en faldende marginalnytte. Der er indtegnet et kritisk niveau (kritisk naturkapital) på figuren, idet det antages, at når man når dette niveau, er der risiko for, at økosystemerne kollapser, eller at reduktionen af økosystemtjenester får meget stor indflydelse på den menneskelige velfærd.

De marginale samfundsmæssige omkostninger af økosystemtjenesterne inkluderer forvaltnings- og plejeomkostninger samt alternativomkostninger ved arealanvendelse og er her antaget at være stigende. Det optimale niveau for økosystemtjenester vil være $\hat{O}T_m$, hvis der alene er efterspørgsel efter markedsomsatte tjenester eller goder. Hvis der kun er tale om ikke-markedsomsatte økosystemtjenester, vil det optimale niveau være $\hat{O}T_{i-m}$. Samlet bliver det optimale niveau $\hat{O}T_{opt}$. Der er knyttet en række interessante reguleringsmæssige aspekter til situationen med både private og offentlige goder i forbindelse med at sikre et optimalt økosystem, men disse behandles ikke videre her.

Figur 2. Efterspørgsel og udbud af økosystemtjenester



Baseret på Pearce (2007)

Økosystemtjenester er behandlet med udgangspunkt i et antropocentrisk værdisystem, hvor værdien af natur- og miljøgoder er bestemt af menneskelige præferencer (se f.eks. Fisher et al. 2009) og derfor kan standard værdisætningsmetoder anvendes. Miljø- og naturgoder skaber en række værdier for mennesker, afspejlet i direkte brugsværdier, indirekte brugsværdier, optionsværdier, eksistensværdier samt arveværdier, som beskrives kort nedenfor (Ravensbeck m.fl. 2013). De tre hovedtyper af økosystemtjenester (forsynende, regulerende og kulturelle) indeholder alle flere forskellige, men ikke alle værdityper, som det fremgår af figur 3. Ofte jf. oversigten i Ravensbeck et al. (2013) angives følgende kategorier af værdier:

Direkte brugsværdi: Er relateret til den nytte mennesker oplever ved direkte anvendelse af miljø- og naturgodet enten som en del af en produktion og/eller ved direkte brug. Disse værdier kan stamme fra produktionen af fødevarer, træ, fiske-/fuglebestande eller grundvand samt fra de rekreative værdier som fx at gå en tur i skoven.

Indirekte brugsværdi: Knytter sig bl.a. til værdien af stabile økosystemer og omfatter en række af miljøets regulerende ydelser, såsom filtrering og nedbrydning af forurenende stoffer, lagring af kulstof og sikring mod katastrofer som stormfald og oversvømmelse.

Optionsværdi: Repræsenterer den værdi man oplever ved at kunne bevare mulighederne for at benytte eksisterende miljø- og naturgoder i fremtiden, bl.a. hvis der opstår ny viden om naturens anvendelsesmuligheder, eller at man ændrer præfe-

rencer for goderne eller uforudsete begivenheder (man taler her om quasi-optionsværdi).

Ikke-brugsværdier, som inkluderer:

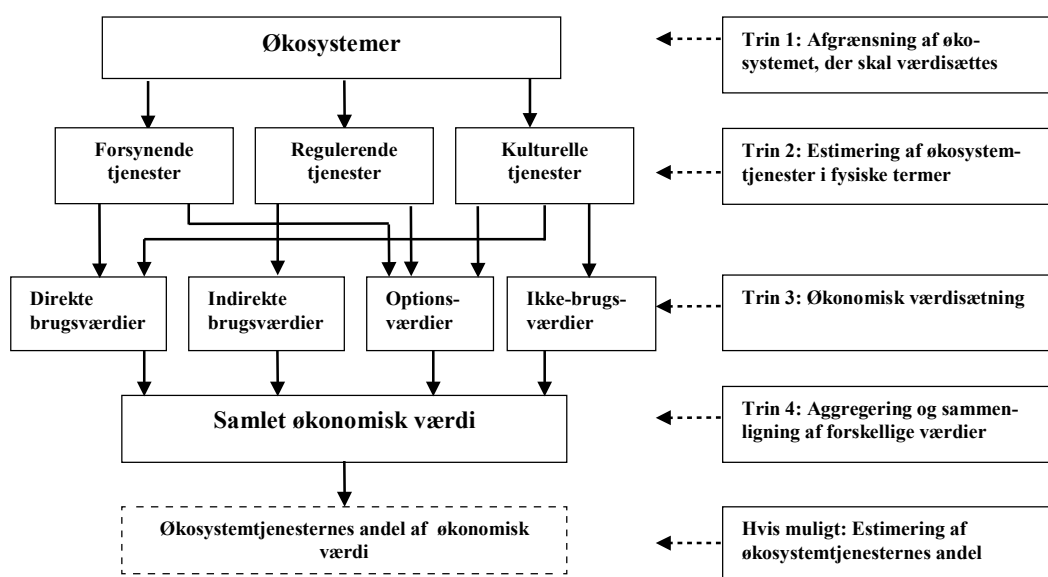
Eksistensværdi: Som er en ikke-brugsværdi, der afspejler, at det har værdi for mennesker at vide, at der findes en særlig art, et særligt kunstværk eller tilsvarende, også selvom de aldrig ser arten, kunstværket eller lignende, eller på anden vis har nogen direkte gavn af dens eksistens.

Arveværdier/testamentariske værdier: Er en anden ikke-brugsværdi, der bygger på en etisk overvejelse, om man bør viderebringe velfærdsmuligheder for kommende generationer, og at mennesker har glæde af at forøge velfærd for eksempelvis egne børn og børnebørn (altruisme/arvemotiv).

Desuden bør nævnes de såkaldte symbolværdier (»intrinsic values«), der er svære at afdække, da man af moralske/etiske, kulturelle eller nationale grunde afviser at afsløre den økonomiske værdi (Dubgaard m.fl. 2002, Mace et al. 2011). Det kan imidlertid diskuteres, hvorvidt den økonomiske værdisætning ikke allerede til en vis grad inddrager disse værdier, jf. at grænsen mellem eksistensværdier og egenværdier i virkeligheden er vanskelig at sætte (Bateman et al. 2011).

Analyserne fokuserer på ændringer i den totale økonomiske værdi, og det er således ikke de absolutte størrelser man er interesseret i at estimere. Samtidigt vil økosystemer ofte yde en række forskellige typer af tjenester i form af bundter af økosystemtjenester. Hertil kommer, at goderne ofte »produceres« i

Figur 3. Tilgang til værdisætning af økosystem og deres tjenester



Modificeret efter Hein m.fl. 2006.

en kombination af forskellige input, og at opgaven således også består i at adskille økosystemernes bidrag fra de øvrige, idet man kan estimere de øvrige inputs værdi ud fra deres alternative anvendelsesmuligheder (Bateman et al. 2011).

4. Danske studier

I Ravensbeck m.fl. (2013) er der med CICES som referenceramme gennemgået forskellige økosystemtjenester, der er undersøgt i danske værdisætningsstudier. Det fremgår, at det både er vanskeligt, og at der endnu udestår en omfattende indsats, inden opgørelserne umiddelbart kan anvendes i politiksammenhæng. De forsynende økosystemtjenester er for manges vedkommende markedsomsatte og derfor velundersøgte. Det gælder især de økosystemtjenester, der indgår som input til de traditionelle primære erhverv; landbrug, skovbrug og fiskeri. Derimod er der ikke så mange danske studier og opgørelser af de regulerende tjenesters betydning eller værdier. Det skyldes i høj grad, at de både naturvidenskabeligt og økonomisk kan være svære at kvantificere. Endelig har der i Danmark i de seneste 20 år været et stigende antal værdisætningsstudier af kulturelle økosystemtjenester, primært rettet mod naturbeskyttelse, biodiversitet, herlighedsværdier og rekreation. Værdisætningen af de kulturelle økosystemtjenester indebærer den særlige udfordring, at de er stærkt afhængige af specifikke lokale forhold udover de naturgivne forhold såsom demografi og lokale traditioner.

Et af de velundersøgte områder er rekreation og friluftsliv. Studier gennemført på basis af interview- og spørgeskemaundersøgelser viser tydeligt, at nærhed af skov og naturarealer samt adgang hertil værdsættes højt, og at værdien af den rekreative brug af skove kan beløbe sig til adskillige tusinde kr. pr. ha. Dette er dog stærkt afhængigt af beliggenhed i forhold til befolkningscentre samt naturarealernes karakter og størrelse. Det kan her tilføjes, at der også i en anden type undersøgelser kan påvises en veldokumenteret sammenhæng mellem natur og herlighedsværdier. Således kan huse med søudsigt eller beliggende i nærhed af skov opnå gennemsnitlig merpris på flere hundrede tusind kr. afhængigt af det pågældende område.

En række danske undersøgelser har forsøgt at kvantificere værdien af biodiversiteten (eksistensværdien) og aspekter knyttet til arters truethed, antal, eller hvor »karismatiske« arterne er. Generelt er der en stor betalingsvillighed knyttet til beskyttelsen af biodiversiteten, men samtidig også en stor variation i denne. Der er størst betalingsvillighed til at beskytte truede arter og en noget mindre betalingsvillighed, hvis der er tale

om sjældne arter. Endelig er betalingsvilligheden i forhold til at øge bestanden af almindelige arter betydelig mindre end for de to førstnævnte grupper. Samtidig ses, at den marginale betalingsvilje er aftagende med antallet af arter, der skal beskyttes.

5. Afsluttende bemærkninger

Som nævnt i indledningen er der på EU-plan igangsat et arbejde med kortlægning og vurdering af økosystemerne og deres tjenester. Dette arbejde skal ses som det første vigtige led i etableringen af en bæredygtig forvaltning af disse tjenester på europæisk plan, og det skal ses i sammenhæng med EU's biodiversitetsstrategi for 2020. Hovedformålet med denne strategi er at standse tabet af biodiversitet og nedbrydelsen af økosystemtjenester samt som et delmål at genetablere mindst 15 % af de ødelagte områder i overensstemmelse med de globale mål (Aichi-målene).

I forbindelse med den fremtidige udmøntning af Natur- og Landbrugskommissionens anbefalinger i 2013 forventes det, at arbejdet med naturområdet skal styrkes gennem Naturplan Danmark og vil inkludere en vision om et grønt naturnetværk. Hensigten med et sådant netværk er blandt andet skabelsen af mere og bedre sammenhængende natur med potentiale for ikke mindst et rigere dyre- og planteliv. Som en del af dette fokus og lanceringen af en vision om et sådant grønt naturnetværk er der et tydeligt behov for at kunne dokumentere velfærdsøkonomiske konsekvenser af et ændret udbud af økosystemtjenester. Denne viden om økosystemtjenester og deres værdisætning vil bidrage til et bedre grundlag for at inddrage dem i økonomiske analyser og beslutningsprocesser.

Imidlertid er det naturvidenskabelige grundlag ofte mangelfuldt, når man ønsker at vurdere status for økosystemtjenesterne samt potentielle ændringer i forbindelse med nye miljøpolitiske tiltag, prioriteringer, ændret arealanvendelse eller miljøforandringer (forurening, klimaforandringer mv.). Det må derfor anses for urealistisk, at man på kort sigt vil kunne gennemføre en fuldt tilfredsstillende kortlægning og samlet evaluering af økosystemtjenesterne. Et oplagt pejlemærke for et omfattende studium, der kunne bringe kortlægningen og værdisætningen et langt skridt fremad, vil være den nationale britiske økosystemvurdering. UK NEA må ses som den mest ambitiøse økosystemtjeneste vurdering/kortlægning i Europa til dato. Det har krævet betydelige ressourcer at gennemføre denne, idet det tog ca. 2 år og har kostet omkring 1,3 mio. pund og involveret mere end 500 forskere.

LITTERATURLISTE

- Bateman, I.J., Mace, G.M., Fezzi, C., Atkinson G. and Turner R.K. 2011: Economic Analysis for ecosystem Service Assessments. *Environmental Resource Economics*, 48:177-218.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and van den Belt, M., 1997: The values of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Daily, G.C. 1997: What are ecosystem services? Introduction: p. 1-10. I: Daily, G.C. (Ed.): *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C.
- Daily, G.C., Kareiva, P.M., Polasky, S. Ricketts, T.H. and Tallis H. (2011). *Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services*. In Kareiva, Tallis, H. Ricketts, T.H., Daily, G.C. and Polasky, S. Oxford University Press. 392 pp.
- Dietz, S. and Neumayer, E. 2007: Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement. *Ecological Economics* 61:617-626.
- Dubgaard, A., Kallesøe, M.F., Petersen, M.L., Damgaard, C.K. og Erichsen, E.H. 2002a: Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Skrifter fra Institut for Økonomi, Skov og Landskab. Samfundsvidenskabelige, serie. 8, 2002.
- Fisher, B.R., Turner, R.K. and Morling, P. 2009: Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Haines-Young, R. and Potschin M. 2013: Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012, Report to the European Environment Agency. EEA Framework Contract No: EEA/IEA/09/003
- Jacobsen, J.B. and Thorsen, B.J. 2010: Preferences for site and environmental functions when selecting forthcoming national parks. *Ecological Economics* 69:1532-1544.
- Mace, G.M. et al. 2011: Conceptual Framework and Methodology. I: UK National Ecosystem Assessment, Technical Report. Cambridge: UNEP-WCMC, Chapter 2.
- MAES. 2012: Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES). An analytical framework for ecosystem assessment under action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Discussion paper –version 9.6. Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005: *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Pearce, D. 2007: Do we really care about Biodiversity? *Environmental and Resource Economics*. 37:313-333.
- Ravensbeck, L. Andersen, P. Thorsen, B.J. og Strange, N. 2013: Økosystemtjenester og deres værdisætning i tilknytning til et landsdækkende grønt naturnetværk i Danmark – eksisterende viden, potentiel anvendelse og vidensbehov. *IFRO Rapport* 218. 63 pp.
- Ravensbeck, L., Frost, H. og Andersen P. 2013b. Fiskeri, økosystemtjenester og økonomi. *Nationaløkonomisk Tidsskrift*. 151: 259-277.
- Sachs, J. m.fl. 2009: Biodiversity Conservation and the Millennium Development Goals. *Science* 325:1502-1503.
- TEEB. 2010: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- Turner, R.K. and Daily, G. 2008: The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental Resource Economics* 39:25-35.

NOTER

- Note 1. Artiklen bygger på *IFRO rapport* 218 (Ravensbeck, L., Andersen, P., Thorsen, B.J. og Strange, N., 2013. Dele af artiklen er derfor delvist eller helt identisk med tilsvarende i rapporten. Det gælder f.eks. figurer og den dertil hørende tekst.
- Note 2. Offentlige goder er karakteriseret ved, at det er umuligt at udelukke ikke-betalende fra forbrug (ikke ekskluderbart), og at en persons forbrug ikke forringer andres forbrug af godet (ikke rivaliserende). Kan normalt ikke gøres markedsomsættelige, men de kan værdisættes.
- Note 3. Kritisk naturkapital kan forstås som naturkapital, hvis tab ville være irreversibelt samt medføre store omkostninger for menneskers velfærd eller ville være uetisk (Dietz and Neumayer, 2007).