UNIVERSITY OF COPENHAGEN

Københavns Universitet

Økosystemtjenester og deres værdisætning i tilknytning til et landsdækkende grønt naturnetværk i Danmark

eksisterende viden, potentiel anvendelse og vidensbehov

Ravensbeck, Lars; Andersen, Peder; Thorsen, Bo Jellesmark; Strange, Niels

Publication date:
2013

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):
Ravensbeck, L., Andersen, P., Thorsen, B. J., & Strange, N. (2013). *Økosystemtjenester og deres værdisætning i tilknytning til et landsdækkende grønt naturnetværk i Danmark: eksisterende viden, potentiel anvendelse og vidensbehov*. Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport Nr. 218

Download date: 06. Oct. 2026

INSTITUT FOR FØDEVARE- OG RESSOURCEØKONOMI
KØBENHAVNS UNIVERSITET

IFRO Rapport

Økosystemtjenester og deres værdisætning i tilknytning til et landsdækkende grønt naturnetværk i Danmark

Eksisterende viden, potentiel anvendelse og vidensbehov

Lars Ravensbeck
Peder Andersen
Bo Jellesmark Thorsen
Niels Strange

218

IFRO Rapport 218

Økosystemtjenester og deres værdisætning i tilknytning til et landsdækkende grønt naturnetværk i Danmark – eksisterende viden, potentiel anvendelse og vidensbehov

Forfattere: Lars Ravensbeck, Peder Andersen, Bo Jellesmark Thorsen, Niels Strange

Udgivet: maj 2013

Rapporten er resultatet af et samarbejdsprojekt finansieret af Naturstyrelsen, Miljøministeriet, og Københavns Universitet.

IFRO Rapport er en fortsættelse af serien FOI Rapport, som blev udgivet af Fødevareøkonomisk Institut

ISBN: 978-87-92591-30-2

Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi
Københavns Universitet
Rolighedsvej 25
1958 Frederiksberg
www.ifro.ku.dk

Indholdsfortegnelse

INDHOLDSFORTEGNELSE II

RESUMÉ IV

1. INDLEDNING 1

1.1 Baggrund 1

1.2 Kortlægning af økosystemtjenester og Naturplan Danmark 3

2. ØKOSYSTEMTJENESTER 5

2.1 Begreber og definition 5

2.2 Økosystemtjenester i en dansk sammenhæng 8

3. VÆRDISÆTNING AF ØKOSYSTEMTJENESTER 11

3.1 Problemstillinger omkring værdisætning af økosystemtjenester 11

3.2 Samlet økonomisk værdi 15

3.3 Kvantificering og værdisætning af økosystemtjenester 17

3.4 Benefit transfer, internationale studier og deres anvendelighed i DK 20

4. EKSISTERENDE VÆRDISÆTNINGS- OG PRISSÆTNINGSSTUDIER 21

4.1 UK NEA – tilgang og brugbarhed som model 21

4.2 Opgørelse over økosystemtjenester og deres værdisætning undersøgt i danske studier 24

4.2.1 Forsynende økosystemtjenester 25
4.2.2 Regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester 29
4.2.3 Kulturelle økosystemtjenester 33
4.2.4 Status over eksisterende miljøøkonomiske enhedspriser og relation til økosystemtjene .. 37

4.3 Studier af økosystemtjenester og beskæftigelseseffekter; turisme, i Danmark og internationalt 39

4.4 Synergier og afvejninger mellem økosystemtjenester 40

5. VIDENSBEHOV OG PERSPEKTIVERING 41

5.1 Behovene til kvantificering, værdisætning og kortlægning af økosystemtjenester 41

5.2 Kriterier for valg af fremtidige cases – inkl. overordnede mål 43

5.3 Mulige case studier 44
5.3.1 Værdisætning af nationalparkers økosystemtjenester 44
5.3.2 Biodiversitetsprioritering og naturnetværk Danmark 45

5.4 Perspektivering 46

LITTERATURHENVISNING 48

Resumé

I denne rapport identificeres og vurderes den tilgængelige forskningsbaserede viden om værdisætning af økosystemtjenester i en dansk sammenhæng. Formålet er at bidrage til en beskrivelse af samfundsøkonomiske ændringer og potentialer knyttet til Naturplan Danmark og en eventuel beslutning om gradvis etablering af et grønt naturnetværk i Danmark frem mod 2050. Der tages udgangspunkt i begrebsafklaring samt den teoretiske baggrund for økosystemtjenester og værdisætning af disse. Dernæst beskrives studier, der forsøger at afdække og kvantificere økosystemtjenester, der antages at være relevante i en dansk sammenhæng. Efterfølgende beskrives i hvilket omfang de er kvantificeret og værdisat, og deres anvendelse til vurdering og prioritering i forbindelse med ændringer i politik og tiltag. Endvidere vurderes de eksisterende resultaters mulighed for at blive overført til kortlægning af værdier for danske økosystemtjenester. Rapporten afsluttes med en præsentation af forslag til fremtidige analyser og forskningsprojekter, som vil kunne bidrage væsentligt til at skitsere en anvendelse af metoder til brug for en samfundsøkonomisk vurdering og prioritering af naturtiltag i Danmark.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Økosystemtjenester kan betragtes som økosystemernes - i samspil med deres abiotiske omverden - og de tilknyttede arters bidrag til menneskers livsgrundlag og velfærd. Fra slutningen af 1990'er har der været en kraftig stigning i antallet af videnskabelige publikationer, der beskæftiger sig med begreberne økosystemfunktioner og -tjenester (Fisher m.fl. 2009). Særligt to publikationer, Daily's "Naturens services" og en artikel i Nature af Constanza m.fl. "Værdien af verdens økosystemfunktioner og naturkapital" – begge fra 1997 - har fremmet interessen for økosystemers betydning for menneskers livskvalitet. Det er enorme tal, man når frem til i studier som Constanza m.fl. (1997), faktisk to gange større end den samlede verdens BNP, og kritikken af den slags studier har da også efterfølgende gået på, om denne tilgang giver praktisk mening. For de praktiske spørgsmål, om hvorvidt vi har det rette niveau af økosystemtjenester, vedrører ikke summen af de eksisterende ydelser, men derimod ændringerne – typisk tabet – af dem.

Efterfølgende har FN's økosystemvurdering - Millennium Ecosystem Assessment (MEA) fra 2005 forstærket interessen og bidraget ved at udvikle en begrebsramme og gennemføre den til dato mest omfattende evaluering af verdens økosystemer og økosystemtjenester og deres betydning for menneskers livsgrundlag og trivsel (MEA 2005, Daily m.fl.2011). MEA anslår at fødevareproduktionen kun udgør 3 % af det globale bruttonationalprodukt men at det måske er hen ved halvdelen af den globale arbejdsstyrke der er beskæftiget i landbrugssektoren. Et studie af skovenes økosystemtjenester i Middelhavsområdet viser at produktionsværdierne udgør mindre end halvdelen af skovøkosystemets samlede værdi (inkluderende kulstoflagring, rekreation, vand mm). 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 organiseret i fire hovedarbejdsgrupper (status og tendenser, scenarier for det 21. årh., policy svar samt sub-globale økosystem vurderinger). Hovedformålet med MEA var at vurdere konsekvenserne af økosystemforandringer for menneskers livsbetingelser samt tilvejebringe et videnskabeligt baseret grundlag for bevarelse og bæredygtig udnyttelse af økosystemtjenesterne.

Den væsentligste årsag bag interessen for økosystemtjenester er bekymringen for de miljømæssige forringelser, som finder sted i verden, og de dermed forbundne tab af økosystemtjenester og negative påvirkning af menneskers velfærd og i yderste konsekvens livsgrundlaget, ikke blot her og nu, men også for fremtidige generationer. Værdisætning af økosystemtjenester tager udgangspunkt i en nytteetisk og antropocentrisk opfattelse med fokus på menneskets behov, selv om der ikke udelukkende ses på den direkte nytte af naturen, men også en række ikke-brugsværdier, der kan have symbolsk og spirituel karakter. Tilgangen bygger derfor i mindre grad på en opfattelse af, at vi

mennesker måtte have et grundlæggende etisk ansvar for at tage vare på økosystemerne, og at den biologiske mangfoldighed kan have en værdi i sig selv.

Omkring 60 % af økosystemtjenesterne undersøgt i MEA var enten blevet forringet som følge af menneskelige aktiviteter eller blev anvendt 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 de sidste 50 år, hvorimod 15 var blevet reduceret, mens de resterende 5 enten havde været stabile eller udvist tilbagegang i dele af verden. I tabel 1 gives at summarisk oversigt over disse resultater. På trods af miljøforringelser og faldet i de fleste økosystemtjenester på globalt plan er velfærden dog generelt set steget over de sidste 50 år (MEA 2005, Raudsepp-Hearne m.fl. 2010). Det betyder imidlertid ikke, at økosystemerne er optimalt forvaltede i forhold til befolkningernes velfærd. Mange betragter tabet af biodiversitet og forringelse af økosystemtjenester som den største udfordring for miljøet i verden sammen med klimaforandringerne (se f.eks. EC 2011). Tab af økosystemtjenester forventes således at få væsentlige og uheldige konsekvenser for fremtidige generationer og er allerede en barriere for at nå millenniumudviklingsmålene (MEA 2005, Sachs m.fl.2009).

Tabel 1. Global status for de 24 økosystemtjenester vurderet i Millennium Ecosystem Assessment.

Forøgede	**Stabile**	**Forringede**
1. Fødevarer-afgrøder 2. Fødevarer-husdyr 3. Akvakultur 4. Global klimaregulering (øget CO_2 optag).	1. Træproduktion 2. Produktion af andre fibre 3. Vandregulering 4. Sygdomsregulering 5. Rekreation/økoturisme.	1. Havfiskeri 2. Fødevarer-vilde 3. Biomasse til energi 4. Genetiske ressourcer 5. Medicin og bio-kemikalier 6. Ferskvand 7. Regulering af luftkvalitet 8. Regional/lokal klimaregulering 9. Regulering af erosion 10. Naturlig vandrensning 11. Skadedyrsregulering 12. Bestøvning 13. Regulering af naturkatastrofer 14. Spirituelle og religiøse værdier 15. Æstetiske værdier.

Bygger på MEA (2005).

Efterfølgende har man i flere lande, bl.a. Storbritannien (UK NEA), inspireret af MEA gennemført nationale evalueringer af økosystemerne og værdien af de tilknyttede tjenester. Desuden har en række regeringer og internationale organisationer lanceret studiet "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB), som har bidraget væsentligt til belysning af området med en række undersøgelse af de økonomiske fordele af den biologiske mangfoldighed på globalt plan, herunder en vurdering af de omkostninger, der følger af tab af biodiversitet og økosystemtjenester (TEEB 2010).

Som det centrale led i bestræbelserne på at standse tab af biodiversitet og vigtige økosystemtjenester i landene i den Europæiske Union har medlemsstaterne i 2011 vedtaget en ny Biodiversitetsstrategi frem til 2020 med hovedformålet at standse tabet af biodiversitet og nedbrydelsen af økosystemtjenester samt herunder som et delmål at genetablere mindst 15 % af de ødelagte områder i overensstemmelse med de globale mål, Aichi-målene; det være sig terrestriske, vådområder eller kystnære (EC 2011, MAES 2012, CBD 2012). Strategien støtter også den globale indsats med at bremse tabet af biodiversitet. EU's arbejde på dette felt bygger ikke alene på denne strategi og de relaterede naturbeskyttelsesdirektiver (Habitats- og Fugledirektivet), men også på nye mål og tiltag inden for en række andre beslægtede områder der vedrører arealanvendelsen; den fælles landbrugspolitik, skovområdet, den fælles fiskeripolitik, havstrategidirektivet og vandrammedirektivet, idet man her ønsker at fremme en mere økosystembaseret forvaltning (MAES 2012).

1.2 Kortlægning af økosystemtjenester og Naturplan Danmark

EU's biodiversitetsstrategi for 2020 indeholder 6 konkrete mål og en dertil knyttet handlingsplan med i alt 20 punkter (EC 2011). Mål nr. 2 handler specifikt om at bibeholde og forbedre økosystemer og økosystemtjenester frem til 2020. En grundlæggende forudsætning for at kunne gennemføre dette mål er at kende karakteren og status for økosystemerne og de tilhørende økosystemtjenester. Punkt 5 i handlingsplanen er rettet mod målet, idet man vil øge kendskabet til økosystemer og økosystemtjenester i EU gennem en kortlægning og vurdering af status for økosystemerne og økosystemtjenesterne i hvert enkelt land senest i 2014 samt vurdere den økonomiske værdi af disse tjenester og fremme integrationen af disse værdiansættelser i regnskabs- og rapporteringssystemer i EU og på nationalt niveau senest i 2020 (EC 2011).

Kortlægningen og evalueringen af økosystemerne og økosystemtjenesterne er det første vigtige led i etableringen af en bæredygtig forvaltning af disse tjenester på europæisk plan. EU-kommission har således med hjælp fra tilhørende organisationer og medlemslandene igangsat et arbejde, der skal støtte medlemsstaterne i kortlægningen og sikre en ensartet og videnbaseret kortlægning og vurdering af økosystemerne og deres tjenester senest i 2014 (MAES 2012). Som baggrund for denne kortlægning kan både MEA, TEEB og de allerede gennemførte nationale

økosystemundersøgelser (bl.a. UK NEA) være meget brugbare. Desuden er der allerede foretaget en indledende kortlægning af økosystemtjenester i biofysisk forstand på europæisk plan. Dog er denne baseret på indikatorer i stedet for direkte måling af de forskellige tjenester, idet der endnu mangler store mængder data for at kunne gennemføre en mere fuldstændig kortlægning og evaluering på europæisk niveau. (Maes m.fl. 2011). Efter kortlægningen af økosystemtjenesternes biofysiske karakter følger så arbejdet med deres værdisætning, som ifølge planen skal være på plads senest 2020 og efterfølgende skal foretages løbende i regnskabs- og rapporteringssystemer (MAES 2012). Parallelt med arbejdet i EU arbejdes der også i internationalt regi med at etablere en generel standard for regelmæssig registrering og værdisætning af økosystemtjenesterne under ledelse af FN's Statistiske Kommission. Systemet forventes at indgå i det allerede etablerede system og standard for miljøøkonomisk regnskab (SEEA) dog i første omgang af forsøgsagtig karakter (UNSTAT 2012).

I Danmark forventes Natur- og Landbrugskommissionen (NLK) i foråret 2013 at offentliggøre en række anbefalinger til, hvordan landbrugets strukturelle, økonomiske og miljømæssige udfordringer kan løses, herunder hvordan landbrugserhvervet kan bidrage til klimaindsatsen og til miljø- og naturindsatsen. I forbindelse med den fremtidige udmøntning af NLK's anbefalinger forventes det, at denne på naturområdet blandt andet skal ske under 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.

Nærværende rapport identificerer og vurderer på baggrund af en litteraturgennemgang den tilgængelige forskningsbaserede viden om økosystemtjenesters værdi og deres relevans i en dansk sammenhæng. Særligt undersøges følgende spørgsmål:

- Hvilke videnskabelige studier findes der, som viser en sammenhæng mellem udvalgte økosystemtjenester, velfærd og samfundsøkonomi, herunder også sammenhæng med mulige beskæftigelseseffekter?
- Hvordan er velfærdseffekterne, hvordan er de forsøgt opgjort og i hvor høj grad kan de konkret værdisættes i enhedspriser?
- Kan man ud fra eksisterende studier og data foretage en værdisætning af økosystemtjenester i sammenhæng med arbejdet med et grønt naturnetværk og Naturplan Danmark og hvordan kan disse bruges i en eventuel prioritering?
- Kan man tilsvarende sige noget om de potentielle samfundsøkonomiske ændringer af visse synergieffekter som følge af et grønt naturnetværk?

- Hvilke usikkerheder og huller i vidensgrundlaget vil der være brug for at tage hånd om i forbindelse med besvarelsen af ovenstående spørgsmål, herunder som led i at tilvejebringe mere præcise bud på samfundsøkonomiske ændringer?

2. Økosystemtjenester

2.1 Begreber og definition.

FN's økosystemvurdering, MAE, fra 2005 indeholder to centrale elementer. For det første påvises på systematisk vis relationen mellem økosystemernes tilstand og tjenester og menneskers velfærd. Begrebet økosystemtjenester defineres her som "de fordele (benefits) som folk får fra økosystemerne" (MAE 2005). Dernæst indbefatter studiet den første alment udbredte klassificering af de forskellige økosystemtjenester. Der skelnes overordnet mellem fire typer af tjenester: De forsynende som bidrager til en række materielle goder såsom fødevarer, tømmer, drikkevand og energi (biobaseret); 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, æstetiske, og spirituelle goder; og endelig de støttende som understøtter de andre tjenester i form af fotosyntese, vand- og næringsstofkredsløb samt jorddannelse.

Begrebet økosystemtjenester fra FN's økosystemvurdering er imidlertid ikke direkte operationelt. Der er ikke nogen klar skelnen mellem økosystemtjenester og de tilhørende goder samt mellem egentlige økosystemtjenester og det, man kan kalde økosystemfunktioner, der kan ses som bagvedliggende økosystemfunktioner svarende til rå- og hjælpestoffer i forbindelse med almindeligt regnskab (Wallace 2007, Boyd og Banzhaf 2007, Fisher og Turner 2008). Derfor har man de seneste år forsøgt at forbedre den konceptuelle ramme. En sådan opdeling mellem funktioner, økosystemtjenester og de endelige goder er anvendt i det føromtalte TEEB studie samt i den nationale britiske økosystemvurdering, UK NEA (TEEB 2010, Mace m.fl.2011). Et vigtigt træk ved begge er, at de støttende økosystemtjenester ikke længere er inkluderet da der udelukkende er tale om funktioner, hvis værdi kommer til udtryk gennem de efterfølgende økosystemtjenester og de færdige goder. Det svarer metodemæssigt til en beregning af værditilvækst i et bestemt erhverv eller en opgørelse af BNP i et land, hvor man fratrækker de anvendte rå- og hjælpestoffer, idet der ellers ville være tale om dobbeltregning, da de jo indgår i værdierne af de færdige varer. Disse funktioner er imidlertid stadig vigtige at forstå og bør registreres, således at man sikrer, at de fortsat kan levere de nødvendige økosystemer funktioner, da en eventuel degradering eller reduktion indirekte kan få en negativ effekt på velfærden. Det bør tilføjes at for at værdisætning af økosystemtjenester kan blive korrekt, skal alle disse være prissat korrekt. Hvis fx landbrugsproduktionen forbruger råstoffer og skader økosystemer og derved er forkert prissat pga. markedsfejl (eksternaliteter), så vil prisen

på fødevarerne jo netop ikke afspejle reduktionen af de rene grundvandslagre og andre miljøgoder. Dette kan medføre skævvridning, idet fødevareproduktion på den måde ”frigøres” fra sin grundforudsætning, et velfungerende vand- og næringsstofkredsløb samt negative påvirkning af andre økosystemtjenester.

Man er i øjeblikket ved at afslutte arbejdet med en international standard for økosystemtjenester; Common International Classification of Ecosystem Services, CICES (EEA 2012). 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). I CICES er *økosystemtjenester defineret ”som økosystemernes bidrag til menneskelig velfærd eller trivsel”*. CICES er i princippet i overensstemmelse med klassifikationssystemet i TEEB og UK NEA, men indeholder flere niveauer end de tidligere systemer (i alt 5 niveauer der indtil videre indeholder; sektioner (3 stk.), divisioner (8 stk.), grupper (20 stk.), klasser (48 stk.) og klassetyper (antal ikke fastlagt). CICES er stadig under udvikling. Den seneste version (4.3) er udarbejdet i januar 2013 og er anvendt i nærværende dokument (se også tabel 2). I forhold til de foregående versioner er der foretaget en række ændringer, og antallet af divisioner, klasser og klassetyper er reduceret en smule. De vigtigste er følgende: a) at ernæring nu kun består af to grupper; biomasse og vand, b) at den tidligere division vand er forsvundet og delt mellem ernæring og materialer, c) at regulering af fysisk-kemisk og biotisk miljø er slået sammen, og d) endelig at ikke-brugsværdierne nu eksplicit indgår i de kulturelle økosystemtjenester. Det hierarkiske system giver mulighed for at samle beslægtede tjenestetyper i de højere niveauer, mens der samtidig kan anvendes en stor detaljeringsgrad i de to laveste niveau, hvilket giver systemet en øget anvendelighed i forhold til f.eks. MEA. I tabel 2 nedenfor er vist de tre første niveauer; sektioner, divisioner og grupper. Klasserne og klassetyperne er endnu ikke fuldt ud beskrevne og antallet kan blive udvidet i fremtiden. Det øverste niveau i CICES består af 3 sektioner svarende til MEA; de forsynende, de regulerende og vedligeholdende, og endelig de kulturelle økosystemtjenester (EEA 2012, Haines-Young og Potschin 2012).

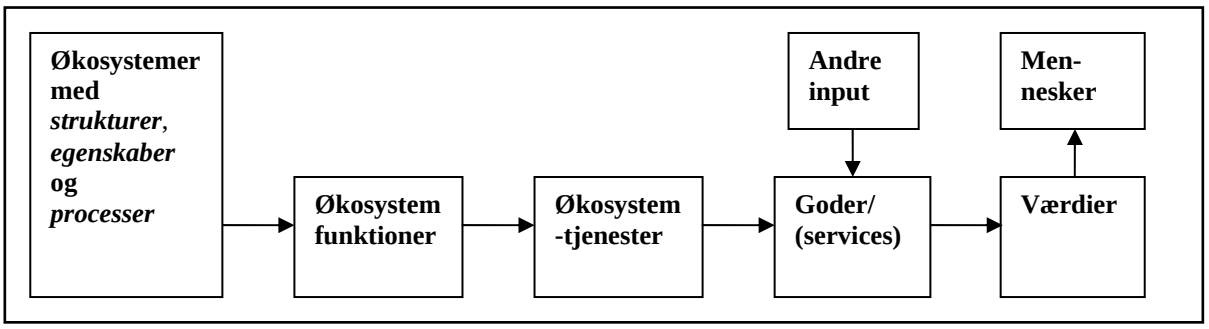
Som det vil fremgå af beskrivelsen af økosystemtjenester samt tabel 2 er der ikke kun tale om ydelser fra naturlige økosystemer, men også systemer der i væsentlig grad er påvirket af mennesker, f.eks. landbrug og urbane økosystemer. Et centralt element i begrebet økosystemtjenester er tilstedeværelsen af individer eller af en befolkning, der nyder gavn af disse tjenester. Uden denne modtagergruppe er der ikke tale om tjenester, men om økosystem processer eller funktioner (Fisher m.fl.2009). Det betyder for eksempel, at en bynær skov kan levere flere økosystemtjenester i form af rekreation end en skov i et meget tyndtbefolket område, som muligvis har en langt større artsdiversitet. Det er dog ikke det samme som, at ikke-brugsværdierne, f.eks. eksistensværdierne ikke er betydelige. Mange studier bekræfter således, at ikke-brugsværdierne er relativt store (Jacobsen og Thorsen 2010). Variationen i produktionen af økosystemtjenester er imidlertid 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 herlighedsværdier, 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 bygger på ideerne i UK NEA (Mace m.fl.2011) samt den såkaldte økosystemtjeneste kaskade model, der begrebsmæssigt forventes at ligge bag i den kommende fælles EU vejledning om kortlægning af økosystemtjenester (Haines-Young og Potschin 2010, MAES 2012). Økosystemernes strukturer, egenskaber og processer udgør de grundlæggende fysiske og biologiske karakteristika, som ligger bagved økosystemfunktionerne. Sidstnævnte har ligheder med økosystemtjenesterne, men adskiller sig på i hvert fald ét afgørende punkt; økosystemtjenesterne har direkte indflydelse på folks velfærd, hvilket økosystemfunktionerne ikke har. Funktioner kan dog indgå som understøttende elementer i økosystemtjenesterne og vil dermed være indregnet i disse. Begrebet goder skal her forstås bredt, indeholdende såvel varer som miljø- og naturgoder, og kan både være markedsomsatte og ikke-markedsomsatte, altså også hvad er ofte benævnes services.

I dele af litteraturen anvendes goder om de mere håndgribelige ydelser og services (vist nedenfor i figur 1 i parentes) om de mindre håndgribelige ydelser (Haines-Young og Potschin 2010). Her anvendes denne opdeling således ikke, da det bl.a. vil forvirre i forhold til den klare adskillelse mellem goder og økosystemtjenester, som vil være nødvendig ved en korrekt værdisætning. Andre input refererer til, at goder ofte vil være produceret gennem en kombination af forskellige input 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 arter, der har interesse for mennesket. Værdien af disse tjenester er imidlertid afhængig af både efterspørgslen efter fiskeprodukterne, omkostningerne ved fangsten samt reguleringen af fiskeriet (se også afsnit 3.1 og 4.2). Opdelingen i figur 1 gør det nemmere at forstå den ofte komplekse kobling mellem økosystemer og menneskelig velfærd. I den økonomiske værdisætning af økosystemtjenester er det således afgørende at kunne skelne mellem økosystemfunktioner og økosystemtjenester, da man eller risikerer den føromtalte dobbeltregning. Begrebet økosystemtjenester kan, som det fremgår, få en lidt abstrakt karakter, og forstås ofte bedre i relation til de goder, som de medvirker til at frembringe.

Figur 1. Sammenhæng mellem økosystemer, deres tjenester og værdier.



Baseret på Mace m.fl.(2011) og (Haines-Young og Potschin 2010).

2.2 Økosystemtjenester i en dansk sammenhæng

Endnu har man kun et meget generelt billede af størrelsen og den geografiske variation af økosystemtjenesterne i Europa, og det er derfor for tidligt til, at der kan drages konklusioner mht. vigtigheden af forskellige økosystemtjenester. Som nævnt i afsnit 1 er der allerede foretaget en indledende kortlægning af økosystemtjenester i biofysisk forstand baseret på indikatorer. (Maes m.fl.2011, EEA 2011). Ligeledes er der på generelt niveau viden om sammenhængen mellem de forskellige vegetationstyper og arealanvendelser og de økosystemtjenester de kan understøtte (Maes m.fl. 2011, Brown m.fl. 2011). Kortlægningen er kraftigt begrænset af mangel på data og på viden om sammenhængen mellem de økologiske processer og strømmen af økosystemtjenester bortset fra en række lokale casestudier. Man kan desuden tilføje, at adskillelsen af økologiske funktioner, økosystemtjenester og goder som illustreret i figur 1 er en anden stor udfordring.

En kortlægning af økosystemtjenester i Danmark vil være meget omfattende, hvis man ønskede at gennemføre den til bunds, men der findes dog allerede en række udredninger, der på nuværende tidspunkt kan bidrage til at belyse emnet. Eksempler på disse er:

- Skov- og landbrug, fiskeri (Strange 2000, Andersen m.fl. 2011, Lassen m.fl. 2013)
- Vand (Hasler m.fl. 2005)
- Kulstoflagring og kvælstofreduktion (Johannsen m.fl. (2010; Jacobsen m.fl. 2009)
- Biodiversitet (DØR 2012b)
- Friluftsliv (Jensen 1999).

Nedenfor er vist en oversigtstabel med en generel typologi og klassifikation af økosystemer (de 3 øverste niveauer; sektion, division og gruppe), der er i overensstemmelse med EU 2010 biodiversitets baseline, og som bygger på CICES (MAES 2012, Haines-Young and Potschin 2013, CICES 2013). Der er tilføjet en kolonne med en kort beskrivelse af de goder eller miljøgoder samt en vurdering af deres vigtighed, der kunne være af særlig interesse i en dansk kontekst.

Tabel 2 Oversigt over økosystemtjenester med reference til danske forhold.

Økosystem tjeneste sektion	Økosystem tjeneste – division	Økosystem-tjeneste - gruppe	Goder/miljøgoder af interesse i Danmark ifbm økosystemtjenester
Forsynende	Ernæring	Biomasse	Dyrkede afgrøder samt husdyrproduktionen fra landbruget har omfattende betydning i DK. Vilde planter fra land og hav er mindre vigtige. Vildtfangede fisk og skaldyr fra havfiskeri vigtige. Dyrkede planter i dam- og havbrug er ikke væsentlig. Fisk fra dam-og havbrug er vigtig.
		Vand	Grundvand til konsum vigtig (drikkevandskvaliteten). Overfladevand mindre betydende i DK.
	Materialer	Biomasse	Træproduktion fra skove er væsentlig. Foderproduktion til husdyr er omfattende. Genetisk materiale til kemisk/ farmaceutisk industri eller forædling er mindre vigtig.
		Vand	Grundvand til markvanding vigtigt især i Vestdanmark. Grundvand til industri er væsentlig men faldende. Overfladevand mindre vigtigt.
	Energi	Biomasse baseret energikilder	Biogas, halm og træaffald har betydning og forventes at få øget betydning.
		Mekanisk energi	Mekanisk energi fra trækdyr er ubetydelig i DK.
Regulerende og vedlige-holdende	Regulering af affald, giftstoffer eller andre ulemper	Remediering gennem levende organismer	Nedbrydning af organisk materiale, slam eller forurenede stoffer via planter, dyr og mikroorganismer. Filtrering og tilbageholdelse af giftstoffer i planter, dyr og mikroorganismer.
		Remediering via økosystemer	Nedbrydning, binding og sedimentering af forurenede stoffer på mark, skov, naturarealer, inkl., ferskvands- og marine områder. Fortynding af spildevand og luftforurening, nedbrydning og i atmosfæren, ferskvands- eller marine områder. Visuel afskærmning af transportkorridorer af træer. Læbælter til støjafskærmning.
	Regulering af strømme	Massestrømme	Beskyttelse mod erosion og jordskred er vigtig i kystområder via læbælter og klitter med vegetation. Transport af sedimenter af betydning i kystområder.
		Vandstrømme	Opretholdelse af kapacitet til grundvandsdannelse. Beskyttelse mod oversvømmelser fra ekstremregn og stormflod: Vådområder, arealer til nedsivning og opsamling af regnvand.
		Luftstrømme	Vindbeskyttelse fra læbælter og skove er vigtig. Luftcirkulation fra naturlig og plantet vegetation er mindre væsentlig i DK.

Regulerende og vedlige-holdende	Opretholdelse af det fysisk-kemisk og biologiske miljø	Livscyklus, habitater og genpuljer	Bestøvning af afgrøder og vilde planter. Refugier for dyr og planter. Opretholdelse af gen-puljer.
		Skadedyrs- og sygdomskontrol	Naturlig skadedyrs- og sygdomskontrol
		Jordbundskvalite t	Opretholdelse af jordens fertilitet og struktur.
		Vandkvalitet	Fjernelse af næringsstoffer fra vandmiljø; kvælstof, fosfor, mm.
		Klimaregulering	Modificering af globalt og lokalt klima, kulstofoptag og –lagring.
Kulturelle	Fysiske og intellektuelle	Fysisk og erfaringsmæssigt samspil	Rekreation, naturiagttagelser, naturbevarelse, jagt og lystfiskeri, mm. Stor betydning ifbm. naturområder i DK.
		Information og viden	Undervisning, videnskabeligt arbejde (pollen, årringe, genetisk information, mm.), underholdningsmæssig (film, TV). Æstetisk og kulturarv.
	Spirituelle og symbolske	Spirituelle	Dyr og planter af symbolsk betydning (nationalsymboler). Hellige steder, planter, dyr. Ikke stor betydning i DK.
		Andre kulturelle værdier	Eksistensværdier. Testamentariske værdier. Begge Vigtige i forhold til biodiversiteten i DK.

Reference: CICES classification version 4.3 January, 2013 (Haines-Young and Potschin 2013, Cices 2013).

I forbindelse med den forventede etablering af det grønne naturnetværk i Naturplan Danmark, som vil indeholde tiltag på eksisterende naturarealer og oprettelse af nye naturarealer, er der en klar forventning om forøgelse af en række økosystemtjenester på de berørte områder. Tabel 3 nedenfor viser i oversigtsform relationen mellem de tiltag, der forventes fremmet i forbindelse med et grønt netværk, og de tilhørende økosystemtjenester.

Tabel 3. Tiltag i grønt naturnetværk og forventede ændringer i værdibærende økosystemtjenester.

Tiltag i grønt naturnetværk	Forventede økosystemtjenester
Etablering af naturskov	Tab af træproduktion, forbedret rekreation, øget kulstoflagring på kortere sigt, forbedret opretholdelse af livscyklus, habitater og genpuljer gennem øget biodiversitet, øgede eksistens- og arveværdier.
Randzoner	Kvælstofreduktion, biodiversitet (livscyklus, habitater) bestøvning, rekreation.
Vådområder	Kvælstofreduktion, klimatilpasning, biodiversitet (livscyklus, habitater), øgede eksistens- og arveværdier.
Marine reservater/beskyttede områder	Biodiversitet (livscyklus, habitater og genpuljer), rekreation, tabt fiskeri/øget fiskeri afhængigt af arter og udformning af beskyttet område, øgede eksistens- og arveværdier.

Skovrejsning	Læ, CO_2-binding, drikkevandsbeskyttelse, rekreation, rigere plante- og dyreliv (over tid), reduceret udvaskning, klimatilpasning
Naturgenopretning af søer, enge og moser m.v.	Rekreation, rigere plante- og dyreliv (inkl. livscyklus, habitater og genpuljer), reduceret udvaskning, binding af N og P, klimatilpasning
Naturgenopretning af vandløb	Reduceret udvaskning, klimatilpasning, rekreation, rigere plante- og dyreliv (inkl. livscyklus, habitater og genpuljer), binding af N og P (ifbm oversvømmelser af brink- og randarealer osv.)
Græsland og hede	Rekreation, drikkevandbeskyttelse, rigere plante- og dyreliv (inkl. livscyklus, habitater og genpuljer), øgede eksistens- og arveværdier.
Biodiversitet i byer	Rekreation, øgede herlighedsværdier.
Etablering af stenrev	Rekreation, biodiversitet (livscyklus, habitater og genpuljer), /måske øget fiskeri, øgede eksistens- og arveværdier.
Klitter og strandeng	Klimasikring, beskyttelse mod sandfygning, rekreation, rigere plante- og dyreliv.
Ekstensivering af lavbundsjorder, navnlig organogene (humus jorder)	N-, P- og CO_2-binding, reduceret udvaskning af N og P, klimatilpasning, rigere plante- og dyreliv.

3. Værdisætning af økosystemtjenester

3.1 Problemstillinger omkring værdisætning af økosystemtjenester

Udtrykt i økonomiske termer kan man karakterisere økosystemtjenester som økosystemernes bidrag til produktionen af goder, herunder ikke mindst det der ofte benævnes offentlige goder[1]. Økosystemer kan betragtes som kapitalaktiver, der sammen med lagrene af vand, luft, mineraler osv. udgør beholdningen af naturkapital. Disse økosystemer giver et afkast eller en strøm af tjenester til gavn for menneskers trivsel (Turner og Daily 2008). Herved ses således sammenhængen mellem naturkapital og økosystemtjenester. Naturkapitalen kan forøges eller nedslides, hvorved der sker en påvirkning af den ægte opsparing[2] og den fremtidige velfærd i samfundet (DØR 2012a). Ændringer i naturkapitalen kan så påvirke størrelsen af økosystemtjenesterne. Som det fremgår af figur 1, er der en klar skelnen mellem begreberne økosystemtjenester, goder og de værdier goderne

[1] 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 godt værdisættes.

[2] Ægte opsparing er et mål, som viser, om man i et land øger eller formindsker den samlede formue, når der tages højde for forbruget af naturens ressourcer og ændringer i alle øvrige kapitaltyper. Det er et mål for bæredygtighed (bæredygtig udvikling, hvis opsparingen er ikke-negativ). Ægte opsparing hviler på en forudsætning om, at de forskellige kapitaltyper er substituerbare, sådan at f.eks. et fald i naturkapitalen kan substitueres af produceret kapital eller humankapital.

har for mennesker (gevinster eller benefits). Udtrykket goder omfatter i denne sammenhæng fysiske produkter med en markedspris, fysiske produkter uden markedspris, mindre håndgribelige goder, som måske eller måske ikke har en markedsværdi samt ikke-markedsmæssige goder, som værdiansættes alene for deres eksistens (Bateman m.fl. 2011a). Disse goder kan ofte være produceret gennem en kombination af forskellige input, mest tydeligt for de forsynende økosystemtjenester f.eks. som i fiskeriet hvor arbejde, kapital og havets økosystemer tilsammen bidrager til opnåelsen af fangsterne, men også f.eks. godet rekreation indeholder både et element af økosystemtjeneste og bidrag fra menneskelige input. Derfor kan produktion af økosystemtjenester teoretisk set knyttes til en "økologisk produktionsfunktion" svarende til den standard produktionsfunktion, der anvendes i økonomi til at beskrive, hvordan forskellige input i form af arbejde, kapital samt rå- og hjælpestoffer kombineres for at producere de forskellige varer (Polasky og Segerson 2009). Men i modsætning til standard produktionsfunktion er produktionen af økosystemtjenester kompleks og kun delvist forstået (Barbier 2011).

En række forhold komplicerer billedet og vanskeliggør en værdifastsættelse af økosystem-tjenesterne, idet der endnu er ufuldstændig fysisk og økologisk viden om de afledte ændringer i økosystemtjenester som følge af ændringer i økosystemernes processer og funktioner på grund af miljøforandringer eller miljøpolitiske tiltag. Hvad vil for eksempel tiltag, der mindsker kvælstofudledningen, betyde for fiskearters overlevelse og tilvækst og dermed i sidste ende for mulighederne i fiskeriet? Endvidere er der brug for robuste estimater for de afledte effekters marginal værdier (værdi pr. enhed), og viden om hvordan de ændrer sig, hvis økosystemtjenesterne ændrer sig. Endelig er der en række forhold knyttet til den økonomiske teori, der vanskeliggør estimeringen af økosystemernes værdi, bl.a. markedsfejl såsom eksternaliteter[3] og offentlige goder samt tilstedeværelsen af kritisk naturkapital[4] (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) og Balmford m.fl. (2011).

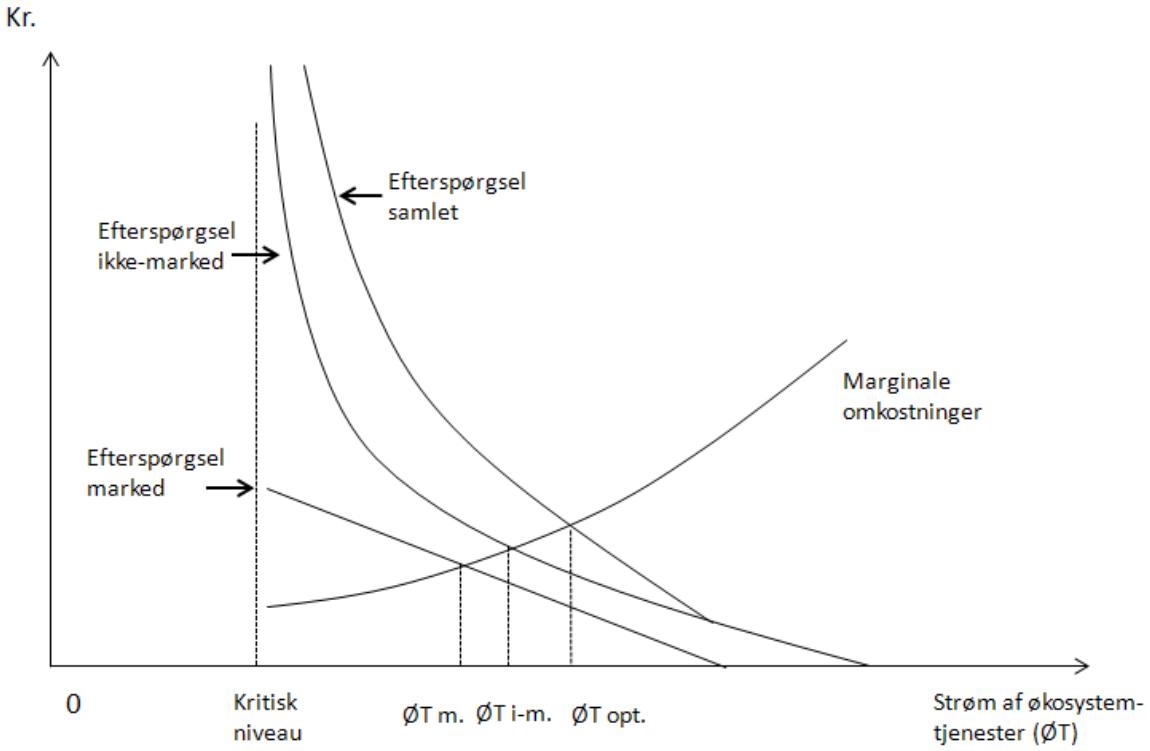
Det optimale niveau af økosystemtjenester skal i økonomisk forstand findes der, hvor det samlede udbud møder den samlede efterspørgsel. Imidlertid vil markedets efterspørgsel kun omfatte de goder, der kan sælges på et marked såsom fødevarer, træ og fisk. Den samlede efterspørgsel for økosystemtjenester derimod er summen af folks villighed til at betale for både tjenesterne relateret til de markedsomsatte og de ikke-markedsomsatte goder. I det viste eksempel ligger sidstnævnte på et højere niveau end den markedsmæssige efterspørgsel. Da begge grupper af økosystemtjenester produceres i samme økosystem, kan man her summere efterspørgslen af markedsomsatte og ikke-

[3] En eksternalitet er en omkostning eller fordel (benefit), som påføres tredjepersoner eller det omkringliggende samfund i forbindelse med den økonomiske aktivitet på markedet, og som derfor ikke er indregnet i markedspriserne.

[4] Kritisk naturkapital kan forstås som naturkapital, hvis tab ville være irreversibelt samt medføre store omkostninger for menneskers velfærd eller ville være uetisk (Dietz og Neumayer 2007).

markedsomsatte goder vertikalt i en samlet efterspørgselskurve. De ikke-markedsomsatte goder har typisk karakter af at være det, der benævnes offentlige eller kollektive goder (mange regulerende og kulturelle økosystemtjenester har denne karakter) i modsætning til de markedsomsatte, som er private goder[5] (Turner og Daily 2008, Fisher m.fl. 2009). Det antages endvidere her, at det er muligt med en samproduktion[6] af markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder, idet de begge relaterer til den samme omkostningsfunktion.

Figur 2. Efterspørgsel og udbud af økosystemtjenester.



Efterspørgslen falder med strømmen af økosystemtjenester, idet der antages en faldende marginal værdi (marginal betalingsvillighed) af hver ekstra mængde tjenester, når mængden stiger. 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. Derfor stiger værdien pr. enhed drastisk i nærheden af det kritiske niveau for de ikke-markedsomsatte tjenester og goder. De markedsomsatte er dog upåvirkede af dette. Der er betydelig usikkerhed knyttet til, hvor det kritiske niveau ligger,

[5] De private goder er ekskluderbare og rivaliserende.

[6] Joint production.

hvorfor man har foreslået anvendelse af et såkaldt forsigtighedsprincip. Tanken er, at hvis først det kritiske niveau er nået, kan tilstanden være irreversibel eller systemet kan kollapse, hvorfor man for en sikkerheds skyld bør definere et kritisk niveau på "den sikre side".

De marginale samfundsmæssige omkostninger (omkostningerne for en enhed mere) af økosystemtjenesterne inkluderer forvaltnings- og plejeomkostninger samt offeromkostninger ved arealanvendelse. De marginale omkostninger, som er vist her, svarer til udbudskurven. Disse omkostninger forventes at vokse med en stadig stigende tendens, bl.a. fordi at der ved en øget naturbevarelse er en tendens til at disse aktiviteter fortrænger menneskelige aktiviteter fra de mest produktive områder. Det optimale niveau for økosystemtjenester vil være ØTm, hvis der alene er efterspørgsel efter markedsomsatte tjenester eller goder. Hvis der kun er tale om ikke-markedsomsatte økosystemtjenester, vil det ideelle niveau være ØTi-m. Imidlertid kræves der normalt en regulering for at sikre en optimal produktion af ikke-markedsomsatte økosystemtjenester. Endelig når begge typer af tjenester ønskes, vil det optimale niveau være ØT opt. Da der er tale om samproduktion, opnås her den mest omkostningseffektive produktion af de forskellige økosystemtjenester. Det er dog ikke sandsynligt, at dette forhold er universelt, som det også fremføres i afsnit 4.4 om mulige synergier og afvejninger (konflikter) mellem økosystemtjenester.

Den økonomiske værdisætning søger at bestemme efterspørgslen, som oftest er den vanskeligste størrelse at estimere, netop pga. de ikke-markedsomsatte goder. Det bemærkes, at den efterspørgsel er faldende med mængden. I cost-benefit analyser, som anvendes til at vurdere forskellige miljøtiltags eller -projekters samfundsøkonomiske konsekvenser, antager man normalt at enhedspriserne er konstante, dvs. man ser kun på ganske små (marginale) ændringer i mængden af tilgængelige økosystemtjenester i det overordnede billede. Men som figuren antyder, vil en væsentlig ændring af den producerede (udbudte) mængde af økosystemtjenester kunne ændre på enhedsprisen (lavere værdi pr. enhed), og man kan derfor overvurdere gevinsterne ved et bestemt tiltag. Særlig når man nærmer sig det kritiske niveau, bliver prisfølsomheden meget stor. Den kraftige stigning i nærheden at det kritiske niveau, hænger sammen med tilstedeværelsen af den såkaldte kritiske naturkapital. Det betyder på den ene side, at det kan være væsentligt at få fastlagt tilstedeværelsen af og grænserne for den kritiske naturkapital, men samtidig indikerer det også, at en værdisætning ikke giver nogen mening. Den kritiske naturkapital - hvis vi således ser på det basale livsgrundlag - har faktisk en uendelig stor værdi for mennesker (Costanza m.fl, 1997, Pearce 2007, Dubgaard m.fl. 2002a). Det skal bemærkes, at figuren er en simpel model, der er møntet på at vise nogle generelle sammenhænge, og at der kan være visse økosystemtjenester, som allerede er i nærheden af eller under kritisk niveau, selv om figuren og teksten her måtte antyde, at man ofte befinder sig i nærheden af ØTm.

3.2 Samlet økonomisk værdi

Økosystemtjenester er defineret med udgangspunkt i et antropocentrisk værdisystem, hvor værdien af natur- og miljøgoder er bestemt af menneskelige præferencer ((se f.eks. Fisher m.fl. 2009, Dubgaard m.fl. 2002a). Det giver derfor god mening at anvende økonomisk værdisætning til at vurderer deres betydning. Formålet med økonomisk værdisætning er at gøre miljø- og naturydelser sammenlignelige med andre økonomiske goder. Når man skal vurdere et miljøtiltags samfundsøkonomiske effekt, må man se på den samlede økonomiske værdi af dette tiltag – gevinster såvel som omkostninger. Miljø- og naturgoder skaber en række værdier for mennesker, afspejlet i direkte brugsværdier, indirekte brugsværdier, optionsværdier, eksistensværdier samt arveværdier, som beskrives kort nedenfor (Pearce m.fl. 2006, Andersen og Strange 2003). De tre hovedtyper af økosystemtjenester (forsynende, regulerende og kulturelle) indeholder alle flere forskellige, men ikke alle værdityper, som det fremgår af figur 3.

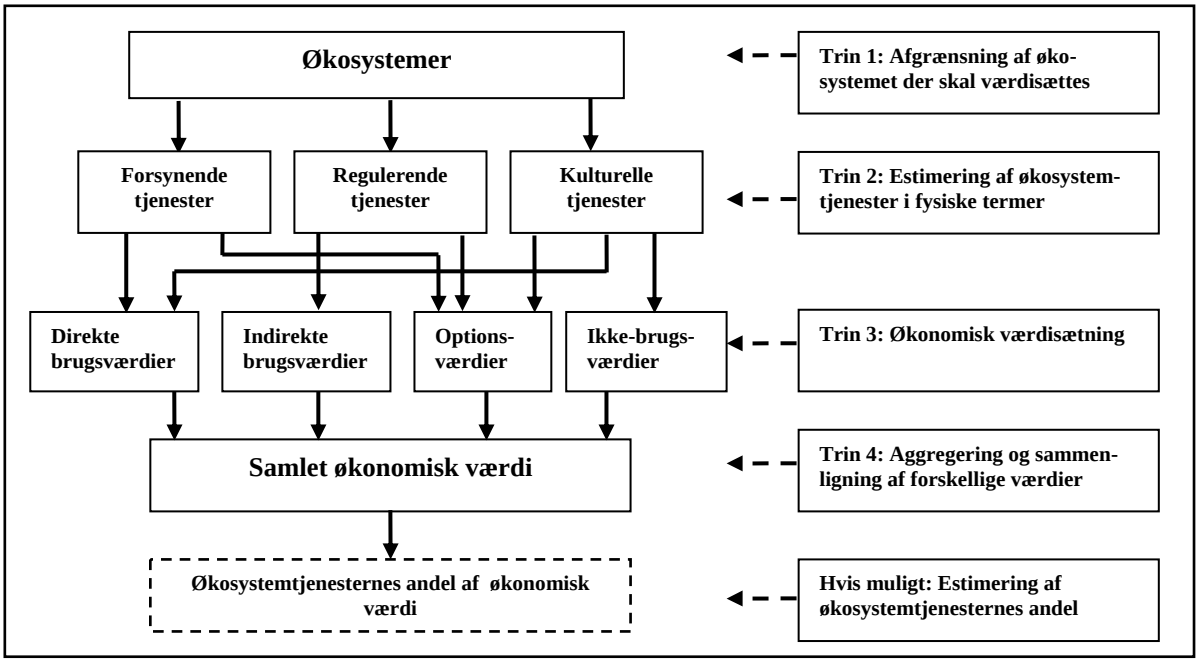
- **Direkte brugsværdi**: Er relateret til den nytte mennesker oplever ved direkte anvendelse af miljø- og naturgodet enten som en del af en produktion og/eller ved direkte brug. Disse værdier kan stamme fra produktionen af fødevarer, træ, fiske-/fuglebestande eller grundvand samt fra de rekreative værdier 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 præferencer 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 velfærden for eksempelvis egne børn og børnebørn (altruisme/arvemotiv).

Udover ovennævnte findes de såkaldte symbolværdier, der vanskeligt lader sig værdisætte i velfærdsøkonomisk forstand, da man af moralske/etiske, kulturelle eller nationale grunde afviser at afsløre den økonomiske værdi. Disse værdier betegnes ofte som symbolværdier eller benævnes egenværdier, ”intrinsic value” (Dubgaard m.fl. 2002a, Mace m.fl. 2011). Mange mener således, at disse etiske og æstetiske værdier ikke kan værdisættes direkte i økonomisk forstand (Mace m.fl.2011). I det omfang man ønsker at foretage ændringer, som påvirker udbuddet af dem, er en

samfundsmæssig afvejning mellem flere muligheder en nødvendighed, og offeromkostninger ved at foretage bestemte valg er reelle. Man har derfor i UK NEA eksempelvis suppleret opgørelsen af den økonomiske værdi med opgørelser af disse symbolværdier samt af sundhedsværdier (Mace m.fl.2011). Boksen med værdier i figur 1 kunne således indeholde tre typer af værdier; økonomisk værdier, symbolværdier og sundhedsværdier. Det kan imidlertid diskuteres, hvorvidt den økonomiske værdisætning ikke allerede til en vis grad inddrager disse værdier. Således er grænsen mellem eksistensværdier og egenværdier i virkeligheden vanskelig at sætte, og måske er meget af det der betegnes egenværdi snarere eksistensværdi (Bateman m.fl. 2011a).

Som anført i afsnit 3.1 er det kun ændringer i den totale økonomiske værdi og ikke de absolutte størrelser man er interesseret i at estimere. For økosystemtjenesternes vedkommende bør det bemærkes, at de enkeltvis knytter sig til en enkelt værditype. Til gengæld vil økosystemer normalt kunne yde en række forskellige typer af tjenester og disse kommer så at sige oftest i bundter, som ikke kan adskilles, som det fremgår af figur 3. Desuden skal det erindres at goderne ofte bliver til i 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 m.fl. 2011a).

Figur 3. Tilgang til værdisætning af økosystem og deres tjenester.



Modificeret efter Hein m.fl. 2006.

3.3 Kvantificering og værdisætning af økosystemtjenester

Udgangspunktet for en vurdering af miljøtiltag, hvori værdisætning af økosystemtjenester indgår, er at foretage en fysisk kvantificering af disse og afgrænse de ændringer, der ønskes værdisat samt at få udgangssituationen beskrevet (Miljøstyrelsen 2010, Andersen og Strange 2003). Skalaforhold spiller i biologisk og landskabsmæssig sammenhæng en stor rolle i forhold til en monetarisering af naturværdier. Her kan der fokuseres på værdisætning af enkelte arter eller hele økosystemer eller f.eks. fra et delelement i landskabet til at omfatte hele landskabet. Desuden er det vigtigt at tage stilling til, hvordan et miljøtiltags konsekvenser fordeler sig over tid, og hvor lang en tidshorisont man skal medtage i analysen samt hvordan tidshorisonten "håndteres" i diskonteringsmæssig forstand, når det fx drejer sig om varig udlæg af arealer til skov, natur eller nationalt grønt naturnetværk kan der ligesom ved andre meget langsigtede samfundsmæssige investeringer argumenteres for, at diskonteringsrenten bør være lav. Der findes ikke en rigtig diskonteringsrente, men De Økonomiske Råd anvender en diskonteringsrente på 3 % ved langsigtede økonomiske investeringer, og i Stern-rapporten om de økonomiske konsekvenser af klimaforandringerne anvendtes 1,4 % (DØR 2012a, Stern m.fl. 2006)[7]. Desuden bør tidshorisonten afspejle den periode, inden for hvilken projektet forventes at have økonomiske og miljømæssige konsekvenser, og for disse naturtiltag er tidshorisonten teoretisk set uendelig. I forbindelse med kortlægning af økosystemtjenester arbejdes der både med økosystemtjenester enkeltvist og bundter af tjenester, der er tilknyttet bestemte naturtyper eller arealanvendelser. Estimeringen af økosystemtjenester i biofysisk forstand foregår ofte ved at modellere relationen mellem økologiske, biofysiske og socioøkonomiske variable og de undersøgte økosystemtjenester ud fra antagelse om kausale sammenhænge (Maes m.fl. 2012, Martinez-Harms og Balvanera 2012).

Den økonomiske værdi af et miljøgode er summen af, hvad alle medlemmer af samfundet ville være villig til at betale for det fradraget omkostningerne (Pearce m.fl. 2006). Individernes præferencer tages som udgangspunktet til fastlæggelse af godets værdi, men præferencernes realisme bør ideelt afspejle, at det enkelte individ kender de fulde konsekvenser af et tilvalg eller et fravalg, herunder fx have kendskab til eller forståelse for kritisk naturkapital. Præferencer måles ved betalingsvillighed og det antages, at den enkeltes præferencer kan aggregeres således, at de samlede samfundsmæssige gevinster (benefits) er summen af alle individers gevinster, og de samfundsmæssige omkostninger er summen af individernes og virksomhedernes omkostninger. Omkostningerne bør beregnes som alternativomkostningerne. Ved værdisætning af varer, der har en markedspris anvendes denne, mens miljø- og naturgoder måles som værdien enten i form af konsumentoverskuddet eller ændringen i konsumentoverskuddet (Freeman 2003). Sidstnævnte anvendes i forbindelse med værdisætning af velfærdsændringer ved miljøtiltag. Begrebet

[7] De nævnte diskonteringsrenter bygger på antagelse om en årlig global vækst på 2 % hhv. 1, 3 % og på ingen (DØR) eller næsten ingen tidspræference (Stern), altså regner man fremtidige generationer lige så vigtige (eller næsten lige så vigtige) som nutidige.

konsumentoverskuddet tager udgangspunkt i det forhold, at forbrugerne ofte ville have været villige til at betale et større beløb for den forbrugte mængde at et bestemt gode, end prisen. Konsumentoverskuddet svarer til arealet under efterspørgselskurven i figur 2.

Overordnet set opdeles værdisætning af miljø- og naturgoder i præferencebaserede og ikke-præferencebaserede metoder (Freeman 2003). De ikke-præferencebaserede metoder består af omkostningsbaserede prissætningsmetoder og tager fx udgangspunkt i omkostningerne ved at realisere en politisk bestemt målsætning eller ved at genoprette en tidligere miljøtilstand[8]. Disse metoder afslører således ikke samfundets reelle konsumentoverskud i forbindelse med iværksættelsen af et miljøtiltag. Af de mest brugte metoder kan nævnes (Dubgaard m.fl. 2002a, Bateman m.fl. 2011a, Barbier 2007, Korsgaard og Schou 2010): 1) Produktionsfunktions- eller faktorinputmetoder, som er beslægtede med anvendelsen af markedspriser, estimerer bidraget fra alle input til produktionen af et gode. Det er typisk de markedsomsatte goder, altså de forsynende økosystemtjenester, men også en del regulerende tjenester kan være relevante at bestemme herved. 2) Alternativomkostningsmetoden, som sætter prisen ud fra omkostningen ved at sikre tilsvarende goder gennem alternative foranstaltninger, f.eks. alternative metoder til at lagre kulstof eller rense vand for næringsstoffer. 3) Miljøpolitikkens omkostninger, hvor man prissætter ud fra de marginale omkostninger ved at opfylde bestemte vedtagne miljømålsætninger. 4) Undgåede skadesomkostninger. Her opgøres de omkostninger der forventes at blive sparet ved at opretholde en økosystemtjeneste, f.eks. regulering af oversvømmelse. 5) Retableringsomkostninger, der prissætter miljø- og naturgodet ud fra de omkostninger der opstår ved frembringelsen af et tilsvarende gode et andet sted. Denne metode skal dog bruges med varsomhed, da omkostningerne ved genetablering af et miljøgode eller en økosystemtjeneste ofte kan være meget forskellig fra dets egentlige værdi (Bateman m.fl. 2011a).

I modsætning til de ovennævnte metoder tager de præferencebaserede værdisætningsmetoder udgangspunkt i individers præferencer, idet man forsøger at simulere den markedsadfærd, som folk ville have udvist, hvis godet var blevet omsat på et marked (Freeman 2003, Bateman m.fl. 2011a). Man forsøger dermed at afsløre folks betalingsvilje for de pågældende goder, der afspejler individernes afvejning af det pågældende gode over for forbrug af markedsgoder. De præferencebaserede metoder består af direkte og indirekte metoder. De direkte metoder (hypotetiske metoder) forsøger at afsløre værdien ved hjælp af interview og eksperimenter – f.eks. ved brug af de såkaldte betingede værdisætningsmetoder eller valghandlingseksperimenter. De indirekte metoder (afslørede præferencer) søger at kvantificere værdien ud fra observeret markedsinformation, idet man kan estimerer folks betalingsvilje for et ikke-markedsomsat gode ved at analysere efterspørgslen efter markedsgoder, der er komplementære eller substitutter til disse miljø- og

[8] Værdisætningen anvendes således til at estimere værdien af bestemte tiltag eller politikker. I den forbindelse estimerer man nogle gange omkostningerne ved ikke at gøre noget (cost of inaction) frem for at gennemføre en bestemt politik eller tiltag, så man kan sammenligne flere handlingsmuligheder.

naturgoder. Nogle eksempler på sådanne metoder er husprismetoden og rejseomkostningsmetoden, der bl.a. har været anvendt til at estimere værdien af rekreation og turisme (Bateman m.fl. 2011a). Til gruppen hører også afværgeomkostningsmetoden, som kan benyttes i visse tilfælde, hvor man kan estimere værdien af en bestemt miljøkvalitet, f.eks. en beskyttelse mod en forurening ved at sammenholde husholdningers tiltag til undgå skader eller ulemper med forureningsgraden.

Tabel 4. Sammenhæng mellem udvalgte økosystemtjenester, værdier og værdisætningsmetoder.

Økosystem tjeneste	**Økosystem tjeneste**	**Værdityper**	**Anvendelige værdisætningsmetoder**
Forsynende	Ernæring	Direkte brugsværdier / optionsværdier	Markedspriser /produktionsfunktioner. Vandforsyning: Betinget værdisætning /valghandlingseksperimenter.
	Materialer	Direkte brugsværdier/ optionsværdier	Markedspriser /produktionsfunktioner.
	Energi	Direkte brugsværdier/ optionsværdier	Markedspriser /produktionsfunktioner.
Regulerende og vedlige-holdende	Regulering af affald, giftstoffer eller andre ulemper	Indirekte brugsværdier / optionsværdier	Alternativomkostninger. Undgået skadesomkostning. Afværgeomkostninger.
	Regulering af strømme	Indirekte brugsværdier / optionsværdier	Produktionsfunktioner eller undgået skadesomkostning (f.eks. beskyttelse mod oversvømmelser). Alternativomkostninger.
	Opretholdelse af det fysisk-kemisk og biologiske miljø	Indirekte brugsværdier / optionsværdier	Alternativomkostninger. Produktionsfunktioner (f.eks. bestøvning) Udgået skadesomkostning (skadedyrskontrol). Afværgeomkostninger.
Kulturelle	Intellektuelle og erfaringsmæssige	Eksistens- og testamentariske værdier/ direkte brugsværdier / optionsværdier	Betinget værdisætning /valghandlings-eksperimenter. Rejseomkosnings- og husprismetoden. Miljøpolitikkens omkostninger.
	Symbolske	Eksistens- og testamentariske værdier/ direkte brugsværdier / optionsværdier	Betinget værdisætning /valghandlings-eksperimenter. Rejseomkosnings- og husprismetoden. Miljøpolitikkens omkostninger.

Tabel 4 viser sammenhæng mellem typer af økosystemtjenester, værdikategorier samt anvendelige metoder til deres bestemmelse og bygger på Bateman m.fl. (2011a og 2011b), Barbier (2007) samt tabel 2. For de forsynende økosystemtjenester anvendes enten markedspris eller produktionsfunktioner. Dog kan der også for eksempel for vandforsyning anvendes direkte metoder til at fastsætte en betalingsvillighed (Hasler m.fl. 2007). For de regulerende økosystemtjenester bruges overvejende forskellige omkostningsbaserede prissætningsmetoder, men også

produktionsfunktioner eller afværgeomkostningsmetoden kan finde anvendelse. For de kulturelle tjenester er især hypotetiske metoder anvendelige da de forsøger at inkludere både ikke-markedsomsatte brugsværdier såsom rekreation og ikke-brugsværdier som eksistensværdier, men også nogle indirekte metoder kan være brugbare, specielt miljøpolitikkens omkostninger. De hypotetiske metoder, som fx valghandlingseksperimentet, anvendes også til at beregne den relative betydning af miljøattributterne.

3.4 Benefit transfer, internationale studier og deres anvendelighed i DK

I Danmark er der i de senere år gennemført et stigende antal værdisætningsundersøgelser (især for biodiversitet, DØR 2012b), men dog må omfanget anses for ukomplet i forhold til at dække alle økosystemtjenester. Værdisætningsundersøgelser er ofte ressourcekrævende, og der er derfor i litteraturen og praksis stor interesse for de såkaldte "Benefit Transfer" metoder, der på forskellig vis forsøger at overføre estimater fra udførte studier til et projektområde man ønsker værdisat.

Der skelnes primært mellem to overførselsmetoder: overførsel af lokalitetsestimater samt overførsel ved brug af estimerede benefit-funktioner. Lokalitetsestimater overføres med forskellige justeringsmuligheder. Der kan bl.a. justeres for indkomstforskelle, eller beregnede gennemsnit for flere lokaliteter/projekter, eller eksperters vurderinger. Forklaringsgraden og den statistiske validitet er dog ringe (Desvouges m.fl. 1992, Brouwer 2000). Alternativt estimeres en benefit-funktion og relevante parametre i et originalt studie og overføres til det nye projektområde. Det er i den forbindelse ikke afgørende om et sådant study site befinder sig i udlandet, idet også anvendelse af resultaterne fra danske studier kræver tilpasning for at kunne overføres fra et tidligere study site til et aktuelt policy site. Et af hovedproblemerne med denne metode er følsomheden over for de variable/parametre der inkluderes eller ekskluderes i analysen. Dette vanskeliggør brugen i forhold til at vurdere de samfundsøkonomiske og -politiske konsekvenser ved implementering af større projekter (Smith m.fl. 2002). En løsning er at vælge et originalt studie, der ligner det nye projektområde (Rosenberger og Phipps 2002). Det kan fx omfatte at undersøgelses- og projektområdet indeholder sammenfaldende karakteristika m.h.t. til såvel naturforhold, ejendomsrettigheder, som anvendelsesmønster. Endvidere bør de substitutionsmuligheder, som brugerne har mellem forskellige miljøgoder i undersøgelsesområdet svare til de substitutionsmuligheder, der findes i projektområdet.

Anvendelsen af enhedspriser fra andre lande vanskeliggøres ikke alene af købekraftsparitet og socioøkonomiske forhold, men også af at de øvrige relative priser er forskellige landene i mellem. Betalingsvilligheden, afspejlet i de udenlandske værdisætningsstudier harmonerer med det pågældende lands relative priser, men ikke nødvendigvis med de danske relative priser og dermed betalingsvillighed. Brugen af interviews og fokusgrupper kan bidrage til at afdække substitutionskarakteristika. Forklaringsgraden og præcisionen ved benefit transfer funktioner er

signifikant større end ved brug af lokalitetsestimater (Brouwer 2000). I stedet for at overføre benefit-funktioner fra et studie kan man anvende resultater fra mange forskellige studier i en såkaldt meta-analyse. I en meta-analyse grupperes originale værdisætningsstudier og sammenfattes i et fælles data sæt indeholdende værdier og en række karakteristika/forklarende variable. Herved muliggøres en statistisk analyse af de væsentligste parametre og deres betydning og beregningen af en justeret enhedspris. Det er vigtigt at de originale værdisætningsstudier anvender den samme kalkulationsrente. Der findes en række internationale databaser der kan tages i brug i forbindelse med benefit transfer studier, fx EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory), ENVALUE, RED (Review of Externality Data), BeTa–Benefits Table, NMDB (New Zealand), ValueBase (Sverige) samt NOAA´s database på marine og kystnære ressourcer. I en dansk sammenhæng er der kun gennemført få benefit transfer studier. Dubgaard m.fl. (2002b) overfører således benefit-estimater fra to britiske lokaliteter (Willis m.fl. 1995). Der er dog tale om en relativ simpel overførsel og forklaringsgraden og den statistiske validitet må antages at være ringe (jf. Desvouges m.fl. 1992, Brouwer 2000, Navrud and Ready 2007). Mere avancerede benefit transfer funktioner er anvendt i en dansk sammenhæng af Zandersen m.fl. (2007a, b, c) til at forudsige friluftsværdier i nye danske skove. Generelt viser metaanalyserne dog ligeså stor usikkerhed som de mere simple benefit overførsler.

4. Eksisterende værdisætnings- og prissætningsstudier

4.1 UK NEA – tilgang og brugbarhed som model

Den nationale britiske økosystemvurdering følger i store træk tilgangen fra FN's internationale vurdering, men inkorporerer en række forbedringer mht. afklaring af begrebsapparatet og den økonomiske værdisætning, der er frembragt siden 2005 og som allerede er omtalt i forrige kapitel (MEA 2005, UK NEA 2011). Økosystemvurderingen er omfattende, tværfaglig og bygger på omkring 500 eksperters arbejde. Den tager udgangspunkt i nævnte begrebsapparat, beskrivelsen af de kræfter, der ligger bagved de miljøforandringer og tab af økosystemtjenester, som har fundet sted i de sidste 6 årtier i Storbritannien samt det vigtige spørgsmål om sammenhængen mellem biodiversitet og økosystemtjenester (UK NEA 2011, Brown m.fl. 2011). Med hensyn til det sidstnævnte er den generelle antagelse, at biodiversiteten spiller en vigtig rolle for mængden af økosystemtjenester. Endvidere formodes det, at en øget diversitet også giver mere stabile og velfungerende økosystemer, hvilket dog endnu ikke er empirisk velunderbygget (Morling m.fl. 2010). På den baggrund har man foretaget en ekspertvurdering af forskellige biodiversitetsgruppers (dyr, planter og mikroorganismer) betydning for diverse økosystemtjenester i Storbritannien (se f.eks. tabel 4.2 Norris m.fl. 2011, som giver et overblik).

Efter de indledende overvejelser gennemgås en status for de 8 brede landskabstyper (habitattyper), der er anvendt som bedømmelsesgrundlag for økosystemvurdering; 1) bjergområder og heder, 2) halvnaturlige græsområder, 3) agerlandet, 4) skove, 5) ferskvandsområder inkl. moser, 6) urbane områder, 7) kyster og 8) de marine områder. Desuden beskrives ændringer eller miljøforandringer der har fundet sted i de pågældende områder samt faktorerne, der ligger bag ændringer i disse økosystemer, deres funktioner og tjenester (UK NEA 2011, Brown m.fl. 2011). Efterfølgende opgøres de typiske økosystemtjenester for hver af de behandlede landskabstyper, de afvejninger eller kompromiser, der er uundgåelige, og de synergier der kan forekomme mellem økosystemtjenesterne samt desuden principperne for bæredygtig anvendelse af økosystemerne. I fire selvstændige kapitler – et for hver af de overordnede tjenestekategorier, der også anvendes i MEA - gennemgås enkeltvis alle de relevante økosystemtjenester, ændringer der har fundet sted for de pågældende tjenester, konsekvenserne af disse og faktorerne, der ligger bag ændringer samt igen hvorledes bæredygtig forvaltning kan opnås. Til sidst opgøres videns behov (videns huller) for de enkelte økosystemtjenester. Økosystemerne og deres tilhørende tjenester opgøres efterfølgende for hver af de 4 landsdele i Storbritannien (UK), idet man for hver landsdel gentager hele ovennævnte status og analyse.

Med hensyn til vurderingen af den økonomiske værdi af økosystemtjenesterne er fokus på estimeringen af værdien af de forskellige natur- og miljøgoder, der frembringes med bidrag fra økosystemtjenesterne, og altså ikke værdien af økosystemtjenesterne renset for værdien af andre input (Bateman m.fl. 2011b), da værdisætningsstudierne typisk har direkte fokus på miljøgodernes værdi. Der anvendes en kombination af en række forskellige metoder i overensstemmelse med afsnit 3.3, hvoraf nogle er nye undersøgelser som led i UK NEA processen, mens andre bygger på litteraturstudier bl.a. med henblik på benefit transfer (se afsnit 3.4). I forbindelse med økosystemvurderingen er der udarbejdet en serie notater for værdisætningen af de vigtigste økosystemtjenester og miljøgoder. Hovedkonklusionen fra studiet er, at økosystemtjenesterne har en meget betydelig værdi i Storbritannien, men at der er stor usikkerhed mht. bestemmelsen og at man bør koncentrere sig om at bedømme ændringerne i økosystemtjenesternes værdi på baggrund af konkrete politikforslag (f.eks. arealanvendelsen) eller som følge af velbeskrevne miljøændringer (f.eks. klimaforandringer). Generelt set er de forsynende tjenester de letteste at værdisætte og her anvendes markedspriser eller produktionsfunktioner. I gruppen af regulerende tjenester har man undersøgt bestøvning og skadedyrskontrol, regulering af vandkvalitet og stormflod samt ikke mindst regulering af drivhusgasudslip og kulstoflagring. Der bliver brugt store ressourcer i studiet på at opgøre de kulturelle økosystemtjenester, som er en vigtig gruppe der især indeholder herlighedsværdier, værdien af rekreation, information og viden, biodiversitet. Med hensyn til en række af de vigtigste af de ikke-markedsomsatte økosystemtjenester kan man bl.a. gøre nedenstående iagttagelser.

Et vigtigt element af de kulturelle tjenester er den såkaldte herlighedsværdi. Vurdering af herlighedsværdien for de 8 landskabstyper er foretaget ved hjælp af husprismetoden, for hele

England (ikke for de 3 andre lande i unionen), opdelt på veldefinerede regioner (Bateman m.fl. 2011b). Værdierne er udtrykt som enhedspriser for de marginale betalingsvilligheder ved 1 % forøgelse af den pågældende landskabstype (Mourato, S. m.fl. 2010). Der er tale om generaliserede værdiestimater, der dog kun giver den del af herlighedsværdierne, som er integreret i ejendomspriserne, og derfor vil man sandsynligvis underestimere mere fjerntliggende egne af høj værdi. Imidlertid er der sammenfald med områder med stort islæt af naturområder, f.eks. området syd og sydvest for London samt de nordligste egne af England.

For en anden vigtig kulturel økosystemtjeneste, rekreation, har man også gennemført en omfattende modellering, hvor man estimerer habitatspecifikke værdier fordelt over hele landet opdelt på 5 km kvadrater ved hjælp af rejseomkostningsmetoden (Sen m.fl. 2011). Herved har man været i stand til at estimere en marginal værdi af en mulig forøgelse af de rekreative områder. Herforuden gennemfører man et studium af værdien af de bynære grønne områder ved hjælp af benefit transfer via en meta-analyse af en række relevante studier (Perino, G. m.fl. 2011). Der er her tale om den række af de økosystemtjenester, der ikke allerede er dækket ind af ovennævnte ydelser, herlighedsværdien indlejret i boligpriser og tilrejsendes rekreation samt endvidere kulstoflagring som også er behandlet særskilt. Som noget nyt forsøger man også at værdisætte den økologiske videns anvendelse som et element i uddannelsessystemet (Mourato, S. m.fl. 2010). Herunder sættes der specifikt værdi på feltbesøg i forbindelse med uddannelsesforløbet (målt ved rejseomkostningsmetoden).

For så vidt ikke-brugsværdier knyttet til biodiversiteten rapporteres både værdier, der er beregnet ud fra hypotetisk værdisætning samt estimater fastsat på baggrund af benefit transfer fra meta analyse af en række undersøgelser (Bateman m.fl. 2011b, Morling m.fl. 2010). Disse ikke-brugsværdier af biodiversiteten er imidlertid både af tekniske og etiske årsager vanskelige at bestemme, og i overensstemmelse med forsigtighedsprincippet har man derfor valgt at supplere dette område med beregninger for en omkostningseffektiv bevarelse af bæredygtige populationer. Idet eksistensværdierne således er usikre at opgøre går man et skridt videre, og supplerer opgørelsen af den økonomiske værdi med opgørelser af disse symbolværdier samt af sundhedsværdier (Bateman m.fl. 2011b, Fish m.fl. 2011, Pretty m.fl. 2011). Her supplerer man de monetære værdisætningsmetoder med andre metoder til at opgøre etiske og æstetiske værdier bl.a. gennem gruppediskussioner og multikriterieanalyser.

For flere af de regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester benytter man benefit transfer, specielt for en række services knyttet til vådområder f.eks. for vandkvalitet og beskyttelse om oversvømmelse, og for vandkvalitet benyttes endvidere også de hypotetiske værdisætningsmetoder (Bateman m.fl. 2011b). En regulerende tjeneste, der undersøges grundigt, er reguleringen af klimaet gennem en modellering af drivhusgasemissioner samt kulstoflagring for forskellige arealanvendelser under diverse scenarier (Bateman m.fl. 2011b, Abson m.fl. 2010). Som et led i samlet vurdering af økosystemtjenesterne har man udfærdiget nye kort der viser værdien af

forskellige arealanvendelser, specielt traditionelt landbrug kontra et flersidigt skovbrug, hvor alle markedsomsatte og ikke-markedsomsatte tjenester er først og fremmest landbrug kontra skovbrug med træproduktion, kulstoflagring samt rekreation Bateman m.fl. 2011a og 2011b). Det viser, at man burde overveje et omfattende skift mod det flersidige skovbrug især i de befolkningstætte områder, i marginale landbrugsområder samt i områder med store naturværdier.

Afslutningsvis gennemførte man en landsdækkende analyse af værdien af udvalgte økosystemtjenester under hensyntagen til 6 forskellige scenarier frem til 2060 samt to globale klimavarianter (lave hhv. høje emissioner) for hvert scenario (Bateman m.fl. 2011c, UK NEA 2011). Scenarierne sammenholdes med en situation der svarer til arealanvendelse og befolkning for 2000 opdateret til 2010 værdier. Scenarierne viser hvorledes forskellige globale drivkræfter af politisk, social og økonomisk karakter kan forme samfundet i meget forskellige retninger, og derved vil der være forskellige tilgange og principper for arealanvendelsen, spændende fra stor en stor vægt på de økosystemtjenester, der giver markedsomsatte goder (landbrugsprodukter), til en bredere vægtning af diverse økosystemtjenester også de ikke-markedsomsatte. Man undersøger dog kun 5 økosystembaserede goder: fødevareproduktion, terrestrisk kulstoflagring og drivhusgasemissioner, biodiversitet, rekreation i det åbne land samt herlighedsværdierne af de bynære grønne områder. Der estimeres forventede ændringer i værdien af de omtalte goder i forhold til basisscenariet. Biodiversiteten vurderes dog ikke monetært pga. vanskeligheder med fuldt ud at værdisætte den, men evalueres ved at se på fugle som indikatorarter. Der er desuden fremstillet kort, som viser den regionale fordeling af ændringerne i disse værdier enkeltvist og samlet for hvert scenario. Det overordnede resultat er, at man ikke overraskende opnår et mere positivt resultat fra analyser, der inddrager både markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder. Samtidig vil sådanne analyser give et mere retvisende billede af den samlede økonomiske værdi, og de vil vise, at scenarier, hvor der lægges vægt på at udnytte potentialet af et bredere spektrum af økosystemtjenester også falde bedst ud. De største forskelle ses for rekreation og i nogen grad for drivhusgasser og kulstoflagring, mens der for landbrugsprodukter ses ikke så store forskelle mellem scenarier.

Det britiske studie er omfattende og kan bidrage med inspiration til valg af økosystemtjenester og metodeovervejelser i forbindelse med en national kortlægning. Man må nok også tage i betragtning at studiet har involveret mere end 500 forskere, og at der er investeret mere end 1.3 millioner britiske pund i projektet (Defra 2012). Heri er ikke medregnet størstedelen af forskernes arbejde i forbindelse med undersøgelserne. Så det samlede beløb er betydeligt større.

4.2 Opgørelse over økosystemtjenester og deres værdisætning undersøgt i danske studier

I nedenstående afsnit er de forskellige økosystemtjenester der er undersøgt i danske værdisætningsstudier gennemgået i den rækkefølge, som også er anvendt i CICES og som også er

vist i tabel 2. En række tjeneste har dog endnu ikke været undersøgt i dansk sammenhæng eller er af minimal betydning, og disse er kun nævnt for fuldstændighedens skyld.

4.2.1 Forsynende økosystemtjenester

De forsynende økosystemtjenester er for de flestes vedkommende markedsomsatte og derfor velundersøgte. Det gælder især de økosystemtjenester, der indgår som input til de traditionelle primære erhverv; landbrug, skovbrug og fiskeri. Disse økosystemtjenester er som regel ikke det direkte fokusområde i forbindelse med ny- eller genoprettelse af naturområder, men de vil ofte indgå på omkostningssiden af sådanne projekter, som alternativomkostninger ved ændret arealanvendelse. Specielt to forsynende tjenester kan dog give et positivt bidrag i forbindelse med naturprojekter: vandforsyning og biomasseenergi.

Dyrkede afgrøder og husdyrproduktion.
Produktionsværdien af den samlede landbrugsproduktion har været stigende over tid og er for 2012 beregnet til mere end 70 mia. kr. Imidlertid udgør afskrivninger, aflønning af arbejdskraft og kapital, rå- og hjælpestoffer samt serviceydelser såsom maskinstationsaktiviteter m.m. langt størstedelen af denne værdi (Andersen m.fl. 2011). Skal man udskille økosystemtjenesternes værdi på dette område må de nævnte faktorer trækkes fra (Bateman m.fl. 2011a). Herved fås jordrenten, som er det egentlige udtryk for økosystemets værdi mht. til de forsynende tjenester svarende til den strøm af tjenester, som naturressourcen yder. Jordrenten er det beløb, der er tilbage, når salgsværdien af de producerede produkter fratrækkes alle omkostningerne i forbindelse med udnyttelse af jorden, dvs. udsæd, gødning, arbejdsløn, samt forbrug og forrentning af realkapital (Dubgaard m.fl. 2002a). Det bemærkes at jordrenten typisk beregnes uden hensyntagen til eventuelle eksternaliteter (f.eks. nedsivning af næringsstoffer til grundvand) eller offentlige goder (f.eks. herlighedsværdier), og at den derfor typisk vil være overvurderet i forhold til den egentlige påvirkning af velfærden. Desuden må det understreges, at jordrenten varierer mellem afgrøder, jordbundstyper, teknologi og år, og at den godt kan være negativ i visse år, for visse afgrøder og selvfølgelig for marginaljorder. Jordrenten repræsenterer den omkostning (offeromkostning), der er forbundet med at ændre arealanvendelsen fra den pågældende afgrøde til anden anvendelse f.eks. natur. Jordrenterne bliver beregnet på årlig basis af Videnscenter for Landbrug og bl.a. publiceret i Landbrugets Økonomi fra Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi (se f.eks. Andersen m.fl. 2011). For hele perioden 2007-11 er den gennemsnitlige jordrente beregnet til ca. 1.050 kr./ha for sandjord og godt 3.900 kr./ha for lerjord. Det bliver således samlet set til en meget stor værdi for hele det dyrkede areal.

Fiskeri.
De samlede danske fiskefangster steg i årene efter anden verdenskrig, toppede i perioden fra midten af 1970'erne til midten af 1990'erne og er siden faldet meget betydeligt (Andersen m.fl. 2012). En meget stor del af den kraftige stigning i fangsterne kan forklares i fremkomsten af industrifiskeriet.

Fald i de seneste årtier skyldes indførelsen af regulering som følge af en forudgående overudnyttelse af bestandene. Reguleringen tilstræber genopretning af bestandene til et bæredygtigt niveau her forstået som det størst mulige vedvarende udbytte (MSY[9]), hvilket kræver en periode med reducerede fangster, der giver en sikker bestandstilvækst. Størst mulige vedvarende udbytte opnås typisk ved at opretholde en bestandsstørrelse der er i omegnen af halvdelen af den maksimale bestand (se f.eks. Clark 1990). Fangsterne af specielt industrifisk svinger meget, mens man i de seneste år har set, at fangstmængden for konsumfisk har stabiliseret sig. En forbedret regulering kan på sigt øge fangsterne, selv om der muligvis også er tale om, at klimaændringer og miljøpåvirkninger har haft en negativ indflydelse på bestandsudviklingerne. Den danske fiskeflåde har i treårsperioden 2009-11 i gennemsnit fanget 774 tusind tons svarende til en værdi af 2,8 mia. kr.

Som for landbruget giver den samlede produktionsværdi ikke billedet af værdien af den relevante økosystemtjeneste. For fiskeriet kan værdien af økosystemtjenesterne opgøres som ressourcerenten (eller samfundsøkonomisk afkast), som er det samfundsøkonomiske overskud, der resterer når kapital, arbejdskraft og andre driftsudgifter er betalt (Mäler m.fl. 2009, Nielsen m.fl. 2010). Ressourcerenten giver værdien af økosystemtjenesten under forudsætning af, at man kun høster tilvæksten og ikke øger eller reducerer fiskekapitalen, idet dette ville undervurdere hhv. overvurdere den egentlige størrelse af tjenesten. Ressourcerenten estimeres normalt for en eller flere fiskearter i et afgrænset havområde. Ressourcerenten beregnes ikke rutinemæssigt i de årlige opgørelser af fiskeriets økonomi, idet det kræver en del modelarbejde at estimere denne. Det vanskeliggøres bl.a. af, at fiskebestande ofte deles mellem flere lande og mellem forskellige fartøjstyper, og at fartøjerne ofte vil fiske på flere forskellige arter samtidig. Ressourcerenten vil variere pga. udviklingen i biologiske forhold såsom vækst og ynglesucces samt som følge af ændringer i priser og ikke mindst i forhold til reguleringen af fiskeriet. Eksempelvis vil ressourcerenten falde til 0, hvis der er frit fiskeri (Mäler m.fl. 2009 og 2008). Til gengæld vurderes det, at man kunne sikre en ressourcerente i en størrelsesorden af 40-50 % af fangstværdierne ved en optimal forvaltning. Den nuværende regulering indebærer et ressourcerentetab, som af Verdensbanken og FAO (2008) er vurderet til op imod 300 mia. kr. pr. år på verdensplan.

Den optimale ressourcerente i en simpel model opnås normalt ved en bestand der er lidt over halvdelen af den maximale bestand. Ændrer man på bestandsniveauet vil ressourcerenten også ændre sig som følge af den velkendte sammenhæng mellem bestandsstørrelse og ressourcerente (Clark 1990). Marginale ændringer vil dog ikke ændre størrelsen af ressourcerenten i væsentligt omfang. Begrænses eller standses fiskeri i et givet havområde med henblik på anvendelsen til beskyttet område, tabes eller reduceres ressourcerenten afhængig af spredningen af fisk fra det beskyttede område.

[9] Maximum sustainable yield

De Økonomiske Råd har undersøgt den samlede ressourcerente for det danske fiskeri og fundet, at den i gennemsnit for perioden 1996-2009 kun har udgjort mellem 2 og 5 % af den samlede omsætning i fiskeriet med en samlet værdi af ressourcen svarende til mellem 4 og 10 mia. kr. i 2010 (DØR 2012a). Desuden har værdien været jævnt faldende siden ca. 1990 til omkring det halve af udgangspunktet. Disse forhold afspejler, at fiskeriet generelt har været faldende, at reguleringen ikke har været effektiv i økonomisk henseende og at økosystemtjenesten er blevet gradvis udhulet. En forbedret regulering kan dog øge ressourcerenten betydeligt. Andersen m.fl. (2010) estimerer at samlet ressourcerente under optimal regulering til omkring 916 mio. kr. og vil kunne stige yderligere, hvis bestandene i EU farvandene får mulighed for at øges.

Størrelsen af ressourcerenten er i Danmark desuden blevet undersøgt for den danske andel en række pelagiske fiskerier (sild, makrel, industrifisk) i Nordøstatlanten, for muslingefiskeriet i Limfjorden samt for torskefiskeriet i den østlige Østersø (Nielsen m.fl. 2006, Nielsen m.fl. 2010, Lassen m.fl. 2013). For de undersøgte pelagiske fiskerier er der beregnet en ressourcerente for årene i perioden 2000-2008. Denne svinger meget som følge ændringer i fangster og priser. For 2007, hvor de mest komplette data stammer fra, er den samlede ressourcerente for samtlige fiskerier 1,9 mia. kr. for de 5 involverede lande (der fradrages ikke offentlige nettoudgifter til fiskeriforvaltning m.m.), heraf 121 mio. for den danske del af dette fiskeri (Nielsen m.fl. 2010). Imidlertid forventes det, at et optimalt fiskeri kunne give i alt 2,6 mia. kr. årligt i samlet ressourcerente (315 mio. kr. for Danmark) for sild, makrel og industrifiskeri for den del af Nordøstatlanten, som deles mellem Norge, Færøerne, Island, Danmark og Storbritannien. For muslingefiskeriet i Limfjorden var ressourcerenten i gennemsnit for årene 2001-03 på 80 mio. kr. med et potentiale til at til 92 mio. kr. (nettoudgifter til fiskeriforvaltning m.m. ikke medregnet). Med hensyn til torskefiskeriet i den østlige Østersø blev ressourcerenten estimeret til 82 mio. kr. (gns. 2005-2007), mens der for hele fiskeriet – dog inklusive noget fiskeri i nabofarvande - opnåedes en ressourcerente på 216 mio. kr. Ved optimal forvaltning kunne der opnås hhv. 231 mio. kr. og 597 mio. kr. (Lassen m.fl. 2013).

Produktionen i dansk akvakultur har været stabil i de sidste par årtier og er omkring 45.000 tons til en værdi af i ca. 1 mia. kr. for 2008 (Nielsen og Nielsen 2010). Akvakultur bygger ikke i samme grad på økosystemtjenester som havfiskeriet, men i langt overvejende grad på arbejdskraft og kapital samt foderstoffer, der er produceret uden for erhvervet, og som indgår som rå-og hjælpestoffer. Disse foderstoffer bygger selvfølgelig i sidste ende på forsynede økosystemtjenester fra havfiskeriet (fiskemel- og olie) eller landbruget (vegetabilske foderblandinger). Akvakulturen afhænger dog også af nogle regulerende økosystemstemtjenester, idet der udledes næringsstoffer (fosfor og kvælstof) samt organisk materiale. Akvakulturanlæggene er dog blevet stadig mere effektive til at reducere udledningerne og udleder væsentligt mindre pr. produceret enhed fødevare end landbruget (Nielsen og Nielsen 2010).

Vilde dyr og planter til fødevarer og anden anvendelse.
Der sker en ikke-erhvervsmæssig udnyttelse af en del vilde dyr (herunder fisk) og planter fra skove, havet og andre naturområder, hvorefter de anvendes til fødevarer. Desuden sker der en indsamling af andre vilde planter og plantedele i skove og naturområder. Viden om disse mængder er interessant og vil bl.a. kunne hentes fra jagtstatistikker og lignende opgørelser om lystfiskeri mm.). Ud fra et værdisætningssynspunkt er disse produkter imidlertid en del af rekreationsoplevelsen. Disse værdier indgår i de kulturelle tjenester: jagt, lystfiskeri eller almindelig rekreation hvori også indgår indsamling af svampe, bær, ol.

Vand til drikkevand og anden anvendelse.
Vandforsyningen er her samlet, selv om den i CICES klassifikationen deles mellem ernæring (drikkevand og materialer). I Hasler m.fl. (2005) kvantificeres gevinsterne som følge af grundvandsbeskyttelse. Betalingsviljen for beskyttelse af grundvandet er sammenlignet med betalingsviljen for alternativ til beskyttelse, nemlig rensning af forurenet grundvand til drikkevandsformål. Rensningen kan foretages med osmose og aktivt kul. Gevinsterne ved beskyttelse af grundvandet omfatter rent drikkevand nu og i fremtiden samt bedre betingelser for dyre- og plantelivet i søer og vandløb. Gevinsterne af rensning af grundvandet er rent drikkevand nu og i fremtiden, men der er ingen positive effekter på søer og vandløb. Betalingsviljen afhænger af værdisætningsmetoden. Den beregnes ved brug af valghandlingseksperiment til ca. 1900 kr./år per husstand i tillæg til den årlige vandregning, men blot 700 kr. pr. år, hvis contingent valuation metoden bruges. På baggrund af Hasler mfl. (2005) er værdien af "naturligt og rent" drikkevand skønnet at udgøre 163 mia. kr. (DØR 2012a). Betalingsviljen for renset vand er lavere end beskyttet grundvand - mellem 500 og 900 kr./år pr husstand (Hasler m.fl. 2005). Forøget grundvandsproduktion under skovene, ved skifte fra nåleskov til løvskov, er undersøgt af Vedel m.fl. (2009), og tallene fra dette studie kan opgøres til en betalingsvilje i størrelsesordenen 20-25 kr./m^3 ekstra rent grundvand dannet.

Biomasse til materialer bl.a. træ, fibre, genetisk mat. Skovenes træproduktion.
Jordrentetabet ved ekstensivering af skovdrift i forbindelse med udlægning af urørt skov og konvertering til naturnære skovdriftsformer er estimeret i Strange (2000) og Thorsen og Strange (2000), samt senest DØR (2012b). Thorsen og Strange (2000) beregner den gennemsnitlige beregningspris/nutidsomkostning for udlægning af urørte løvskove til at variere mellem 17.000 og 194.000 kr. pr. ha, og for nåleskovene mellem -10.000 og 29.000 kr. pr. ha. ved en rentefod på 2 %. Endvidere vurderes det at ophører man med at bruge pesticider kan der opstå omkostninger i form af især forlængede kulturfaser og reducerede bevoksningskvotienter. Analyserne viser, at selv beskedne forlængelser og reduktioner af bevoksningskvotienter vil indebære betydelige tab i størrelsesordenen 10.000 kr. pr. ha. I det Miljøøkonomiske Råds rapport fra 2012 beregnes alternativomkostningen ved at inddrage landbrugsjord til åben natur baseret på jordpriser for landbrugsjord fraregnet værdien af bygninger fra de observerede ejendomspriser, samt korrigeret for EU-subsidier og ekstraordinær prisudvikling på landbrugsejendomme. DØR (2012b) beregner

jordrente tabet ved udlægning af urørt løvskov til mellem 83.000 og 103.000 kr. pr. ha ved en rentefod på 3 %. I begge prissætningsstudier er beregningsprisen baseret på en driftsøkonomisk analyse og ikke en velfærdsøkonomisk jf. Møller m.fl. (2000). Ifølge Danmarks Statistik (2010) er skovbrugets bruttofaktorindkomst ca. 1.2 mia.

Biomasse til energi fra husdyr og planter.
En betydelig mængde biomasse høstes allerede fra land- og skovbrug og anvendes til energiformål (Gylling m.fl. 2012). Denne del indgår således allerede i de beregnede jordrenter for erhvervene. Der findes imidlertid et stort uudnyttet potentiale både i landbrug, skovbrug og fra andre grønne områder, naturområder såvel som haver og parker. Ved at optimere indsamling og produktion af biomasse til energiformål bl.a. høst af uudnyttede reserver, forædling af hurtigvoksende træarter samt anvendelse af kornafgrøder, der leverer både korn og store mængder halm, kan der produceres ca. 10 mio. tons biomasse ekstra (Gylling m.fl. 2012). Det kan ske uden at øge landbrugsarealet eller reducere fødevareproduktionen, og samtidig vil der opnås en række miljøforbedringer såsom reduceret nitratudvaskning og forøget biodiversitet. Det må dog tilføjes, at der kan være en vis konflikt mellem en intensiveret biomasseudnyttelse og en række biodiversitetsmål. Det vil nok især gøre sig gældende hvis eksisterende areal anvendelser erstattes af arealer til biomasseproduktion, der har et lavere indhold af biodiversitet (fx udskiftning af gammel løvskov med intensiv nåleskovsdrift, eller tilplantning af ekstensivt drevne marginal jorde). I planen har man dog delvist imødegået dette ved at opstille forskellige scenarier; udover et ”business as usual” scenarie således også et biomasseoptimeret og et miljøoptimeret scenarie. Sidstnævnte af de relativt groft definerede scenarier opererer samtidig med arealtiltag i det åbne land (ophør af landbrugsdrift på vådbund), der indebærer en række miljøforbedringer såsom reduceret nitratudvaskning og udlæg af op til 47.000 ha. urørt skov, der isoleret set kan give en forøget biodiversitet. De samlede effekter på økosystemtjenesterne er dog ikke kvantificeret. Denne + 10 mio. tons plan fører til en forøget bruttofaktorindkomst på op til ca. 10 mia. kr. og en øget beskæftigelse i både primær og afledte erhverv. Der er i + 10 mio. tons planen ikke estimeret den del af gevinsten, som skyldes øgede økosystemtjenester som følge af den forøgede produktionskapacitet.

4.2.2 Regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester

De regulerende og vedligeholdende økosystemtjeneste er typisk en række tjenester, som kan bidrage til at reducere eller undgå skader f.eks. fra stormflod og oversvømmelser, bidrage globalt til at regulere og opretholde et gunstigt klima, bidrage til produktionen (bestøvning eller gunstigt lokalklima via lævirkning) samt bidrage til rekreation eller immaterielle værdier såsom eksistensværdier ved opretholdelse af økosystemers funktioner og strukturer. For en række af de regulerende tjenester findes der ikke danske opgørelser over deres betydning eller værdier. Dette gælder de følgende økosystemtjenester:

- Bio-remediering

- Fortynding og binding (af forurening og organisk materiale)
- Beskyttelse mod erosion og jordskred
- Jordbundskvalitet
- Skadedyrs- og sygdomskontrol.

For en gruppe regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester, som behandles nedenfor, findes en række opgørelser over deres værdi eller indikationer på deres betydning.

Nedbrydning og binding af forurenede stoffer i jordbund og økosystemer.
Økosystemerne og den tilknyttede jordbund tilbageholder, nedbryder eller binder forurenende stoffer, der kan sive ned i grundvand eller ende i ferskvandsområder eller havet. Omfanget og værdien af denne tjeneste kendes ikke, men specielt et område har været inddraget i værdi-sætning, nemlig kvaliteten af drikkevandsressourcerne. Denne værdisætning er behandlet ovenfor i 4.2.1. De nævnte studier af Hasler mfl. (2005) og Vedel m.fl. (2013) estimerer værdien af "naturligt og rent" drikkevand og adskiller ikke den forsynende og den regulerende del af økosystemtjenesterne.

Vindbeskyttelse.
Det er velkendt, at læhegn og skove har en positiv lævirkning på det omkringliggende land, og at der er gjort en meget stor og målrettet indsats i Danmark, specielt i den vestlige del af Jylland, på at reducere de skadelige effekter af vindpåvirkning på landbrugsproduktionen gennem læplanting (Direktoratet for Fødevareerhverv 2005). På trods af de store investeringer der gennem tiden er foretaget viser nævnte rapport fra Direktoratet for Fødevareerhverv, at der ikke er specifik videnskabelig dokumentation for den økonomiske værdi af læhegnene, men dog en del indikationer. Læplantningen er først og fremmest ligesom bestøvningen en produktionsfaktor i landbruget, der giver en ekstra produktion pr. arealenhed. De smalle læhegn (1 eller 3 rækker) giver en positive nutidsværdi af fremtidige merudbytter. Herforuden giver læhegnene en positiv effekt på flora og fauna, øgede herlighedsværdier og forbedrede jagtforhold. Disse forhold afspejles også i det faktum, at man ofte vælger at plante bredere læhegn (typisk 7-rækkede), der på baggrund af den højere omkostning ikke er de optimale hegn fra en ren landbrugsøkonomisk betragtning.

Vandstrømme herunder vandafstrømning og kystbeskyttelse.
Reguleringen af strømme, der kan forårsage skader i form af oversvømmelser, er vigtig pga. de potentielt store skader der kan forekomme på ejendom, jord og naturområder. Reguleringen indbefatter også strømme der sikrer grundvandsdannelsen. Reguleringen og håndtering af regnvand for at hindre oversvømmelser efter ekstremregn samt kystbeskyttelsen er derfor udpeget som vigtige i klimatilpasningsstrategierne i Danmark (Niras 2010). Det er et område, hvor økosystemerne kan indgå som del af løsningen, og samtidigt et eksempel på et område hvor både fysiske tiltag (investering i fysisk kapital) og økosystemtjenester kan spille sammen. Vegetation på klitter, vådområder, strandenge, ålegræsbevoksninger langs kysten og etablering af strandparker kan bidrage til kystsikring, og mindre grønne områder i byerne tæt på de sårbare områder kan aflaste

kloaksystemer og derved bidrage til undgåelse af omfattende skader (Niras 2010, Kystdirektoratet 2011, klimatilpasning.dk). Også udlæg af potentielle oversvømmelsesområder opstrøms i ådale, eventuelt med en aftale om kompensation for oversvømmede driftsarealer, kan reducere behovet for dyr kloakering i byer nedstrøms disse områder. Der er foretaget beregninger af mulige skader, men ikke værdisætning af økosystemtjenesterne i denne forbindelse i Danmark.

Klimaregulering – lokalt og globalt.

Fastlæggelse af en beregningspris for atmosfærisk kulstofreduktion er et af de vanskeligste spørgsmål i forbindelse med miljøøkonomiske analyser. Der er to tilgange til at beregne enhedsprisen på CO2 emissioner: i) beregning af social cost of carbon (SCC) og ii) alternativomkostningen ved en reduktion i CO2 emissioner. SCC er den samfundsøkonomiske omkostning ved en marginal forøgelse af kulstofemissioner på et givet tidspunkt, og den opgøres som nutidsværdien af de effekter som sådan en marginal forøgelse vil have over den relevante tidshorisont og den relevante geografiske udstrækning. Selvom definitionen kan synes enkel, så er opgørelsen absolut ikke enkel og derfor er litteraturen om emnet også domineret af en relativ lille gruppe højt specialiserede forskermiljøer med kapaciteten til at gennemføre sådanne opgørelser i komplicerede modeller, der kombinerer klimasimuleringsmodeller med samfundsøkonomiske modeller for centrale lande og samtlige verdens regioner (Nordhaus 1991, Tol 1997, 2005, Wattkiss m.fl. 2005).

SCC er baseret på en beregning af velfærdstab ved udledning af emissioner, og tager hensyn til omkostningernes tidsmæssige fordeling (skaleres derfor med den relevante tidspræference) samt at omkostningerne på ethvert tidspunkt rammer befolkningsgrupper på vidt forskellig indkomst- og dermed forbrugsniveau. Et af de tidlige reviews af litteraturen, der på dette tidspunkt er relativt beskeden, er Fankhauser og Tol (1996). Der finder, at de fleste SCC estimater befinder sig i spændet mellem 30 kr. pr. tC og 750 kr. pt. tC. Tol (2005) præsenterer i et review af litteraturen fra Nordhaus (1991) og frem til 2005 SCC estimater med et gennemsnit på 560 kr. pr. tC, men med en median på 84 kr. pr. tC og en 95-percentil på 2100 kr. pr. tC. Der er altså tale om en fordeling med en meget lang 'højre-hale'. Tol (2005) vurderer selv, at på dette tidspunkt er det usandsynligt at SCC vil overstige $ 50/tC. Anvendes OECD's købekraftskorrigerede valutakurser for 2005 og det danske forbrugerprisindeks, svarer dette til omtrent 470 kr. pr. tC i 2005. I en noget ældre publikation angiver Finansministeriet (2001) et nedre og øvre skøn på henholdsvis 45 og 260 kr. pr. tCO2. Det øvre estimat synes lavt sat ifht SCC estimaterne i den internationale litteratur.

For en række økosystemtjenester er den marginale (pr. enhed) værdi følsom overfor fysiske ændringer i tjenestens forekomst. Det kunne fx være tilfældet i forbindelse med etablering af grønne rekreative områder. Den marginale værdi af de første 50 ha i et bynært område med i forvejen ringe adgang til grønne rekreative områder vil sandsynligvis være betydeligt højere end de efterfølgende 50 ha. Dette forventes dog ikke at være tilfældet for kulstoflagring (eller drivhusgasser generelt), da den marginale enhedspris for kulstoflagring er global og formentlig er upåvirket af ændringer i

atmosfærisk kulstof forårsaget af mindre lokale kulstoflagringsprojekter. Ændringer i drivhusgas emissioner kan være knyttet til direkte og indirekte emissioner fra areal anvendelsen og areal forvaltningen, skift i kulstofpuljer i jorden, eller skift i kulstofbinding i terrestrisk vegetation. I en dansk sammenhæng er drivhusgas emissionerne (metan, lattergas og kulstoflagring) og ændringer blandt andet forsøgt beregnet for land- og jordbrugsarealer generelt (Dalgaard m.fl. 2010) i forbindelse med Klimakommissionens arbejde. Johannsen m.fl. (2010) har lavet tilsvarende analyser af det samlede danske skovareal bidrag til kulstoflagring og emissioner.

Vandkvalitet.

De regulerende tjenester vedrørende vandkvaliteten drejer sig først og fremmest om reduktioner af kvælstof- og fosforudledningerne til vandløb, søer og indre farvande. Generelt forventes det, at reduktionsomkostningerne stiger, jo mere der skal reduceres, da de billigste virkemidler anvendes først (Niras 2010). Reduktionerne af kvælstof har forbindelse til vandmiljøplanerne og de omkostninger, der i den forbindelse pålægges landbruget, og kan derfor prissættes med den omkostning, der gennemsnitligt er ved at reducere kvælstofudvaskningen i forbindelse med Vandmiljøplan III (VMPIII). I forbindelse med midtvejsevalueringen af VMPIII er der blevet beregnet en reduktionsomkostning på 41 kr./kg kvælstof i gennemsnit i de driftsøkonomiske omkostninger svarende til en samfundsøkonomisk omkostning på 55 kr./kg kvælstof. Omkostningerne ved at reducere kvælstofudvaskningen er meget afhængige af jordpriserne/jordrenten og således indirekte af fødevarepriser m.m. samt af omkostninger af de forskellige mulige reduktionstiltags (Niras 2010, Jacobsen m.fl. 2009). Enhedsprisen i kr./kg kvælstof vil derfor ikke ligge fast over tid. Inden for rammerne af vandmiljøplanerne kan man dog anvende en gennemsnitspris. Niras (2010) har på baggrund af de omtalte beregninger anvendt en samfundsøkonomisk omkostning på 55 kr./kg kvælstof i en fremskrivning af reduktionsmålene som følge af en øget udvaskning i et varmere klima. Med hensyn til fosfor var målet i Vandmiljøplan III var en halvering af fosforoverskuddet i 2001/2002 frem til 2015. Der er ikke sat en pris på reduktion pr. kg. Fosfor må dog anses for et mindre vandmiljøproblem end kvælstof.

Opretholdelse af livscyklus, habitater og genpuljer.

Det er veldokumenteret, at dyrkede afgrøder til en hvis grad er afhængige af insektbestøvning. En række afgrøder som fx frugt, bær og raps er delvist selvbestøvende, men produktionen kan forøges ved supplerende insektbestøvning. Almindelige kornsorter er afhængige af vindbestøvning, men ikke af insektbestøvning. Der kan være tale om betydelige samfundsøkonomiske bidrag der er knyttet til bestøvning og biodiversitet. Axelsen m.fl. (2011) beregner at insekternes bidrag til bestøvning modsvarer en årlig produktionsværdi mellem 421 til 690 mio. kr. svarende til godt 80 kr. pr. indbygger. Dog er det ikke uproblematisk at anvende produktionsværdien som mål for insektbestøvningens værdi, da bestøvning kun er en ud af mange produktionsfaktorer, der indgår i produktionen af de pågældende afgrøder. Desuden spiller bestøvningen også en vigtig for opretholdelse af en række arter og habitater og derved også for en række eksistensværdier. Endvidere kan disse tjenester bidrage til en opretholdelse af gen-puljer. Genetiske studier viser

således, at naturlig forekommende genetisk variation i resistens mod svampesygdommen asketoptørre gør, at en vis lille andel af træerne er modstandsdygtige (McKinney m.fl. 2011). Værdien af denne økosystemtjeneste er ikke forsøgt beregnet.

4.2.3 Kulturelle økosystemtjenester

Danske værdisætningsstudier af kulturelle økosystemtjenester har været stigende i de seneste 20 år, men primært rettet mod naturbeskyttelse, biodiversitet, herlighedsværdier og rekreation for terrestriske områder[10]. Der er ikke kendskab til tilsvarende undersøgelser det marine område i Danmark bortset fra et studium af lystfiskeriet (se nedenfor). Forfatterne til denne rapport har ikke kendskab til studier, der har undersøgt samfundsværdier knyttet til spirituelle tjenester eller information og viden som f.eks. i det britiske studium (UK NEA 2012). Værdisætningen af de kulturelle økosystemtjenester indebærer den særlige udfordring at der udover økosystemernes bidrag er stærkt afhængige af specifikke lokale værdier og kontekst (Daniel m.fl. 2012).

Rekreation:
Der er gennemført flere præference-undersøgelser om befolkningens ønsker til skovenes udformning og oplevelses-muligheder samt besøgsintensitet på udvalgte lokaliteter i Danmark (Koch og Jensen 1988, Jensen og Koch 1997, Jensen 1999). Enkelte studier belyser den danske befolknings brug af naturarealer generelt. Værdisætningsstudier gennem de seneste 20 år understreger, at nærhed til skov og naturarealer samt adgang værdsættes højt. I 2001 undersøgte Dubgaard betalingsvilligheden blandt interviewede besøgende i Vestskoven lidt uden for København. Undersøgelsen viste at betalingsvilligheden i gennemsnit er ca. 300 kr. for et årskort. Med 68.000 personer om året (der sammenlagt aflægger skoven knap 600.000 besøg), vurderes den samlede rekreative værdi således at være ca. 20 mio. kr. pr. år, svarende til 18.000 kr. pr. ha om året. Dubgaard (1998) undersøgte befolkningens årlige betalingsvillighed for at kunne benytte landets samlede skovareal til friluftsformål. Den gennemsnitlige årlige betalingsvillighed pr. person mellem 15 og 76 år for en hypotetisk tilladelse til at benytte alle danske skove til friluftsformål blev beregnet til 128 kr. I en værdisætningsundersøgelse af Tokkekøb Hegn er der fundet en årlig betalingsvilje på 4.500 kr. pr. ha (Bjørner m.fl. 2000). Et sådan gennemsnitsestimat er følsomt overfor størrelsen af det værdisatte skovområde. Linddal og Jensen (1991) benyttede betinget værdisætning til at estimere den årlige velfærdsøkonomiske værdi af mulighederne for friluftsliv i tilknytning til naturområdet Vestamager. De anslår at den samlede værdi i 1991 er 6 mio. DKK svarende til årligt ca. 3.000 kr. pr. ha.

[10] Faktisk indbefatter studierne også de øvrige værdier knyttet til de kulturelle økosystemtjenester såsom spirituelle værdier – i det omfang folk er bevidste om det, og det kan man ikke udelukke at de er.

I Dubgaard (1996) vises også at den gennemsnitlige betalingsvillighed er følsom overfor spørgemetode. Anvendes "open-ended", dvs. man beder respondenten om at give et bud, var den gennemsnitlige betalingsvillighed 44 DKK. Bruges der i stedet 'dichotomous choice', hvor man kan vælge mellem forskellige bud var den gennemsnitlige betalingsvillighed 71 kr. Det antages at området årligt besøges af 130.000, hvilket resulterer i en samlet betalingsvillighed på mellem 4 og 8 mio. kr. i 1996 priser. Sammenholdes det med de årlige naturplejeomkostninger vurderedes det at det samfundsmæssige overskud er mellem 3 og 6 mio. kr., svarende til mellem 800 og 2.400 kr. pr. ha. Der synes generelt at være en positiv betalingsvilje for adgang og friluftsværdier. Nyere studier viser dog at denne værdi kan afhænge af konteksten. Jacobsen m.fl. (2011) fandt således en lavere og for visse grupper af befolkningen negativ betalingsvillighed for mere adgang i potentielle danske nationalparker. Det kan skyldes at nogle opfatter en potentiel konflikt i mellem forskellige formål, fx hensyn til biodiversitet og trusler fra øget rekreativt pres (Jacobsen 2011, Jacobsen m.fl. 2012).

Jagt og lystfiskeri er to betydende kulturelle økosystemtjenester. Fødevareministeriet (2010) estimerede i et studie af den samfundsøkonomiske værdi af lystfiskeri et gennemsnitligt årligt forbrug på 4.051 kr. (inkl. fiskegrej og transport) svarende til et samlet national forbrug på 2,495 milliarder kr. pr. år ved 616.000 lystfiskere. Endvidere viste et betalingsvillighedsstudie at lystfiskernes 'forbrugsoverskud', dvs. hvor meget de er villige til at betale udover det, de forbruger, nu er 736 kr. pr. år. pr. lystfisker (Fødevareministeriet 2010).

Vildtets værdi for jægerne udtrykkes på et egentligt marked gennem prisen på jagtleje. Den enkelte jagtrettighed er imidlertid et unikt produkt i sig selv. Jagtlejen afspejler pågældende produkts attributter, fx vildtarter, tilgængelighed, lokaliteter, afstand til byer og hav. Derudover afspejler jagtlejen aspekter ved jægerne, fx alder og køn. Disse forhold gør det samtidig muligt at estimere såvel samfundsøkonomiske værdier af jagten – relevant for samfundets politiske processer, samt modeller med større karakter af prissætningsfunktioner, produktionsfunktioner mv. Meilby m.fl. (2002) analyserede med baggrund i det private skovbrugs regnskabsoversigter jagtlejens betydning og variation i Danmark i perioden 1994-2000. Der er betydelige forskelle på jagtlejens niveau mellem regioner i Danmark. Gennemsnitsprisen på Fyn er den højeste, herefter følger de østlige øer og sidst Jylland. Herudover viste analysen at der er en klar positiv sammenhæng andelen af løvtræ, jordenes frodighed/produktivitet, og jagtlejen. I et nyere betalingsvillighedsstudie af jagtlejens størrelse bekræfter Lundhede m.fl. (2009) at værdien er større på gode jorde, i gammel skov, eller ved organiseret jagt. Jagtlejen stiger med 5-10 kr. pr. ha. pr. nedlagt stk. råvildt. Ovenstående analyser kan bidrage til et datagrundlag og en estimering af en efterspørgselsfunktion for jagt.

Æstetik, naturarv, og eksistensværdier for biodiversiteten.

De fleste danske undersøgelser af værdien af biodiversitet forsøger at kvantificere eksistensværdien (tabel 4), og aspekter knyttet til arters truethed, antal, eller hvor karismatiske arterne er. Der er stor variation i betalingsvilligheden for beskyttelse af biodiversitet. Thorsen og Hansen (2007) og Hansen (2005) estimerer betalingsviljen for beskyttelse af dyr og planter i en generisk ådal i

Danmark til 290 kr.pr. hustand pr. år fra lav til mellemhøj beskyttelse til 440 kr. fra lav til høj beskyttelse. Jacobsen m.fl. (2008) beregner en betalingsvillighed på 164 kr. pr. familie pr. år for at beskytte fem unavngivne rødlistede arter, hvilket svarer til ca. 33 kr. pr. art. Øges antallet af beskyttede rødlistede arter til 25 stiger betalingsviljen til 300 kr. år., hvilket er en moderat stigning i forhold til en femdobling af antallet af beskyttede arter. Den marginale betalingsvilje er aftagende med antallet af beskyttede arter, hvilket passer med økonomisk teori og en aftagende nyttefunktion.

Andre studier bekræfter at betalingsviljen er særdeles følsom overfor bestandsudviklingen. Jacobsen m.fl. (2012) beregner at betalingsviljen for at øge bestanden fra truet til sjælden er større end ved at ændre bestandens tilstand fra truet til almindelig. Tilsvarende finder man at betalingsviljen er større for at øge populationen af en almindelig, ikke truet, art med 25 % end med 50 %. Det kan tolkes som at befolkningen prioriterer beskyttelsesstrategier der 'slukker branden' og lige netop forhindrer udryddelse frem for strategier der almindeliggør sjældne arter. Der er noget der tyder på, at befolkningen ikke blot foretrækker beskyttelse af de arter der 'trænger' til beskyttelse, men også at indsatsen lægges på de arter der findes i Danmark, snarere end uden for Danmarks grænser.

I et nyere studie af Lundhede m.fl. (2011) er det beregnet at støtten til sjældne arter der yngler i Danmark men risikerer at deres udbredelsesområde flytter væk pga. klimaforandringer er større end for sjældne arter der forventes at flytte til (525 kr. pr. år mod ca. det halve). Betalingsviljen er også i dette studie højere for at gøre sjældne hjemmehørende arter mere hyppige (1.130 kr. pr. husstand pr. år), men ingenting hvis der er tale om nye tilrejsende arter der i forvejen ikke er truede i Europa. Campbell m.fl. (2013) estimerer betalingsviljen for beskyttelse af et antal truede arter i de danske skove op til 200 arter og finder at betalingsviljen (pr år og husstand) vokser med i omegnen af 10 kr./art. Værdisætningsstudierne er baseret på et spørgeskema, der trods forbedrede teknikker stadig lider under et betinget hypotetisk bias der fører til en overestimering af betalingsvilligheden. Udenlandske studier af dette bias' størrelse antyder at estimaterne skal nedjusteres med en faktor i størrelsesordenen 2-3. Der findes således en kvalificeret empiri på betalingsvilligheden for beskyttelse af biodiversitet på nationalt niveau, og studierne viser alle at den er ca. 4 kr. pr. art pr. hustand pr. år for beskyttelse af op til 200 truede arter. Beskyttes et højere antal arter er betalingsviljen pr. art positiv, men antageligt aftagende.

Det er veldokumenteret at der er en sammenhæng mellem natur, herlighedsværdier og landskabsæstetik. Hasler m.fl. (2002) undersøgte sammenhængen mellem æstetik og huspriser og sø-udsigt og nærhed til gammel skov. Huse med sø-udsigt havde i gennemsnit en merpris på 125.000 DKK i forhold til huse uden sø-udsigt. Der er dog betydelig variation mellem de undersøgte byer. For de byer, hvor sø-udsigt havde en markant betydning for husprisen, udgjorde den 13-24 % af den gennemsnitlige huspris i byen. Også huse med beliggenhed tæt på skov havde en markant merpris. Således handles huse 100 meter fra Tokkekøb Hegn i Allerød for 300.000 DKK mere end huse, der ligger 500 meter derfra. Den samlede brugsværdi af Tokkekøb Hegn, der

alene afspejles i huspriserne er beregnet til 163 mio. DKK, svarende til 7.500 DKK/ha/år. Tilsvarende estimater for Esbjerg viser dog kun forskelle i huspriser på omkring 60.000 DKK (Hasler m.fl. 2002). For Gjesing Plantage i Esbjerg er denne beregnet til i alt 80 mio. DKK, svarende til 32.000 DKK/ha/år. Forskellen er således i høj grad styret af efterspørgslen på huse i de pågældende områder.

Ovenstående resultater siger noget om, at den velfærdsøkonomiske værdi af rekreation og landskabets herlighedsværdier er betydelig, men den siger ikke meget om værdien af marginale ændringer i rekreationstilbuddet i forbindelse med fx skovrejsning eller overgang til naturnært skovbrug. Resultatet refererer nemlig til det samlede konsumentoverskud fra rekreation og siger ikke umiddelbart noget om den marginale værdi af skov som rekreationstilbud. Dette forhold er vigtigt ved en vurdering af den økonomiske værdisætning af økosystemtjenester, og især i sammenhæng med en konsekvensvurdering af ændrede arealanvendelser og ændret forvaltning af skov og naturområder. Hasler m.fl. (2002) samt Anthon og Thorsen (2002) kvantificerer for første gang i Danmark marginale samfundsmæssige værdiændringer af et øget udbud af skov.

Når der plantes bynær skov, får det betydning for boligområderne i de nye skovs nærhed, hvor beboerne får en daglig mulighed for en tæt kontakt med skoven og let adgang til at benytte dennes tilbud om naturoplevelser, fred og ro og meget andet. Hasler m.fl. (2002) fandt at huspriserne reagerer på beslutningen om at ville rejse skov. I forbindelse med skovrejsningsprojektet Drastrup Skov nær Ålborg steg huspriserne ca. 130.000 DKK ved vedtagelsen af projektet, og altså før beplantningen var påbegyndt. Det konkluderes, at huse, der blev solgt i perioden 1991-95, var 103.000 DKK dyrere end i perioden 1985-1990, mens merprisen fra 1996 og frem har været på 237.000 DKK. Denne stigning er langt højere end de stigninger Damgaard m.fl. (2001) finder for fx værdien af nærhed til såkaldte modne skove. Stigningen er også betydeligt større end det resultat der er lavet i andre husprisprojekter i Danmark. I Anthon og Thorsen (2002) viser husprisundersøgelsen at den samlede betalingsvilje (opgjort som merprisen på et hus) for at bo i nærheden af to undersøgte skovrejsningsprojekter True Skov og Vemmelev Skov er henholdsvis 35 mio. DKK og 9 mio. DKK. Den store værdiforskel skyldes primært at antallet af huse i området er næsten dobbelt så stort i True (977 stk.) som i Vemmelev (500 stk.) Der kan dog også være andre forhold, der resulterer i en højere betalingsvilje for True Skov, fx en forskel i husstandsindkomst mellem de to områder (Anthon og Thorsen 2002). Analysen viser at prisen på et hus i nærheden af et skovrejsningsprojekt kan stige med helt op til 10 %.

Det er dog vigtigt at pointere at husprismetoden ikke bestemmer den fulde velfærdsøkonomiske værdi, men kun den værdi som lokale beboere lader komme til udtryk gennem den konstaterede merpris, de er villige til at betale for et hus i skovens nærhed. Dertil kommer imidlertid at der til øgede huspriser i reglen også knytter sig yderligere ejendomsskatter, og disse skal reelt indregnes i dem samlede velfærdsøkonomiske ændring som også værende et element af den øgede betalingsvilje (Anthon m.fl. 2005).

Betalingsviljen kan også være knyttet til skovens æstetik og naturindhold. Aakerlund (2000) anvender den betingede værdisætningsmetode contingent ranking til en analyse af danskernes præferencer for skovkarakteristika og betalingsvillighed for at øge løvtræandelen i de danske skove. Betalingsvilligheden estimeres til mellem 190 og 1000 DKK pr. hustand for forøgelse af løvtræandelen med 5-15 %. Der er også estimeret positive rekreative effekter ved omstilling af traditionel skovdrift til mere naturnær drift (Nielsen m.fl. 2007), samt at skovbesøg tillægges en større værdi hvis de foregår i skove med højere æstetik og naturindhold (Termansen m.fl. 2008a; Termansen m.fl. 2008b).

4.2.4 Status over eksisterende miljøøkonomiske enhedspriser og relation til økosystemtjenester

I de foregående afsnit er det nuværende danske vidensgrundlag for beregningspriser for miljø- og naturgoder eller såkaldte økosystemtjenester gennemgået. Da mange af værdierne primært er knyttet til lokale forhold, er beskrivelsen fokuseret på danske værdisætningsstudier. Dog er muligheden for benefit transfer fra andre, herunder udenlandske, studier også blevet beskrevet kort. På længere sigt er det ønskeligt at der udvikles et sæt af enhedspriser for samtlige prioriterede økosystemtjenester. Tabel 5 viser en oversigt over udvalgte økosystemtjenester og deres enhedspriser. Som det også fremgår af nedenstående tabel 4, findes der eksempler på studier, der munder ud i en opgørelse af enhedspriser. Disse kan indgå i grundlaget for en værdisætning af danske økosystemtjenester. Dog giver beregningen af en enhedspris ikke mening for alle miljøgoder. Fiskeriets værdi opgøres således oftest samlet i form af fangstværdier eller en samlet ressourcerente for arter, farvande, flådesegmenter eller for hele erhvervet. Det må desuden bemærkes at værdien af økosystemtjenesterne ikke ligger fast, men for de forsynende økosystemtjenester afhænger af efterspørgslen dvs. priser på markedet, omkostningsudvikling, beliggenhed mm. Nogle enhedspriser er dog generelt relativt faste (f.eks. kulstoflagring, der er relateret til globale klimaforandringer) mens andre er uhyre variable og lokalitetsafhængige (f.eks. rekreation).

Tabel 5. Liste over udvalgte eksisterende og relevante studier

Økosystem-tjeneste gruppe	**Økosystemtjeneste miljøgode**	**Enhedspris***	**Kilde**
Forsynende			
Fødevarer, landbrug	Produktionsværdi, jordrente	1.050-3.900 kr./ha	Landbrugets økonomi (IFRO årlig)

Fiskeri	Fangstværdi, Ressourcerente	Ressourcerente 2-5 % af fangstværdi. Ved optimalt fiskeri op til 40-50 % af fangstværdien	Andersen m.fl. (2010), DØR (2012). Verdensbanken og FAO (2008)
Skovbrug	Jordrente, produktionsskov?		
	Tab på ekstensivering af nåle og løvskov, samt enkelt træer	500-5.000 kr./ha	Vedel m.fl. (2009) Jacobsen og Thorsen (2010b)
	Urørt skov	17.000-194.000 kr. pr. ha	Strange og Thorsen (2000), DØR (2012)
Vand:	Rent drikkevand	700-1.900	Hasler m.fl.(2005)
Regulerende			
Regulering af fysisk-kemisk miljø	Kulstoflagring	45- 260 kr. pr. ton	260 kr. pr. ton. Finansministeriet (2001)
	Kvælstofreduktion	55 kr. pr. kg.	Niras (2010). Jacobsen m.fl.(2009).
Regulering af det biotiske miljø	Bestøvning	80 kr. pr. indbygger pr. år	
Kulturelle			
Biodiversitet:**	Beskyttelse af arter	160-300	Jacobsen m.fl. (2008)
	Beskyttelse af sjældne arter	500	Jacobsen m.fl. (2010)
	Beskyttelse af arter og natur i nationalparker	190-520	Jacobsen og Thorsen (2010a)
	Sprøjtefri zoner og overlevelses-sandsynlighed for arter	290	Schou m.fl. (2003)
	Beskyttelse af arter	930	Lundhede m.fl. (2005)
	Bevarelse af arter under klimaforandringer	525	Lundhede m.fl. (2011)
Æstetik og herligheds-værdier	Huspriser og nærhed til sø og skov	13-24 % af husprisen	Hasler m.fl. (2002)

	Huspriser og nærhed til skov	10-20 % af husprisen	Anthon og Thorsen (2002)
	Højere løvtræ andel i skovene	190-1000	Aakerlund (2000)
Rekreation	Adgang til danske skove	128	Dubgaard (1998)
	Adgang til Vestamager	(3.000 kr. pr. ha. pr. år)	Linddal og Jensen (1991)
	Adgang til Tokkekøb Heng	(4.500 kr. pr. ha. pr. år)	Bjørner m.fl. (2000)
	Adgang til Lyngheder	700	Jacobsen m.fl. (2008)
	Adgang til nationalparker	<0	Jacobsen m.fl. (2011)
Jagt	Adgang til jagtarealer	(300-700 kr. ha. pr. år)	Lundhede m.fl. (2009)
	Jagtudbytte	(5-10 kr.pr. rådyr pr. ha)	Lundhede m.fl. (2009)
Lystfiskeri	Forbedret adgang	(736 kr. pr. fisker. pr. år)	Fødevareministeriet (2010)

* Enhedsprisen angiver kr. pr. husstand pr. år, hvis intet andet er angivet.

** Se også DØRS (2012 b) for en udførlig beskrivelse af danske værdisætningsstudier af biodiversitet.

4.3 Studier af økosystemtjenester og beskæftigelseseffekter; turisme, i Danmark og internationalt

Der har gennem den seneste årrække været stor interesse i at fremme væksten i grønne virksomheder dels som et led i en grøn omstilling til mere miljøvenlig produktion og forbrug dels med henblik på at finde nye områder for vækst og erhvervsudvikling. Det er klart, at en optimal forvaltning af økosystemtjenesterne som udgangspunkt giver et positivt bidrag til økonomien, og at det også som nævnt i indledningen kan give anledning til tab, hvis man forvalter økosystemerne dårligt. Et vigtigt spørgsmål i den forbindelse er, om der kan forventes det samme eller et højere vækstpotentiale i grønne virksomheder som i andre, således at grøn produktion som minimum ikke fører til et tab i indtjening og velfærd. I en rapport fra Klima-, Energi- og Bygningsministeriet, Erhvervs- og Vækstministeriet og Miljøministeriet (2012) opgøres vækstmulighederne for den grønne produktion (ca. 10 % af den samlede omsætning af varer og tjenesteydelser i Danmark) udtrykt som produktivitetsudviklingen, og de vurderes til at være på linje med øvrige virksomheder. Med hensyn til vurderingen af specifikke økosystemtjenester er det klart, at der er et betydeligt antal arbejdspladser forbundet med visse økosystemtjenester. Ved vurderingen af værdien af økosystemtjenester, som generator af beskæftigelse, er det centrale spørgsmål, hvorvidt der kan

skabes arbejdsplader, der kan honorere samme løn, som jobs svarende til en lignende alternativ beskæftigelse (Bateman m.fl. 2011b). Der kan være andre politiske mål end en optimal udnyttelse af naturressourcer, nemlig at fastholde en større befolkning i landdistrikter end der ellers ville være basis for (Bateman m.fl. 2011b). En udvidelse af produktionsbasen i landbrug og skovbrug samt inddragelse af ressourcer fra naturområder via en forbedret udnyttelse af ressourcer, forædling af træarter og afgrøder som foreslået i +10 mio. tons planen kan muligvis forøge størrelsen af nogle økosystemtjenester og samtidig forøge bruttofaktorindkomst og beskæftigelse i både primær og afledte erhverv (Gylling m.fl. 2012). Det er dog ikke undersøg om det samlede regnskab af økosystemtjenester er positivt og om der for enkelte tjenstester sker et uacceptabelt tab.

Herudover kan der være betydelige beskæftigelsesmulighed knyttet til turisme, der er en af de største naturbaserede sektorer i Danmark. VisitDenmark skønner at turisterne i 2010 købte for i alt 74,6 mia. kr. i Danmark. Heraf blev de 29,6 mia. kr. brugt af udlændinge og 45,0 mia. kr. af danskere. Det vurderes samtidig at turismen står bag 109.000 årsværk i Danmark, svarende til 4,1 pct. af alle årsværk i Danmark (VisitDenmark 2012). En stor andel af overnatninger foregår i det åbne land, i sommerhusområder, og ved kysterne. Der findes dog ikke nogle direkte studier af hvilke habitater eller økosystemtjenester, der bidrager mest til turismeøkonomien, og præcis hvordan de gør det. I det omfang der antages en konflikt mellem visse forsynende økosystemtjenester (fx land- og skovbrug) og kulturelle services som fx biodiversitet og rekreation kan der givet vis være et modsatrettet forhold mellem jobskabelse knyttet til turisme og jordbrugserhvervene. Men sammenhængen er endnu ikke dokumenteret i en dansk sammenhæng.

4.4 Synergier og afvejninger mellem økosystemtjenester

Økosystemtjenesteafvejninger kan opstå som følge af beslutninger der ændrer typen af økosystemtjenester og deres størrelsesorden. Oftest vil en stigning i én økosystemtjeneste være ledsaget af en reduktion i en anden. Det er tydeligst tilfældet når produktionen af land- og skovprodukter intensiveres med det resultat at habitater og levesteder for dyr og planter forringes og at områderne bliver mindre interessante ud fra et rekreativt synspunkt. Disse klassiske konflikter er velstuderede. Også i UK NEA har man gennemgået tilstedeværelsen af synergier og konflikter mellem forskellige økosystemtjenester for forskellige natur- og landskabstyper (UK NEA 2011). Der peges dels på de ovennævnte typiske konflikter og dels på tilstedeværelse af en række mulige synergier mellem flere regulerende tjenester (fx regulering af klima og afstrømning), mellem regulerende og kulturelle tjenester (fx kulstoflagring og rekreation) samt mellem visse forsynende tjenester og regulerende tjenester (fx karbon og træproduktion). Samtidig er det også tydeligt, at rene win-win situationer sjældent er tilgængelige, og at der normalt må foretages afvejninger. Selv om der således må accepteres reduktioner i visse tjenester, vil en udvidelse af antallet af økosystemtjenester i mange tilfælde forventes at kunne give en forøgelse af den samlede værdi af

disse tjenester og derved også et positivt bidrag til at øge den menneskelige velfærd eller trivsel (se fx Kellner m.fl. 2011).

Afgørende for en sådan synergieffekt er imidlertid karakteren af produktionsfunktionen for økosystemtjenester samt værdien af de enkelte tjenester, således at der med stor sandsynlighed findes situationer, hvor den ovennævnte samproduktion eller flersidig brug vil give den bedste løsning, og situationer hvor fokus på en enkelt eller få udvalgte økosystemtjenester vil være optimalt (Lester m.fl. 2013). En sådan arealmæssig adskillelse af økosystemtjenester kunne fx tænkes at være hensigtsmæssig, hvor truede og værdifulde arter kræver særlige krav til beskyttelse. I forbindelse med en øget naturindsats er interessen for økosystemtjeneste bundter øget, da en del studier har vist, at der i visse tilfælde er en svag til moderat korrelation mellem nogle af økosystemtjenesterne, fx biodiversitet, vand og rekreation. Der er især fundet betydningsfulde positive korrelationer/synergier mellem biodiversitet og kulstoflagring (Chan m.fl. 2006, Naidoo m.fl. 2008, Luck m.fl. 2009, Egoh m.fl. 2011). Naturforvaltningstiltag vil således i visse tilfælde forventes at kunne stimulere flere tjenester på en gang. Spørgsmålet om mulige synergier er dog et af de områder, hvor der er et stort behov for mere detaljeret viden.

5. Vidensbehov og perspektivering

5.1 Behovene til kvantificering, værdisætning og kortlægning af økosystemtjenester

Som tidligere beskrevet skal EU's medlemsstater senest påbegynde en kortlægning af økosystemtjenester i 2014. Samtidig må det forventes, at en sådan kortlægning kan bidrage til Naturplan Danmark og beslutningen om en gradvis etablering af et grønt netværk. En systematisk og videnskabelig sammenstilling vil kunne bidrage med et grundlag for at afdække, hvordan forskellige styringsinstrumenter (juridiske som økonomiske) kan målrettes og prioriteres geografisk, samt evaluere potentielle samfundsøkonomiske konsekvenser og eventuelle konflikter mellem arealanvendeler og politik tiltag. Samtidig besidder kortlægning en pædagogisk fordel, da en visualisering gør det nemmere for både beslutningstagere og den almene befolkning at forstå den nuværende situation/problemstilling og analysere potentielle scenarier på forskellige skalaer. Disse behov og fordele nævnes også i TEEB-undersøgelsen fra 2010. Økosystemtjeneste vurderinger skal bidrage med en eksplicit kortlægning, der for en givet geografisk skala viser, hvor økosystemtjenesterne produceres og i hvilke mængder. Der er i de seneste år sket store fremskridt i udviklingen af værdisætningsmetoder og antallet af studier er stadig stigende, også i Danmark. Der er således i dansk sammenhæng et stigende antal primære værdisætningsstudier af biodiversitet, og rekreation (Nielsen m.fl. 2007; Broch og Vedel 2010; Jacobsen og Thorsen 2010; Jacobsen m.fl. 2011) men færre om vand (Hasler m.fl. 2007; Vedel m.fl. 2013).

Værdisætningen af ændringer i økosystemtjenester er generelt vurderet, som det også fremgår af ovenstående gennemgang, stadig ukomplet. Det skyldes blandt andet manglende viden på flere felter, og der er et behov for: i) forbedret naturvidenskabelig fysisk og økologisk viden om "stock and flows" og de afledte ændringer i økosystemtjenester som følge af ændringer i miljøpolitik og tiltag, ii) robuste estimater for de afledte effekters marginal værdier (værdi pr enhed), og iii) viden om hvordan ii) ændrer sig hvis i) ændrer sig (Bateman m.fl. 2011). For en række økosystemtjenester, primært knyttet til ændringer i produktionen af afgrøder, husdyr, fiskeri og vand, forefindes historiske data, men når det kommer til såkaldte kulturelle eller regulerende økosystemtjenester er data mere sparsomme da de oftest ikke handles på et reelt marked, men trods dette alligevel kan have en stor velfærdsøkonomisk betydning (Cardinale m.fl. 2012; Mace m.fl. 2012). Dog vil regulerende funktioner som kulstofbinding til en hvis grad kvantificeres ud fra land anvendelsesdata. I tilknytning hertil skal der udpeges relevante indikatorer der kan kobles med økosystemtjenesterne på en sådan måde at de kan bruges til at vurdere både status og ændringer samt i sidste ende værdien af disse.

En kortlægning og beregning af økosystemtjenesternes samfundsøkonomiske værdi kræver således en fortsat udvikling af naturvidenskabeligt funderede modeller, der kan beskrive og kvantificere produktionen af økosystemtjenesterne samt ændringer i disse som følge af ændret arealanvendelse, klima eller miljø. Der skal tages højde for den direkte såvel som den indirekte sammenhæng mellem rumlige indikatorer og deres værdier samt den kontekst de optræder i. Værdierne kan være knyttet til knaphed, tilgængelighed og lokale præferencer, således at små ændringer i ét område, der er karakteriseret ved knaphed, kan skabe store værdier, sammenlignet med et andet område, hvor der ikke er den samme efterspørgsel. I en dansk sammenhæng har Termansen m.fl. (2008) vist at der kan være tale om betydelige substitutionseffekter i forbindelse med etablering af nye skovområder. Værdien af fornyede rekreative muligheder ved bynær skovrejsning afhænger ikke blot af egenskaber ved skovrejsningsprojektet og tilgængeligheden, men også af hvordan projektet påvirker værdien af eksisterende alternative skove, der anvendes til rekreative formål. Derfor er det ofte nødvendigt at lave vurderingen på landskabsniveau.

Der eksisterer nationale kort for udvalgte økosystemtjenester i Danmark. Datatilgængeligheden er størst for forsynende økosystemtjenester som fx fødevarer fra landbruget (fx Jensen 2010), skovressourcer (fx Nord-Larsen 2008), eller nationale kort over vandindvindingsinteresser (fx Vejre m.fl. 2001). I gruppen af kulturelle økosystemtjenester findes der blandt andet geografiske kort over biodiversitet i Danmark, dels i form af atlas data på grovere skala (10 km x 10 km), dels i form lokale overvågningsdata (fx Petersen m.fl. 2012). Tilsvarende eksisterer nationale kort over rekreative interesser på udvalgte lokaliteter (fx Jensen 2003). Landskabstyper og topografiske kort kan muligvis anvendes til at vurdere æstetiske tjenester. I den sammenhæng skal også nævnes den igangværende udvikling af rumlige indikatorer for biodiversitets potentiale og High Nature Value (HNV) i det åbne land med henblik på at kunne fokusere den naturrelaterede landbrugsstøtte i det åbne land (Ejrnæs m.fl. 2012). Langt vanskeligere vil det formentlig stå til med en kortlægning af

regulerende tjenester, som fx luftkvalitet, klimaregulering (carbon, temperatur, oversvømmelse), erosion, vandkvalitet, og bestøvning.

Opgørelsen af værdisætningsstudier for danske økosystemtjenester i afsnit 4.2 viser tydeligt, at der eksisterer betragtelig viden om de fleste forsynende tjenester samt om nogle udvalgte kulturelle tjenester såsom rekreation, herlighedsværdier og eksistensværdier knyttet til biodiversitet, mens især de fleste regulerende økosystemtjenester er dårligt belyst. Vidensbehovene til kortlægning og værdisætning af alle økosystemtjenester er omfattende, selv inden for de allerede undersøgte områder er der mange videnshuller. Netop en omfattende undersøgelse som UK NEA påpegede en lang række mangler i basal naturvidenskabelig viden om sammenhængen mellem de økosystemprocesser, -funktioner og – tjenester, der er nødvendige for at kunne vurdere effekten på menneskers velfærd (UK NEA 2011). Herforuden er der også betydelige mangler mht. data samt behov for udbygning eller forbedring af økonomiske metoder til at vurdere tjenesterne. Derfor vil selv et grundigt studium som UK NEA ikke på nuværende videns- og datagrundlag kunne vurdere alle økosystemtjenester på fuldt tilfredsstillende vis.

5.2 Kriterier for valg af fremtidige cases – inkl. overordnede mål

En national kortlægning af økosystemtjenester forventes at kunne bidrage til en systematisk understøttelse af Naturplan Danmark. Den er udfordret af at de regulerende og kulturelle tjenester er vanskelige at opgøre geografisk, både deres status og ændring som følge af politik tiltag. Kompleksiteten og et relativt ukomplet vidensgrundlag gør et sådan arbejde omfattende og omkostningstungt. Samtidig kan der være forskel på den rumlige opløsning som beslutningstagningen typisk er knyttet til og den geografiske udstrækning af tjenesternes værdi. Tilsvarende kan der være et problem i at kortlægningen primært fokuserer på eksisterende tjenester og værdier, snarere end potentielle.

En nationale kortlægning har større generel anvendelse end lokale case-studier, og er sandsynligvis også mere relevant i forhold til at bidrage til en diskussion om Naturplan Danmark og den fremtidige implementering. Samtidig viser ovenstående gennemgang at vidensgrundlaget for de fleste økosystemtjenester er mangelfuldt. Derfor vil man i det omfang der fokuseres på en national kortlægning, sikkert være nødt til at fokusere på et udpluk af tjenester, der geografisk og enhedsmæssigt er relativt godt beskrevet (fysisk og værdimæssigt). Den geografiske opløsning vil sandsynligvis være for grov til at evaluere konsekvenser på lokalt niveau. Derfor vil en analyse af et lokalområdes eksisterende økosystemtjenester samt potentiale ved implementering af naturtiltag kunne bidrage med en mere detaljeret beskrivelse af mulige konflikter og synergieffekter.

5.3 Mulige case studier

I det følgende beskrives et antal mulige analyser på nationalt og lokalt niveau. Der er ikke tale om en udtømmende liste, men en beskrivelse af fordele og ulemper ved at gennemføre de beskrevne analyser.

5.3.1 Værdisætning af nationalparkers økosystemtjenester

I et studie tilbage fra 2003 vurderede Dubgaard m.fl. de samfundsøkonomiske omkostninger og gevinster ved naturgenopretningen af Skjern Å (udpeget som nationalpark i 2008). Analysen indgik i Wilhjelmudvalgets udarbejdelse af en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed. Rapporten præsenterer en cost-benefit analyse af naturgenopretningsprojektet. Omkostningssiden omfatter jordrentetabet ved inddragelse af landbrugsjord samt anlægs- og driftsomkostninger. Gevinsterne af øget biodiversitet, forbedrede muligheder for friluftsliv, lystfiskeri og jagt samt renseeffekter i form af okker- og næringsstoftilbageholdelse opgøres ved en blanding af markedsbaserede værdisætningsestimater og benefit transfer af udenlandske estimater. Analysen viser at der opnås en nutidsværdi af nettobenefits (benefits-cost) på ca. 30 mio. kr. ved en diskonteringsrate på 3 % ved en tidshorisont på 20 år. Anvendes imidlertid en uendelig tidshorisont, hvad der forekommer rimeligt for en investering i blivende naturværdier, opnås en nutidsværdi på godt 200 millioner kr. Anvendes diskonteringsrater over 5 % vurderes projektet at give samfundsøkonomisk underskud. Derforuden er der gennemført et undersøgelsesprojekt i 2005 (Nationalpark Skjernå 2005) der anslår erhvervs – og turismemæssige gevinster. Det fremgår dog ikke hvilken dokumentation der er anvendt som grundlag for beregningerne. Det vurderes ikke umiddelbart at bidrage med ny viden at foretage en opdatering af de tidligere beregninger samt kortlægning af værdisætning af relevante tjenester, fx biodiversitet eller rekreation. Det bør i stedet overvejes at udvælge et geografisk område, en hel nationalpark eller dele af den, der rummer en vis bredde i økosystemtjenester og en relativ bynær placering. Herved kan forhåbentlig opnå en tilpas afspejling af varietet og udfordringerne ved en opskalering til regionalt eller nationalt niveau.

Siden Skjernåanalysen blev gennemført er antallet af relevante primære værdisætningsstudier i Danmark steget. I 2006 gennemførte Jacobsen m.fl. en undersøgelse af den danske befolknings værdisætning af de ikke-markedsomsatte gevinster ved en nationalpark i ét af syv mulige områder i Danmark (se også Jacobsen m.fl. 2010, 2011). Da den Nationale Følgegruppe ønskede at sammenligne de national resultater med lokale ønsker blev der desuden udført syv parallelle undersøgelser blandt de konkrete pilotprojektområders lokalbefolkning. Den nationale undersøgelses hovedresultater viste at befolkningen har en betydelig betalingsvilje for at oprette en nationalpark i Danmark. En forbedret naturbeskyttelse er det væsentligste formål med oprettelsen af en nationalpark, men også rekreative værdier tillægges vægt. Studiet viser at der er store geografiske forskelle. Resultaterne afslører, at lokalbefolkningen i flere af områderne har en betydelig positiv betalingsvilje, gennemsnitligt set, men også at der vil være dele af

lokalbefolkningen der påvirkes negativt at projektet. Således viste betalingsviljen for den typiske Læsø-borger en betalingsvilje på nul, det mindst mulige i undersøgelsen. Disse geografiske forhold skal tages i betragtning ved lokal kortlægning af økosystemtjenesternes værdier.

Det kunne således være en mulighed at udvælge én eller flere af de implementerede nationalparkprojekter og kortlægge biodiversitetsindikatorer og andre relevante økosystemtjenester og evaluere de samfundsøkonomiske konsekvenser ved forskellige scenarier. Tabel 6 illustrerer et eksempel på hvordan man kunne sammenligne trade-offs og synergier mellem forskellige driftstiltag og økosystemtjenester for en given arealanvendelse (skov, landbrugsarealer i drift m.v.). Herudover vil det være interessant at anvende natur- og samfundsvidenskabelige metoder til at undersøge i hvilket omfang trade-offs i mellem økosystemtjenesterne vil fremme en rumlig specialisering fremfor en aggregering (flersidig anvendelse på samme arealenhed).

Tabel 6. Eksempel på illustration af trade-offs og synergier mellem driftsformer og udvalgte økosystemtjenester for en given arealanvendelse i forhold til et naturreservat.

	Stigende drifts intensitet ->		
	Scenarie 1	Scenarie 2	Scenarie 3
Forsynende			
Landbrugs produktion	+	++	+++
Skovproduktion	+	++	+++
Vandkvalitet	0	-	--
Regulerende			
Kulstoflagring	-	--	---
Kulstoffortrængning	+	++	+++
Kvælstofbelastning	+	++	+++
Kulturelle			
Biodiversitet	-	--	---
Rekreation	+	-	--

5.3.2 Biodiversitetsprioritering og naturnetværk Danmark

Begrundet i et ønske om at tilvejebringe det bedst mulige grundlag for udpegning af nationalparker i Danmark udarbejdede Center for Makroøkologi ved Københavns Universitet i 2004 en rapport om omkostningseffektiviteten ved de syv officielt foreslåede pilot-områder og alternative områder. I studiet (Petersen m.fl. 2005, Larsen m.fl. 2008) benyttedes geografiske prioriteringsværktøjer, der også havde været brugt i praksis til udpegning af nationalparker eller andre større naturområder i flere lande. Hovedformålet med udredningen var at belyse, hvor områderne i et netværk af

nationalparker mest hensigtsmæssigt kan placeres m.h.p. at bevare den biologiske mangfoldighed. Herudover blev også andre værdier – især friluftsværdier – inddraget. Som udgangspunkt for disse vurderinger beskriver udredningen, hvordan den biologiske mangfoldighed fordeler sig i Danmark baseret på data over de nationale udbredelser af ca. 1000 danske arter. Datasættet var det største af sin slags herhjemme og af usædvanlig høj kvalitet set i et internationalt perspektiv. Den positive konklusion i rapporten var, at nationalparker kan være et effektivt redskab til forvaltning af biologisk mangfoldighed. Gennem et netværk af nationalparker er det muligt at forene en målsætning om at dække flest mulige arter med målsætninger, der vægter naturtyper eller områdernes friluftsværdi. Dvs. at man kan få både i pose og i sæk, men kun hvis man vælger det rigtige netværk af områder. Dette positive resultat afhænger dog af antallet af udpegede områder.

Der er en betydelig gevinst ved udpegning af flere områder – og omvendt et betydeligt tab ved udpegning af færre områder. Den delvis positive konklusion var, at man ved en hensigtsmæssig placering af syv nationalparker kan opnå en dækning af arter og naturtyper og en samlet rekreativ værdi, som er væsentlig bedre end ved at udpege de syv daværende officielle pilotområder som nationalparker. Det gjaldt især for truede arter. Det vil være muligt at anvende et opdateret datasæt til at evaluere potentielle biodiversitetsgevinster i forbindelse med den del af Naturplan Danmark der vedrører en gradvis etablering af naturnetværket. Alternativt til sådanne komplementaritetsanalyser vil man muligvis kunne anvende en tilsvarende metode som i UK NEA til at beregne et forventet biodiversitetsindeks som følge af forskellige landanvendelsesscenarier. En prioriteringsanalyse kunne suppleres med økonomiske omkostnings- og gevinst estimater. Det vurderes dog at en sådan analyse også vil være særdeles omfattende og omkostningstung.

5.4 Perspektivering

Der er stadig behov for at udvikle beregningspriser for flere typer af økosystemtjenester, trods at de seneste års stigende antal værdisætningsundersøgelser, især af biodiversitet og rekreation. Det er derfor relevant at rejse spørgsmålet om den potentielle anvendelse af benefit transfer. Det grundlæggende spørgsmål er, om der kan anvendes beregningspriser fra udenlandske studier og hvordan disse beregningspriser kan omsættes til danske forhold gennem benefit transfer funktioner, eventuelt supplerende danske undersøgelser. Der advares mod blot at anvende simpel benefit transfer beregningspriser i forbindelse prioriteringer på miljøområdet. Der er stor risiko for, at simpel benefit transfer vil føre til anvendelse af beregningspriser, som indbyrdes ikke er konsistente. En yderligere udfordring er, at mange af undersøgelserne er foretaget på en langt højere geografisk skala end den højere opløsning der kræves for at beregningerne på case niveau. Endvidere understreges vigtigheden af at beregningspriserne baseres på et faktisk naturvidenskabeligt vidensgrundlag. Sidstnævnte er særdeles udfordrende, da dette forstudie også har klargjort, at det naturvidenskabelige grundlag ofte mangler, når man ønsker at vurdere status for

økosystemtjenesterne samt potentielle ændringer i som følge af miljøpolitik, tiltag eller prioriteringer.

Det må derfor anses for urealistisk, at man på kort sigt vil kunne gennemføre en fuldt tilfredsstillende kortlægning 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, idet det tog ca. 2 år og har kostet omkring 1,3 mio. pund og involveret mere end 500 forskere. Men selv denne undersøgelse fremhæver man yderligere vidensbehov, som også omtalt sidst i afsnit 5.1 En tilsvarende dansk kortlægning af økosystemtjenester vil formentlig kræve en indsats der i omfang vil komme op i nærheden af den engelske. En sådan kortlægning kan imidlertid potentielt bidrage til udvikling af grønt BNP/ grønne regnskaber og bidrage væsentligt til en forbedret langsigtet planlægning af landskab og natur.

Litteraturhenvisning

Abson, D. m.fl. 2010: Valuing regulating services (climate regulation) from UK terrestrial Ecosystems. UK NEA Economic Analysis Report.

Andersen, J. L., Nielsen, R., Nielsen, M., Laugesen, F.M., Ståhl, E.E., Jensen, F., Frost H. og Andersen, P. 2012: Fiskeriets Økonomi 2012. Fødevareøkonomisk Institut (nu Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi).

Andersen, P., J. L. Andersen and H. Frost: 2010. ITQs in Denmark and Resource Rent Gains. Marine Resource Economics, Volume 25, pp. 11-22.

Andersen, J., M., Hansen, H.O., Dubgaard, A., Jacobsen, B.H., Rasmussen, S., Lind, K.M., Kærgård, N., Jensen, J.D., Jensen H.G. og Zobbe H. 2011: Landbrugets Økonomi 2011. Fødevareøkonomisk Institut (nu Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi).

Andersen, M.S. og Strange, N. 2003: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Danmarks Miljøundersøgelser. 90 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 459. http://faglige-rapporter.dmu.dk

Anthon, S. og Thorsen, B.J. 2002: Værdisætning af skovrejsning. En husprisundersøgelse. Skov- og Naturstyrelsen, 58 p.

Anthon, S., Thorsen, B.J. og Helles, F. 2005: Urban-fringe afforestation projects and taxable hedonic values. Urban Forestry & Urban Greening 3 (2005) 79–91.

Axelsen, J., A. Enkegaard, B. Strandberg, P. Kryger og Sørensen, P.B. 2011: Bestøvningsforhold og -behov i dyrkede afgrøder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Balmford, A., Fisher, B., Green, R.E., Naidoo, R., Strassburg, B., Turner, R.K. og Rodrigues, A. 2011: Bringing Ecosystem Services into the Real World: An Operational Framework for Assessing the Economic Consequences of Losing Wild Nature. Environmental and Resource Economics, 48, 161–17.

Barbier, E.B. 2007: Valuing ecosystem services as productive inputs. Economic Policy.

Barbier, E.B.2011: Pricing Nature. Annu. Rev. Resour. Econ. 2011. 3:337–53.

Bateman, I.J., Mace, G.M., Fezzi, C., Atkinson G. and Turner R.K. 2011a: Economic Analysis for ecosystem Service Assessments. Environ Resource Econ (2011) 48:177–218.

Bateman I.J. m.fl. 2011b: Economic Values from Ecosystems. In: UK National Ecosystem Assessment, Technical Report. Cambridge: UNEP-WCMC, Chapter 22.

Bateman, I.J. m.fl. 2011c: Valuing Changes in Ecosystem Services: Scenario Analyses. In: UK National Ecosystem Assessment, Technical Report. Cambridge: UNEP-WCMC, Chapter 26.

Bjørner, T.B., Russell, C.S., Dubgaard, A., Damgaard, C. og Andersen, L.M. 2000: Public and private preferences for environmental quality in Denmark. AKF Forlaget, Copenhagen.

Boyd, J. og Banzhaf, S. 2007: What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63 (2007) 616-626.

Broch, S.W., og Vedel, S.E. 2010: Heterogeneity in landowners' agri-environmental scheme preferences, in: Vedel, S.E. (Ed.), Economic incentives for provision of environmental goods and services from forest and nature areas. Faculty of Life Sciences, University of Copenhagen, pp. 62-86.

Brouwer, R. 2000: Environmental Value Transfer: State of the art and future prospects. Ecological Economics 32:137-152.

Brown C. m.fl. 2011: Introduction to the UK National Ecosystem Assessment. In: UK National Ecosystem Assessment, Technical Report. Cambridge: UNEP-WCMC, Chapter 1.

Campbell, D., Vedel, S.E., Jacobsen, J.B. og Thorsen, B.J. 2013: Heterogeneity in the WTP for recreational access – distributional aspects. Journal of Environmental Planning and Management. 39 pp. In review.

Cardinale, B.J. m.fl. 2012: Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature 486:59-67. CBD, 2012: http://www.cbd.int/sp/targets.

CICES. 2013: www.cices.eu.

Clark, C. W. 1990: Mathematical Bio-economics – the optimal management of renewable resources, second edition, John Wiley & Sons, Inc.

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. og van den Belt, M., 1997: The values of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387:253–260.

Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C., Daily, G.C. 2006: Conservation planning for ecosystem services. PLoS. Biol. 4:2138-2152.

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. og Tallis H. 2011: Natural Capital. Theory and Practice of Mapping Ecosystem Services. In Kareiva, Tallis, H. Ricketts, T.H., Daily, G.C., & Polasky, S. Oxford University Press. 392 pp.

Dalgaard, T., Jørgensen U., Petersen, S.O., Petersen, B.M., Kristensen, T.,. Hermansen J.E. og Hutchings N. 2010: Landbrugets drivhusgasemissioner og bioenergiproduktionen i Danmark 1990-

2050. Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Det JordbrugsVidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet.

Damgaard, C., Erichsen, E. og Huusom, H. 2001: Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup. Wilhjelmudvalget.

Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A., Costanza, R., Elmqvist, T., Flint, C.G., Gobster, P.H., Grêt-Regamey, A., Lave, R., Muhar, S., Penker, M., Ribe, R.G., Schauppenlehner, T., Sikor, T., Soloviy, I., Spierenburg, M., Taczanowska, K., Tam, J. og Dunk A. von der. 2012: Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. PNAS 109(23):8812–8819.

Danmarks Statistik 2010:Bruttofaktorindkomsttal for Landbruget i 2010. http://www.dst.dk/pukora/epub/Nyt/2011/NR251_1.pdf

Defra. 2012. UK National Ecosystem Assessment. Department for Environment, Food & Rural Affairs. Internet: http://www.defra.gov.uk/environment/natural/uknea/

De Økonomiske Råd (DØR). 2012a: Økonomi og Miljø 2012. Kapitel III. Ægte opsparing. De Økonomiske Råd, København.

De Økonomiske Råd (DØR). 2012b: Økonomi og Miljø 2012. Kapitel II: Biodiversitet. De Økonomiske Råd, København.

Desvouges, W.H., Naughton, M.C og Parsons, G.R. 1992: Benefit transfer: conceptual problems in estimating water quality benefits using existing studies. Water Resources Research 28:675-683.

Dietz, S og Neumayer, E. 2007: Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement. Ecological Economics 61:617–626.

Direktoratet for Fødevareerhverv, 2005: Rapport om effektvurdering af læplantnings-ordningen. 77 sider.

Dubgaard, A. 1996: Economic Valuation of Recreation in Mols Bjerge. SØM publikation nr. 11, AKF Forlaget, København.

Dubgaard, A. 1998: Economic valuation of recreational benefits from Danish forests. I: Dabbert, S., Dubgaard, A., Slangen, L. og Whitby, M. (eds): The economics of landscape and wildlife conservation. CAB International. Wallingford.

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.

Dubgaard, A., Kallesøe, M.F., Petersen, M.L. og Ladenburg, J. 2002b: Velfærdsøkonomisk beregning vedrørende de flersidede samfundsmæssige costs og benefits ved det gennemførte naturgenopretningsprojekt i Skjernå-dalen. Wilhjelmudvalget.

Dubgaard, A., Kallesøe, M.F., Petersen, M.L., og Ladenburg, J. 2003: Cost-benefit analyse af Skjern Å projektet. Institut for Økonomi, skov og landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, Frederiksberg, 36 s.

EC. 2011: EU's Biodiversitetsstrategi for 2020. Europa-kommissionen. 6 pp. December 2011.

EEA. 2011: An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe. EEA Technical report No 13/2011. European Environment Agency.

EEA. 2012: Common International Classification of Ecosystem Services (CICES version 4): Consultation Briefing Note. European Environment Agency.

Egoh, B.N., Reyers, B., Rouget, M., Richardson, D.M. 2011: Identifying priority areas for ecosystem service management in South African grasslands. Journal of Environmental Management 92:1642-1650.

Ejrnæs, R., Skov, F., Bladt, J., Fredshavn, J.R. og Nygaard, B. 2012: Udvikling af en High Nature Value (HNV) indikator. Rangordning af arealer efter naturværdi og potentiale. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. – Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 40 http://www.dmu.dk/Pub/SR40.pdf

Fankhauser, S., Tol, R.S.J. og Pearce, D.W. 1997: The aggregation of climate change damages: A welfare theoretic approach. Environment and Resource Economics 10:249-266.

Finansministeriet. 2001: Miljøpolitikkens fordele og omkostninger. Erhvervsministeriet, Finansministeriet, Miljø- og energiministeriet, Skatteministeriet, Økonomiministeriet. København, 169 s.

Fish, R. m.fl. 2011: Shared Values for the Contributions Ecosystem Services Make to Human Well-being. In: UK National Ecosystem Assessment, Technical Report. Cambridge: UNEP-WCMC, Chapter 24.

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

Fisher, B.R., Turner, R.K. og Morling, P. 2009: Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68:643 – 653.

Freeman, A. M. I. 2003: The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods, 2nd edn. Resources for the Future, Washington, D.C.

Fødevareministeriet 2010: Analyse af adfærd, motiver og præferencer blandt danske lystfiskere. Udarbejdet som del af projektet Samfundsøkonomisk betydning af lystfiskeri i Danmark. Fødevareministeriet, COWI. 148 s.

Gylling, M., Jørgensen U. og Bentsen N.S. 2012: + 10 mio. tons planen – muligheder for en øget dansk produktion af bæredygtig biomasse til bioraffinaderier. Frederiksberg, 2012. 32 s. ill.

Haines-Young, R. og 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

Haines-Young, R. og Potschin M. 2010: The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D. & C. Frid (eds.): Ecosystem Ecology: a new synthesis. Cambridge University Press, BES, p.110-139.

Hansen, M. 2005: Værdien af at genoprette naturen i danske ådale: værdisætning af rekreative og biologiske værdier - som resultat af tre vandmiljøplaner, Vandramme- & Habitatdirektivet Speciale. Center for Skov & Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Hasler, B., Damgaard, C., Erichsen, E., Kristoffersen, H.E. og Jørgensen, J.J. 2002: Rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning. AKF Forlaget, København.

Hasler, B., Lundhede, T., Martinsen, L., 2007: Protection versus purification - assessing the benefits of drinking water quality. Nordic Hydrology 38:373-386.

Hasler, B., Lundhede, T., Martinsen, L., Neye, S. og Schou, J.S. 2005: Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. National Environmental Research Institute, Denmark. 176 pp. - NERI Technical Report no. 543. http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR543.PDF

Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S. og van Ierland, E.C. 2006: Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. Ecological Economics 57:209– 228.

Jacobsen, B.H., B. Hasler og Hansen, L.B. 2009: Økonomisk Midtvejsevaluering af Vandmiljøplan III. Fødevareøkonomisk Institut & Danmarks Miljøundersøgelser.

Jacobsen J.B. 2011: Attempts at increasing the understanding of reasons behind stated WTP for nature. Doctoral dissertation (Doktor afhandling). Forest & Landscape, University of Copenhagen,

Jacobsen, J.B. og Thorsen, B.J. 2010a: Preferences for site and environmental functions when selecting forthcoming national parks. Ecological Economics 69:1532-1544.

Jacobsen, J.B. og Thorsen, B.J. 2010b: Tabsberegninger ved driftsrestriktioner for skovnaturtyper med eg og ask i Natura 2000. Arbejdsrapport nr. 116, Skov & Landskab, Københavns Universitet, Frederiksberg, 27 s.

Jacobsen, J.B., Boiesen, J.H., Thorsen, B.J. og Strange, N. 2008: What's in a name? The use of quantitative measures versus "Iconised" species when valuing biodiversity. Environmental and Resource Economics 39:247-263.

Jacobsen, J.B., Lundhede, T.H., Martinsen, L., Hasler, B. og Thorsen, B.J. 2011: Embedding effects in choice experiment valuations of environmental preservation projects. Ecological Economics 70:1170–1177.

Jacobsen, J.B., Lundhede, T.H. og Thorsen, B.J. 2012: Valuation of wildlife populations above survival. Biodiversity and Conservation 21:543–563.

Jacobsen, J.B., Thorsen, B.J., Boiesen, J.H., Anthon S. og Tranberg J. 2006: Værdisætning af syv mulige nationalparker i Danmark. Arbejdsrapport Skov & Landskab nr. 28-2006. Center for Skov, Landskab og Planlægning, KVL, Hørsholm

Jensen, J. D. 2010: Geografiske mønstre i landbrugets økonomiske forhold: Etablering af en kombineret database for primære landbrugsbedrifter. Fødevarøkonomisk Institut, Københavns Universitet, pp.Frederiksberg,

Jensen, F.S. 1999: Forest recreation in Denmark from the 1970s to the 1990s. Forskningsserien nr. 26, Forskningscentret for Skov & Landskab, Hørsholm, 166 p.

Jensen, F.S. 2003: Flere besøg i de danske skove end tidligere antaget. Planlægning af By & Land. Videnblade nr. 6.1-10. Skov & Landskab, Københavns Universitet.

Jensen, F.S. og Koch, N.E. 1997: Friluftsliv i skovene 1976/77 -1993/94: Forest and Landscape Research 20.

Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Riis-Nielsen, T., Bastrup-Birk, A., Vesterdal L. og Stupak Møller, I. 2010: Revised: Acquiring and updating Danish forest data for use in UNFCCC. Forest & Landscape Working Papers No. 54-2010, 47 pp. Forest & Landscape Denmark, Frederiksberg.

Kellner, J.B., Sanchirico, J.N., Alan Hastings, A og Mumby, P.J. 2011: Optimizing for multiple species and multiple values: trade-offs inherent in ecosystem-based fisheries management. Conservation Letters 4:21–30.

Koch, N.E. og Jensen, F.S. 1988: Skovenes friluftsfunktion i Danmark. IV. del. Befolkningens ønsker til skovenes og det åbne lands udformning. (Forest Recreation in Denmark. Part IV: The Preferences of the Population). Forstl. Forsøgsv. Danm., København 41: 243-516.

Korsgaard, L. og Schou, J.S. 2010: Economic valuation of aquatic ecosystem services in developing countries. Water Policy 12:20–31.

Klima-, Energi- og Bygningsministeriet, Erhvervs- og Vækstministeriet og Miljøministeriet. 2012: Grøn produktion i Danmark – og dens betydning for dansk økonomi.

Kystdirektoratet. 2011: Kystbeskyttelsesstrategi - en strategisk indsats for smukkere kyster. 32 sider.

Lassen, H., Pedersen, S. A., Frost, H. og Hoff. A. 2013: Fishery management advice with ecosystem considerations. – ICES Journal of Marine Science. Forthcoming.

Larsen, F.W., Petersen, A.H., Strange, N., Lund, M.P. og Rahbek, C. 2008: A quantitative analysis of biodiversity and the recreational value of potential national parks in Denmark. – Environmental Management 41: 685-695.

Lester, S.E., Costello, C., Halpern, B.S., Gaines S.D., White C. og Barth J.A. 2013: Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning. Marine Policy 38 80–89.

Linddal, M. og Jensen, F.S. 1991: Værdiundersøgelse af friluftslivet på Vetsamager. Ugeskrift for Jordbrug nr. 35/36.

Luck, G.W., Chan, K.M.A. og Fay, J.P. 2009: Protecting ecosystem services and biodiversity in the world's watersheds. Conservation Letters 2:179-188.

Lundhede, T., Hasler, B. og Bille, T. 2005: Værdisætning af naturgenopretning og bevarelse af fortidsminder i Store Åmose i Vestsjælland. Skov- og Naturstyrelsen.

Lundhede, T.H., Jacobsen, J.B. og Thorsen, B.J. 2009: Hvad bestemmer jagtlejen? I: Kanstrup, T. Asferg, M. Flinterup, B.J. Thorsen & T.S. Jensen. Vildt & Landskab. Resultater af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008.Skov- og Naturstyrelsen, 116 sider.

Lundhede, T.H., Jacobsen, J.B., Hanley, N., Rahbek, C., Strange, N. og Thorsen, B.J. 2011: Klimabetinget migration: Værdien af at beskytte hjemmehørende arter versus indvandrende arter. Præsenteret på DØRS konference 2011.

Mace G.M. m.fl. 2011: Conceptual Framework and Methodology. I: UK National Ecosystem Assessment, Technical Report. Cambridge: UNEP-WCMC, Chapter 2.

Mace, G.M., Norris, K. og Fitter, A.H. 2012: Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. Trends in Ecology & Evolution 27:19-26.

Maes J, m.fl. 2012: Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. Ecosystem Services 1(1):31-39.

Maes, J., Paracchini, M.L. og Zulian G. 2011: An European assessment of the provision of ecosystem services - Towards an atlas of ecosystem services. Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability EUR 24750 EN – 2011. 81 sider.

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.

Martinez-Harms, M.J. og Balvanera, P. 2012: Methods for mapping ecosystem service supply: A review. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystems Services and Management 8(1-2):17-25.

McKinney, L.V., Nielsen, LR., Hansen J. K. og Kjær E.D. 2011: Presence of natural genetic resistance in Fraxinus excelsior (Oleraceae) to Chalara fraxinea (Ascomycota): an emerging infectious disease. Heredity (2011) 106:788–797.

Meilby, H., Thorsen, B.J., Strange, N. & Helles, F. 2002: Temaartikel om Jagtlejens variation: perioden 1994-2000. Regnskabsoversigter for dansk privatskovbrug. Beretning nr. 56. Dansk Skovforening.

Miljøstyrelsen 2010: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter.

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

Morling P. m.fl. 2010: Biodiversity. UK NEA Economic Analysis Report.

Mourato, S. m.fl. 2010: Economic Analysis of Cultural Services. UK NEA Economic Analysis Report.

Mäler K.-G, Aniyar, S. og Jansson, Å. 2009: Accounting for ecosystems. Environmental and Resource Economics 42:39–51.

Mäler, K.-G, Aniyar, S. og Jansson, Å. 2008: Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development. PNAS 105(28):9501–9506.

Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P., Huusom H., Madsen T., Nielsen, J. og Strandmark, L. 2000: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. 464 p.

Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R. og Ricketts, T.H., 2008: Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. PNAS 105:9495-9500.

Nationalpark Skjernå. 2005: Undersøgelsesprojekt Skjern Å – Samlerapport.153 s,

Navrud, S. og Ready, R. 2007: Environmental Value Transfer: Issues and Methods, Springer.

Nielsen M., Andersen P., Ravensbeck, L., Laugesen, F.M., Andersen; J.L., Kristófersson, D.M., Reithe, S., Nilssen, J. og Ellefsen, H. 2010: Samfundsøkonomisk afkast af pelagiske fiskerier i nordøstatlanten. TemaNord 2010:573.

Nielsen R. og Nielsen M. 2010: Bæredygtig vækst i dansk akvakultur. I: Andersen Jesper Levring, Lars Ravensbeck, Carsten Skotte Petersen, Max Nielsen, Rasmus Nielsen og Peder Andersen. 2010. Fiskeriets Økonomi 2010. Fødevareøkonomisk Institut (nu Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi).

Nielsen, A.B., Olsen, S.B., Lundhede, T. 2007: An economic valuation of the recreational benefits associated with nature-based forest management practices. Landscape and Urban Plan-ning 80:63-71.

Nielsen, M., Cozzari, B., Eriksen, G., Flaaten, O., Gudmundsson, E., Løkkegaard, J., Petersen, K. og Waldo, S. 2006: Økonomien i de nordiske fiskerier. Fokus på resourcerenten. Tema Nord. 2006:540.

Niras. 2010: Samfundsøkonomisk screening af klimatilpasning. rapport er udarbejdet af NIRAS for Energistyrelsen. 135 sider.

Nordhaus, W.D. 1991: To slow or not to slow: the economics of the greenhouse effect. Economic Journal 101:920-937.

Nord-Larsen T , Johannsen, V.K. , Vesterdal, L. , Jørgensen, B.B. og Bastrup-Birk, A. 2009. Skove og plantager 2008. Skov & Landskab, Københavns Universitet, 22 sider.

Norris, K. m.fl. 2011: Biodiversity in the Context of Ecosystem Services. In: UK National Ecosystem Assessment, Technical Report. Cambridge: UNEP-WCMC, Chapter 4.

Pearce, D., Atkinson, G. og Mourato, S. 2006: Cost-Benefit Analysis and the Environment. Recent Developments. OECD. 315 pp.

Pearce, D. 2007: Do we really care about Biodiversity? Environmental and Resource Economics 37:313-333.

Perino, G. m.fl. 2011: Urban Greenspace Amenity. UK NEA Economic Analysis Report.

Petersen, A.H., Larsen, F.W., Rahbek, C. Strange, N. og Lund, M.P. 2005: Naturværdier i Danske nationalparker. En kvantitativ analyse af den biologiske mangfoldighed i potentielle danske nationalparker. Center for Makroøkologi, Københavns Universitet, 136 s.

Petersen, A.H., N. Strange, S. Anthon, T.B. Bjørner og C.Rahbek (2012): Bevarelse af biodiversiteten i Danmark -En analyse af indsats og omkostninger. Arbejdspapir 2012: 2. De Økonomiske Råds Sekretariat.

Polasky, S. og Segerson, K. 2009: Integrating Ecology and Economics in the Study of ecosystem Services: Some Lessons Learned. Annu. Rev. Resour. Econ. 1:409–434.

Pretty, J.N. m.fl. 2011: Health Values from Ecosystems. In: UK National Ecosystem Assessment, Technical Report. Cambridge: UNEP-WCMC, Chapter 23.

Raudsepp-Hearne, C. m.fl. 2010: Untangling the Environmentalist's Paradox: Why Is Human Well-being Increasing as ecosystem Services Degrade? BioScience 60:576-589.

Sachs, J. m.fl. 2009: Biodiversity Conservation and the Millennium Development Goals. Science 325:1502-1503.

Schou, J.S., Hald, A.B., Kaltoft, P., Andreasen, C., Vetter, H. og Hasler, B. 2003: Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 72.

Sen, A. m.fl. 2011: Economic Assessment of the Recreational Value of Ecosystems in Great Britain. UK NEA Economic Analysis Report.

Smith, K.V., Houtven, G.V. & Pattanayak, S.K. 2002: Benefit transfer via preference calibration: prudential algebra for policy. Land Economics 78:132-152.

Stern, N. m.fl. 2006: The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge and New York: Cambridge University Press.

Strange, N. 2000: Økonomiske konsekvenser ved udlæg af urørt skov i statsskovene. Rapport ved Miljø- og Energiministeriet, Skov og Naturstyrelsen, 45 sider.

TEEB. 2010: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.

Termansen, M, Zandersen, M, og McClean, C.J. 2008: Spatial substitution patterns in forest recreation. Regional Science and Urban Economics 38: 81-97.

Thorsen, B.J. og Strange, N. 2000: Økonomisk vurdering af en konvertering til naturnær skovdrift. Rapport ved Miljø- og Energiministeriet, Skov og Naturstyrelsen, 88 p.

Thorsen, B.J. og Hansen, M. 2007: Værdien af naturgenopretning af danske ådale. Skovbrug. Videnblade nr. 9.6-6. Skov & Landskab.

Tol, R.S.J. 1997: On the optimal control of carbon dioxide emissions: An application of FUND. Environmental Modelling and Assessment, 2, 151-163.

Tol, R.S.J. 2005: The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. Energy Policy, 33, 2064-2074.

Turner, R.K, og Daily, G. 2008: The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. Environ Resource Econ 39:25–35.

UK National Ecosystem Assessment (UK NEA). 2011: The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, Cambridge.

UNSTAT. 2012: System of Environmental-Economic Accounting (SEEA). http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea.asp.

Vedel, S.E., Jacobsen, J.B. og Thorsen, B.J. 2009: Tabsberegninger ved driftsrestriktioner for bøgeskov-naturtyper i Natura 2000. Arbejdsrapport nr. 115, Skov & Landskab, Københavns Universitet, Frederiksberg, 35 sider.

Vejre, H., Kristensen, I.T. og Kyhn, M. 2001: Drikkevandsatlas: - analyser af drikkevandsområder, arealanvendelse, naturgrundlag og planlægningsmæssige udpegninger . Skov & Landskab, Københavns Universitet. By- og Landsplanserien, nr. 10

Verdensbanken og Food and Agricultural Organization. 2008: The Sunken Billions. The Economic Justification for Fisheries Reform. Agricultural and Rural Development Department. The World Bank. Washington.

VisitDenmark. 2012: Turismens økonomiske betydning i Danmark 2010. VisitDenmark, 47 s.

Wallace, K.J. 2007: Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biological Conservation 139:235 –246.

Wattkiss, P., Anthoff, D., Downing, T., Hepburn, C., Hope, C., Hunt, A. og Tol, R.S.J. 2005: The Social Cost of Carbon (SCC) Review– Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment. AEA Technology Environment, 84 pp. + 4 appendices.

Willis, K.G., Garrod, G.D. & Saunders, C.M. 1995: Benefits of environmentally sensitive area policy in England: a contingent valuation assessment. Journal of Environmental Management 44:105-125.

Zandersen, M., Termansen, M. og Jensen, F.S. 2007a: Testing benefits transfer of forest recreation values over a twenty-year time horizon. Land Economics 83(3): 412-440.

Zandersen, M., Termansen, M. og Jensen, F.S. 2007b: Evaluating approaches to predict recreation values of new forest sites. Journal of Forest Economics 13: 103-128.

Zandersen, M., M. Termansen, F. S. Jensen & L. Trier, 2007c: Værdisætning af friluftsliv i offentlige skovrejsningsprojekter. Dansk Skovbrugs Tidsskrift, København, 92 (2): 41-61.

Aakerlund, N.F. 2000: Contingent Ranking studie af danskernes præferencer for skovkarakteristika. SØM publikation nr. 36. AKF Forlaget, København.