

# Fiskeri, økosystemtjenester og økonomi

Lars Ravensbeck

Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet, mail: *lars@ifro.ku.dk*

Hans Frost

Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet, mail: *hf@ifro.ku.dk*

Peder Andersen

Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet, mail: *pean@ifro.ku.dk*

## 1. Indledning

Danmarks Havstrategi blev færdiggjort i efteråret 2012 som et led i implementeringen af EU's havstrategidirektiv fra 2008, Naturstyrelsen (2013). Direktivet har til formål at opretholde eller skabe en såkaldt »god miljøtilstand« i alle EU's havområder senest i 2020. Det bygger på en økosystemtilgang, idet man i stedet for at regulere miljøtilstanden ved hjælp af enkeltparametre, f.eks. niveauer for miljøfarlige stoffer, ønsker at regulere ud fra en mere holistisk tilgang til økosystemet. På baggrund af en analyse af tilstanden af de danske havområder er der opstillet mål for miljøtilstanden. Disse mål er fastsat ud fra følgende 11 deskriptorer, for hvilke der er igen opstillet kriterier og indikatorer, EU-Kommissionen (2008):

1. Biodiversitet
2. Invasive arter
3. Fiskebestand
4. Havets fødenet
5. Eutrofiering
6. Havbunden
7. Hydrografi
8. Forurenende stoffer
9. Kvalitet af konsumfisk
10. Affald
11. Energi/støj

Syv erhvervssektorer analyseres nærmere i baggrundsmaterialet for strategien, idet disse sektorer bidrager betydeligt til udnyttelsen af havområderne og den værdi, som skabes i den forbindelse: Fiskeri, akvakultur, skibsfart, offshore olie og gas, offshore vindmølleindustri, turisme og rekreative aktiviteter, samt råstofindvinding. Af disse er 3 sektorer: Fiskeri, akvakultur samt turisme og rekreation afhængige af miljøkvaliteten. Samtidig påvirker alle sektorer kvaliteten af havmiljøet i større eller mindre grad. Med hensyn til fiskeriet påvirker dette i negativ retning først og fremmest bestandsdynamikken og -størrelsen for en række arter, fødekædedynamikken pga. selektivt fiskeri samt havbundens integritet pga. trawling, herunder skader på rev.

Økosystemtilgangen støtter sig i høj grad til begrebet økosystemtjenester, der også omtales som økosystemydelse eller økosystem services. Begrebet økosystemtjenester og deres værdisætning i en dansk sammenhæng er gennemgået af Ravensbeck m.fl. (2013), og de følgende afsnit 2 og 3 bygger i nogen grad herpå. Økosystemtjenester kan defineres som økosystemernes bidrag til menneskelig velfærd og trivsel. Igennem en årrække har der været en kraftig stigning i interessen for økosystemfunktioner og -tjenester. Ikke mindst har FN's økosystemvurdering, Millennium Ecosystem Assessment (MEA) fra 2005 bidraget til interessen gennem opstillingen af en begrebsramme og ved gennemførelsen af den til dato mest omfattende evaluering af verdens økosystemer og økosystemtjenester. Hovedformålet var at vurdere de sociale og økonomiske konsekvenser af økosystemforandringerne samt tilvejebringe et videnskabeligt grundlag for bæredygtig udnyttelse af økosystemtjenesterne. Efterfølgende er der gennemført nationale evalueringer af økosystemerne og værdien af de tilknyttede tjenester, og man har lanceret studiet "The Economics of Ecosystems and Biodiversity" (TEEB 2010). Dette har bidraget væsentligt til belysning af området med en række undersøgelser 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.

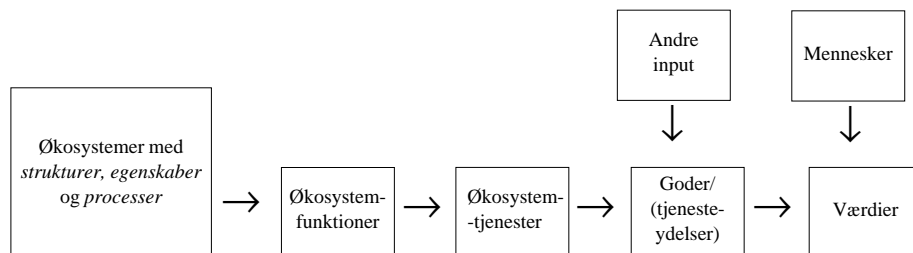
EU vedtog i 2011 en ny Biodiversitetsstrategi frem til 2020 med hovedformålet at standse tabet af biodiversitet og reduktionen af økosystemtjenester, EU-Kommissionen (2011). EU's arbejde på dette felt bygger desuden på nye mål og tiltag inden for en række andre beslægtede områder såsom den fælles fiskeripolitik, havstrategidirektivet og vandrammedirektivet, idet man her ønsker at fremme en mere økosystembaseret forvaltning. Økosystemtjenesterne for havområderne knytter sig til følgende: Fiskeri og akvakultur, vandkvalitet, rekreation herunder rekreativt fiskeri samt biodiversitet og natur- og kulturværdier.

Der er næppe tvivl om, at der i fremtiden vil komme en øget fokus på havenes betydning for økonomi og menneskers velfærd og med et anderledes bredt syn end den traditionelle. Formålet med denne artikel er at give en bred forståelse for begrebet økosystemtjenester, sammenhæng mellem disse og fiskeriet og betydningen for fiskerireguleringen, af at der i fremtiden vil være et bredere perspektiv på havenes værdi, fiskeriets indflydelse og behovet for regulering.

## **2. Økosystemtjenesters økonomiske betydning**

### *2.1 Begreber*

Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) dokumenterer en tydelig relation mellem økosystemernes tilstand og tjenester og menneskers velfærd. Desuden fremlægger studiet den første alment udbredte klassificering af de forskellige økosystem-



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

tjenester, idet de opdeles i fire typer af tjenester: De *forsynende* økosystemtjenester bidrager til en række materielle goder såsom fødevarer, tømmer, drikkevand og energi (biobaseret); de *regulerende* består af økosystemernes kontrol og indvirkning på både det fysiske og biotiske miljø og regulerer bl.a. vand, luft, klima, bestøvning og kontrollerer skadedyr; de *kulturelle* er alle 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 kan dog gøres mere operationelt, og derfor har man de seneste år arbejdet med den konceptuelle ramme. Man er i øjeblikket ved at afslutte arbejdet med en international standard for økosystemtjenester, CICES. En opdeling, som vist i figur 1, angiver en skitse over begreber og sammenhænge, Haines-Young and Potschin (2010 og 2013). 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 ét afgørende punkt; økosystemtjenesterne har direkte indflydelse på folks velfærd, hvilket økosystemfunktionerne ikke har. Begrebet goder skal her forstås bredt indeholdende fysiske produkter med eller uden en markedspris, mindre håndgribelige goder (f.eks. recreation) med eller uden markedspris samt goder, der værdiansættes alene for deres eksistens.

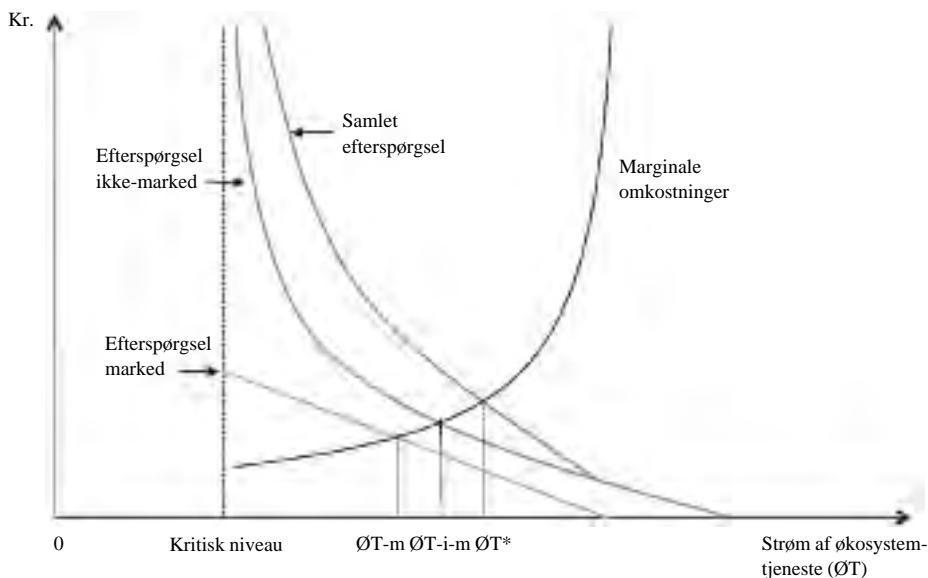
CICES omfatter kun tre hovedkategorier; de forsynende, de regulerende og vedligeholdende samt de kulturelle økosystemtjenester. De støttende økosystemtjenester er ikke inddraget, da der er tale om funktioner, hvis værdi kommer til udtryk gennem de efterfølgende tjenester. Det svarer til en opgørelse af værditilvækst i et bestemt erhverv eller af BNP, hvor man fratrækker de anvendte rå- og hjælpestoffer og derved undgår dobbeltregning, da disse indgår i værdien af den endelige produktion. Disse funktioner skal imidlertid stadig opretholdes i tilstrækkeligt omfang for at sikre vel fungerende økosystemer.

Centralt for begrebet økosystemtjenester er den målgruppe, der nyder gavn af disse tjenester. Uden denne modtagergruppe er der ikke tale om tjenester, men om økosystemprocesser eller -funktioner. Dette aspekt udfordrer værdisætningen af tjenesterne; f.eks. kan to identiske naturarealer have meget forskellige rekreations- og herligheds-værdier udelukkende på baggrund af deres beliggenhed i forhold til befolkningscentre. Figur 1 viser sammenhængen mellem økosystemer, økosystemtjenester, goderne der produceres, modtagerne og den værdi, det giver for disse. En anden vigtig pointe er den klare adskillelse mellem goder og økosystemtjenester, som er nødvendig ved en korrekt værdisætning. Goderne produceres nemlig ofte ved en kombination af forskellige input, naturgivne såvel som menneskeskabte. Fiskeriet er et godt eksempel herpå, idet arbejdskraft (fiskere), kapital (fartøjer, redskaber og teknisk udstyr) og havets økosystemer tilsammen resulterer i fangsterne. Heraf bidrager havets økosystemer i fysisk forstand med tilvæksten for de arter, der har interesse for mennesket. Niveaut, sammensætningen og værdien af disse tjenester er imidlertid afhængig af både efterspørgslen efter fiskeprodukterne, omkostningerne ved fiskeriet samt den konkrete regulering af fiskeriet.

### *2.2 Optimal produktion af økosystemtjenester*

Økosystemer kan økonomisk set betragtes som kapitalaktiver, der sammen med lagrene af vand, luft, mineraler osv. udgør beholdningen af naturkapital. Disse økosystemer giver et afkast i form af en strøm af tjenester til gavn for menneskers trivsel. Naturkapitalen kan forøges eller reduceres og derved påvirke værdien af økosystemtjenesterne. Flere forhold vanskeliggør en værdifastsættelse af disse. For det første er der en ufuldstændig viden om effekten af miljøforandringer eller miljøpolitiske tiltag på økosystemernes processer og funktioner og derved på mængden af økosystemtjenester. Hvad vil for eksempel tiltag, der mindsker kvælstofudledningen, betyde for fiskearters tilvækst og i sidste ende for mulighederne i fiskeriet? Dernæst er der flere forhold knyttet til den økonomiske teori, der vanskeliggør estimeringen af økosystemernes værdi.

Det optimale niveau af økosystemtjenester opnås, hvor det samlede udbud møder den samlede efterspørgsel. Den samlede efterspørgsel efter økosystemtjenester er summen af folks villighed til at betale for tjenester relateret til både markedsomsatte og til ikke-markedsomsatte goder, som vist i figur 2, Pearce (2007). I eksemplet ligger efterspørgslen efter ikke-omsatte goder på et højere niveau end den markeds-mæssige efterspørgsel. Da begge produceres i samme økosystem, kan man her summere efterspørgslen af markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder vertikalt i en samlet efterspørgselskurve, idet vi antager en samproduktion af markedsomsatte og ikke-mar-



Figur 2. Efterspørgsel og udbud af økosystemtjenester.

kedsomsatte goder, og at de begge relaterer til den samme omkostningsfunktion (joint-production).

Efterspørgslen falder med strømmen af økosystemtjenester. Der er indtegnet et kritisk niveau på figuren, hvorunder der er risiko for økosystemkollaps eller en væsentlig reduktion af den menneskelige velfærd. Værdien pr. enhed ændres drastisk i nærheden af det kritiske niveau for de ikke-markedsomsatte økosystemtjenester, mens de markedsomsatte er upåvirkede af dette. Det er usikkert, hvor det kritiske niveau ligger, hvorfor det kan overvejes at anvende forsigtighedsprincippet i forbindelse med regulering. De marginale, samfundsmæssige omkostninger af økosystemtjenesterne svarer til udbudskurven, og de forventes at vokse med en kraftig stigende tendens. Det sker, fordi der ved en stigende naturbeskyttelse er en tendens til, at disse aktiviteter fortrænger menneskelige aktiviteter fra de mere produktive områder, og over et vist niveau vil det kræve en omfattende indsats at øge strømmen af økosystemtjenester yderligere. I visse tilfælde, herunder fiskeri, kan strømmen af økosystemtjenester simpelthen ikke øges ud over et vist niveau. De marginale omkostninger vil derfor efterhånden stige til et prohibitivt niveau. Det optimale niveau for økosystemtjenester vil være  $\text{ØT-m}$ , hvis der alene efterspørges markedsomsatte tjenester eller goder. Hvis der kun er tale om ikke-markedsomsatte økosystemtjenester, vil det optimale niveau være  $\text{ØT-i-m}$ . Dette vil dog kræve en regulering for at sikre en optimal produktion af ikke-markedsomsatte økosystemtjenester pga. fravær af et almindeligt marked. Endelig når begge typer af

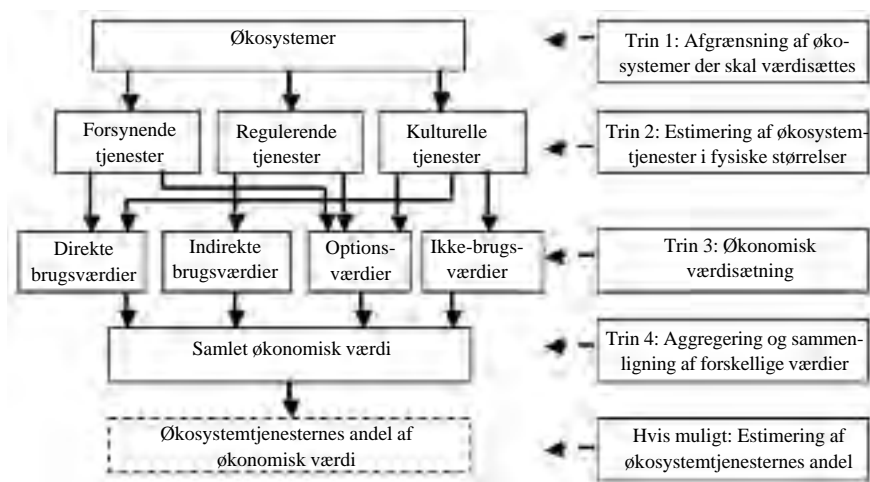
tjenester efterspørges, vil det optimale niveau være  $\Theta T^*$ . Da der forventes samproduktion, opnås her den mest omkostningseffektive produktion af de forskellige økosystemtjenester.

Imidlertid kan man sjældent forvente rene win-win situationer, hvor der som i tilfældet med samproduktion er en snæver synergi mellem de relevante økosystemtjenester. Oftest vil en stigning i én økosystemtjeneste være ledsaget af en reduktion i en anden. Det er tydeligst tilfældet, når udnyttelsen af et område intensiveres; f.eks. kan intensivt fiskeri forringe levesteder for dyr og planter, så områderne bliver mindre interessante ud fra et rekreativt synspunkt. Omvendt vil der være økosystemtjenester, der spiller positivt sammen, f.eks. muslingeproduktion, der kan bidrage til kvælstofreduktion og derved bedre vandkvalitet. Selv om der må accepteres reduktioner i visse tjenester, vil en udvidelse af antallet af økosystemtjenester ofte give en forøgelse af den samlede værdi af disse tjenester og derved også et positivt bidrag til den menneskelige trivsel, Kellner m.fl. (2011). Spørgsmålet om, hvorvidt inddragelsen af flere tjenester giver et positivt nettobidrag, er karakteren af produktionsfunktionen for økosystemtjenester samt værdien af de enkelte tjenester, Lester m.fl. (2013). Således er der med stor sandsynlighed situationer, hvor den ovennævnte samproduktion eller flersidigt brug vil give den bedste løsning, og andre hvor fokus på en enkelt eller få udvalgte økosystemtjenester vil være optimalt. En arealmæssig adskillelse af økosystemtjenester kunne være hensigtsmæssig, hvor sårbare og værdifulde arter eller bundstrukturer såsom rev stiller særlige krav til beskyttelse.

Den økonomiske værdisætning søger at bestemme efterspørgslen. I analyser af miljøtiltags samfundsøkonomiske konsekvenser antager man normalt, at priserne på de forskellige tjenester er konstante, dvs. man ser kun på ganske små ændringer i mængden af tilgængelige økosystemtjenester i det overordnede billede. Men som figur 2 antyder, vil en væsentlig ændring af den producerede mængde af økosystemtjenester kunne ændre på prisen (lavere værdi pr. enhed), og man kan derfor overvurdere gevinsterne ved et bestemt tiltag, der søger at øge mængden af tjenester.

### *2.3 Værdisætning af økosystemtjenester*

Værdisætning af økosystemtjenester tager udgangspunkt i en nytteetisk opfattelse med fokus på menneskets behov. Der inddrages imidlertid også en række ikke-brugsværdier, der kan have symbolsk og »spirituel« karakter. Formålet er at gøre miljø- og naterydelser 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 samt ikke-brugsværdier bestående af eksistensværdier og arveværdier,



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

Note: Modifieret efter Hein m.fl. 2006.

Bateman m.fl. (2011). De tre hovedtyper inden for økosystemtjenester indeholder alle flere forskellige, men dog ikke alle værdityper, som det fremgår af figur 3. Økosystemer vil normalt kunne yde en række forskellige typer af tjenester, og disse kommer oftest i bundter, som ikke kan adskilles, som det fremgår af figur 3. Da goderne ofte bliver til i en kombination af forskellige input, består opgaven således i at adskille økosystemernes bidrag fra de øvrige.

Udgangspunktet for værdisætning af økosystemtjenester i et område eller for et miljøtiltags virkning på disse er en fysisk kvantificering og afgrænsning af de ændringer, der forventes. Den økonomiske værdi vurderes med udgangspunkt i individernes præferencer målt ved betalingsvillighed. Det antages, at den enkeltes præferencer kan aggregeres, så de samlede samfundsmæssige gevinster er summen af individernes gevinster, og de samfundsmæssige omkostninger er summen af individernes og virksomhedernes omkostninger. Findes en markedspris, anvendes denne, mens en række miljø- og naturgoderes værdi opgøres enten i form af konsumentoverskuddet eller ændringen i konsumentoverskuddet, Freeman (2003). Værdisætning af økosystemtjeneste opdeles ligesom for miljø- og naturgoder i præferencebaserede og ikke-præferencebaserede metoder. Sidstnævnte består af omkostningsbaserede prissætningsmetoder og tager f.eks. udgangspunkt i omkostningerne ved at realisere en politisk bestemt målsætning eller ved at genoprette en tidligere miljøtilstand. Disse metoder estimerer imidlertid ikke den reelle værdi af et gode, og de skal derfor bruges med varsomhed.

De præferencebaserede værdisætningsmetoder tager udgangspunkt i individers præferencer manifesteret som den betalingsvillighed, folk ville have udvist, hvis godet

var blevet omsat på et marked. De præferencebaserede metoder består af direkte og indirekte metoder. De direkte metoder forsøger at afsløre værdien ved hjælp af interview og eksperimenter, især bruges de såkaldte betingede værdisætningsmetoder eller valg-handlingseksperimenter. De indirekte metoder fastsætter værdien ud fra efterspørgslen efter markedsgoder, som er komplementære eller substitutter til relevante miljø- og naturgoder. Eksempler på denne tilgang er husprismetoden og rejseomkostningsmetoden, der bl.a. har været anvendt til at estimere værdien af rekreation og turisme, Freeman (2003).

Der er i de senere år gennemført et stigende antal værdisætningsundersøgelser i Danmark for flere af de relevante økosystemtjenester især relateret til den terrestriske biodiversitet, Ravensbeck m.fl. (2013). Da værdisætningsundersøgelser er ressourcekrævende, er der stor interesse for de såkaldte »Benefit Transfer« metoder, der på forskellig vis forsøger at overføre estimater fra udførte studier til et bestemt projektområde. Igen findes flere tilgange: overførsel af lokalitetsestimater samt overførsel ved brug af estimerede benefit-funktioner. Endvidere kan man i stedet for at overføre benefit-funktioner fra et enkelt studie anvende resultater fra mange forskellige studier i en såkaldt meta-analyse.

### **3. Status for værdisætning af marine økosystemtjenester i Danmark**

Det marine område er ikke så velundersøgt som det terrestriske. Med hensyn til de forsynende tjenester, dvs. fiskeri og akvakultur, foreligger der dog en del viden. Derimod er de regulerende økosystemtjenester stor set ikke undersøgt for de marine områder og de kulturelle kun i meget begrænset omfang.

Den samlede danske fiskefangst kan variere fra år til år især pga. varierende fangster af industrifisk. I treårsperioden 2009-11 i fangede man i gennemsnit 774 tusind tons svarende til en værdi af 2,8 mia. kr., Andersen m.fl. (2012). Den samlede produktionsværdi giver imidlertid ikke et korrekt billede af de forsynende økosystemtjenesters værdi. For fiskeriet kan værdien derimod opgøres som ressourcerenten, som er det samfundsøkonomiske overskud, der rester, når kapital, arbejdskraft og andre driftsudgifter er aflønnet som i alternativ anvendelse. Ressourcerenten opgøres forudsat, at man kun høster tilvæksten og ikke øger eller reducerer fiskekapitalen, idet dette ville undervurdere hhv. overvurdere den egentlige størrelse. Ressourcerenten beregnes ikke rutinemæssigt, da det kræver en del modelarbejde. Det vanskeliggøres bl.a. af, at fiskebestande ofte deles mellem flere lande og mellem forskellige fartøjstyper, der ofte fisker på flere forskellige arter samtidig. Ressourcerenten vil variere pga. bestandsmæssige forhold såsom ynglesucces og vækst, prisvariation og ikke mindst i forhold til reguleringen af fiskeriet. Eksempelvis vil ressourcerenten på langt sigt være 0 i et frit fiskeri. Det vurderes, at en ressourcerente på op til 40-50% af fangstværdierne kan opnås ved en optimal forvaltning, Verdensbanken og FAO (2008).



En række studier har omhandlet størrelsen af ressourcerenten under en række forsimplende antagelser, se Ravensbeck m.fl. (2013). Den samlede ressourcerente for det danske fiskeri er vurderet til mellem 2 og 5% af omsætningen i fiskeriet for perioden 1996-2009. Ved forbedret regulering kan den forøges til omkring 916 mio. kr. pr. år, og den vil kunne stige yderligere, hvis bestandene i EU farvandene vokser. Ressourcerenten er estimeret for en række afgrænsede fiskerier: Den danske del af pelagiske fiskerier i Nordøstatlanten, muslingefiskeriet i Limfjorden samt torskefiskeriet i den østlige Østersø. For førstnævnte er der beregnet en ressourcerente for 2007 på 121 mio. kr. for den danske del af dette fiskeri. Det forventes, at et optimalt fiskeri kunne give i alt 315 mio. kr. årligt for sild, makrel og for industrifiskeriet alene i den danske del af dette havområde, som deles med fire andre lande. For muslingefiskeriet i Limfjorden var ressourcerenten i gennemsnit for 2001-03 på 80 mio. kr. med et potentiale på 92 mio. kr. Med hensyn til torskefiskeriet i den østlige Østersø blev ressourcerenten estimeret til 82 mio. kr. (2005-2007), mens der for hele fiskeriet (flerartsfiskeri) opnåedes en ressourcerente på 216 mio. kr., Lassen m.fl. (2013). Ved optimal forvaltning kunne der opnås hhv. 231 mio. kr. og 597 mio. kr.

Produktionen i dansk akvakultur har i de sidste par årtier ligget på omkring 45.000 tons til en værdi af ca. 1 mia. kr. for 2008, Nielsen og Nielsen (2010). Akvakultur bygger ikke i samme grad på økosystemtjenester som havfiskeriet, men overvejende på arbejdskraft og kapital samt foderstoffer, der er produceret uden for erhvervet. Disse foderstoffer bygger selvfølgelig i sidste ende på forsynde økosystemtjenester fra havfiskeriet (fiskemel- og olie) eller landbruget (vegetabiliske foderblandinger). Akvakulturen afhænger dog også i nogen grad af regulerende økosystemtjenester, idet der udledes næringsstoffer og organisk materiale.

De regulerende og vedligeholdende økosystemtjeneste består af en række tjenester, som bidrager til at reducere eller undgå skader, bidrager globalt til et gunstigt klima, til produktionen samt til rekreation eller immaterielle værdier såsom eksistensværdier ved opretholdelse af økosystemers funktioner og strukturer. For det marine område er disse ikke undersøgt i dansk sammenhæng, men de kunne inkludere følgende, Ravensbeck m.fl. (2013):

- Bio-remediering<sup>1</sup> samt fortynding og binding af forurening og organisk materiale.
- Reguleringen af strømme, der kan forårsage skader i form af oversvømmelser og jordskred. Vådrområder, strandenge og ålegræsbevoksninger i kystnære områder kan bidrage til kystsikring.
- Opretholdelse af livscyklus, habitater og genpuljer for havets flora og fauna.

---

1. Bio-remediering er mikrobiel (især bakteriel) nedbrydning af forurenende stoffer.

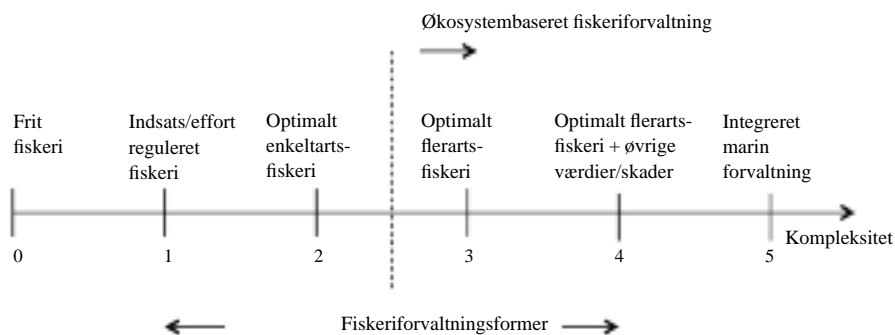
- Klimaregulering: Kulstofreduktion er velundersøgt for terrestriske økosystemer, men ikke for de marine.
- De regulerende tjenester vedrørende vandkvaliteten drejer sig først og fremmest om reduktioner af kvælstofmængden i de indre farvande. Havets og de kystnære økosystemer bidrager væsentligt til denne reduktion.

Værdisætningsstudier af kulturelle økosystemtjenester har været stigende i Danmark de seneste 20 år, men primært rettet mod naturbeskyttelse, biodiversitet, herlighedsværdier og rekreation for terrestriske områder. For det marine område i Danmark kendes ikke værdisætningsstudier bortset fra et studium af lystfiskeriet. Den samfundsøkonomiske værdi af lystfiskeri blev i 2010 estimeret ud fra et gennemsnitligt årligt forbrug på 4.051 kr. (inkl. fiskegrej og transport) svarende til et samlet national forbrug på 2,5 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, Fødevarerministeriet (2010).

#### **4. Imod en økosystemtilgang ved forvaltning af marine ressourcer.**

Bioøkonomiske modellering er et veletableret felt inden for fiskeri- og naturressourceøkonomien og kan dateres tilbage til Warmings arbejde om optimalt fiskeri fra 1911, men har især udviklet sig siden 1950'erne, hvor der blev givet vigtige bidrag fra Gordon, Scott, og Schaefer, se Frost, Andersen, og Hoff (2011). De konventionelle bioøkonomiske modeller handler imidlertid udelukkende om de forsynende økosystemtjenester i form af fiskefangster og omfatter typisk en enkelt art. I det mest simple tilfælde består en bioøkonomisk model af en biologisk vækstfunktion, der interagerer med en produktions- og en omkostningsfunktion. De enkle bio-økonomiske modeller kan dog ikke vurdere, hvordan fiskeriet påvirker samspillet mellem arterne, biodiversiteten og økosystemfunktionerne og dermed de øvrige økosystemtjenester. I sådan en simpel model vil økosystemet ud over den enkelte art være samlet i én enkelt parameter.

Gennem en årrække har man arbejdet på modeller, der bedre afspejler den komplekse virkelighed ved at inddrage flere arter eller andre værdier i modellerne end de fiskerimæssige. Figur 4 viser et kontinuum af forskellige fiskeriforvaltningsformer med stigende kompleksitet og frit fiskeri som udgangspunkt. Man kan tale om en økosystembaseret forvaltning i sin simpleste udgave, når man opgiver fokus på den enkelte art og inddrager mindst to arter, som så interagerer i et rovfisk-byttefisk forhold. De bio-økonomiske modeller for de første trin i figuren er velafprøvede. Det drejer sig om



Figur 4. Kontinuum af forvaltningsformer der viser økosystemtilgangen.

Note: Modifieret efter Kellner m.fl. (2011).

det frie fiskeri, det indsats- eller effort-regulerede fiskeri, det optimale enkeltarts-fiskeri samt visse aspekter af to-artsmodeller, der interagerer i det nævnte rovfisk-byttefisk forhold. Derimod er der endnu en begrænset litteratur, der behandler mere komplekse dele af den økosystembaserede forvaltning, dvs. fiskeri af flere end to arter, der interagerer, inddragelse af fiskeriets mulige skader på de marine økosystemer og bundstrukturer samt inddragelse af rekreative værdier og ikke-brugsværdier, der kunne fordre f.eks. en forøget hensyntagen til og beskyttelse af marine havpattedyr og havfugle. Endelig som det mest komplekse tilfælde kan man se på en samlet og integreret marin forvaltning, som inkluderer de for fiskeriet eksterne faktorer såsom kvælstofforurening fra landbruget, råstofudnyttelse og skibssøjls.

Med en lidt forenklet, men samtidig informativ vinkel, kan man beregne værdien af en række udnyttelsesmuligheder for en given fiskeart. Hannesson og Herrick (2010) har udviklet en model for sardinbestanden i den del af Stillehavet, som ligger langs den nordamerikanske kyst (California Current). Modellen kan ses som et skridt mod et værktøj til økosystembaseret fiskeriforvaltning. Den estimerer værdien af sardiner som kommerciel fangst versus værdien som bytte for en række rovdyr, nogle af kommerciel værdi som laks og tun og andre udelukkende med rekreativ værdi eller eksistensværdi f.eks. havpattedyr, eksempelvis sæler eller hvaler. Modellen vurderer, hvorledes den samlede nettoværdi af sardiner påvirkes af følgende forhold: ændringer i priserne på sardiner, priserne på rovfiskene, de ikke-kommercielle værdier, fangstomkostningerne samt den økologiske effektivitet, altså hvor stor en del af biomassen rovfiskene/rovdirene konsumerer, der bliver omformet til egen biomasse. I korte træk har fangsten af sardiner til kommercielle formål således en ekstern omkostning, der skal tages i betragtning, når politikker for en optimal forvaltning af økosystemet bliver designet.

En væsentlig årsag til, at komplekse modeller for økosystembaseret forvaltning ikke har vundet mere indpas, er manglen på viden om de biologiske og økologiske forhold og deres indvirkning på de relevante økosystemtjenester. Endvidere betyder inddragelsen af flere faktorer, at der ikke kan gives eksakte, analytiske løsninger på modellerne. Derimod kan der i konkrete situationer på empirisk grundlag opnås indsigt i samspillet mellem de enkelte økosystemtjenester, hvorved der kan bidrages til udformningen af en økosystembaseret forvaltning af havets ressourcer. Kellner m.fl. (2011) undersøgte således en række af de ovenfor illustrerede forvaltningsformer i et økosystem (koralrev), hvor der fiskes kommercielt på tre arter (en rovfisk og to byttefisk). Desuden omfatter undersøgelsen også nogle ikke-markedsomsatte økosystemtjenester fra de fiskede arter af regulerende og kulturel art, såsom regulering af plantevækst på koraler, rekreation og bidrag til biodiversiteten. Det generelle billede viser, at der ved inddragelsen af flere økosystemtjenester vil ske en (mindre) reduktion af værdien af de enkelte tjenester, men til gengæld øges den samlede værdi. Selv om det oftest vil give et positivt nettobidrag at inddrage flere økosystemtjenester i opgørelserne, vil der som nævnt i afsnit 2 være specialtilfælde, hvor en optimal forvaltning bør fokusere på en enkelt tjeneste.

En af de større udfordringer i den økosystembaserede tilgang er afvejningen af fiskeriaktiviteterne imod de forskellige værdier, der er tilknyttet bevarelsen af biodiversiteten. Sanchirico m.fl. (2013) vurderer mulighederne for eksplicit at kunne sammenligne en forøgelse af nævnte naturværdier med det tab, der må forventes i fiskeriet ved reduktion af fangsterne ud fra et konkret eksempel fra Alaska, hvor en forøgelse af bestanden af den truede Stellers søløve kan forventes tilvejebragt via hel eller delvis nedlukning af fiskerier på tre vigtige kommercielle arter (alaskasej, torsk og makrel). Betalingsvilligheden for en forøgelse af naturværdierne er søgt afdækket gennem et såkaldt valghandlingseksperiment, hvor et repræsentativt udsnit af befolkningen indgår. Usikkerheden er dog meget betragtelig, både hvad angår de biologiske relationer mellem arterne og de økonomiske faktorer, først og fremmest priserne og de anslåede betalingsvilligheder ved en forøgelse af bestanden. Ikke mindst er det meget afgørende, hvor stor en befolkning, der ligger til grund for opgørelsen af betalingsvilligheden. Er det således hele USA's befolkning, vil den samlede værdi af en forøget søløvebestand komme op i en størrelsesorden, der er sammenlignelig med værdien af de nævnte fiskerier. Beslutninger om at inddrage disse værdier vil derfor kunne få meget negative konsekvenser for fiskeriet. Der peges samtidig på det væsentlige forhold, at omkostningerne ved reduktionen af fiskeriet rammer isolerede lokalsamfund i Alaska, mens gevinsterne tilfalder en befolkning, der overvejende lever langt fra området.

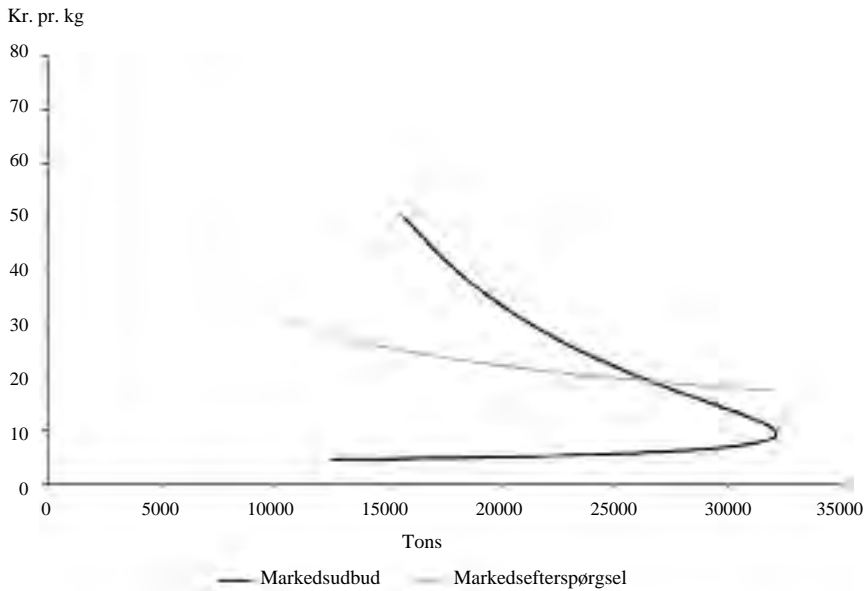
## **5. Økosystemtilgang i et dansk eksempel**

I et forsøg på at konkretisere forvaltning af økosystemer foretages i det følgende en

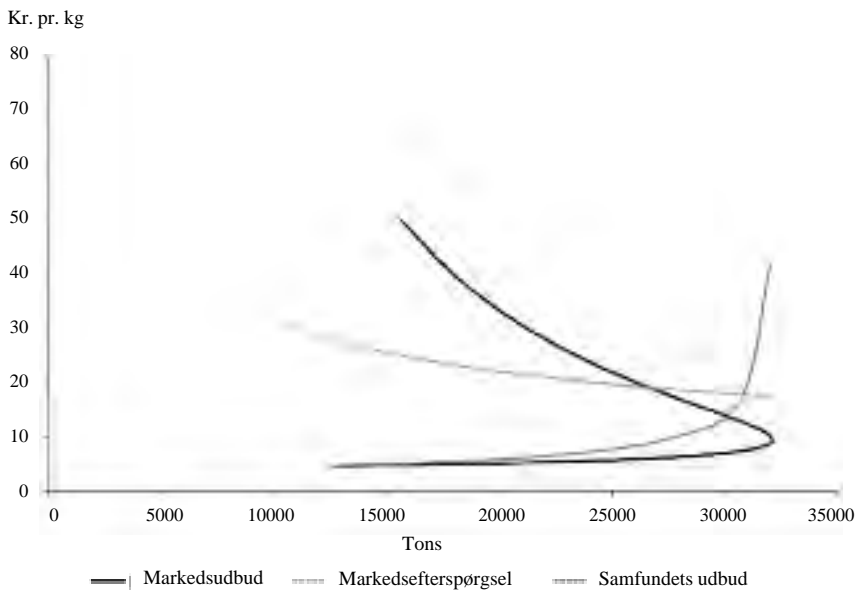
simpel analyse. Analysen bygger på en bioøkonomisk model med aldersstrukturerede fiskebestande for bytte- og rovfisk og sigter på at vise nogle af de ændringer i et optimalt fiskeri, som sker, når man bevæger sig fra venstre mod højre (fra 0 til 4) i figur 4. Resultaterne nedenfor vises dog kun for rovfisken for at bevare overskueligheden. Inddrages flere arter og flere flåder kompliceres billedet betragteligt. Eksemplet tager udgangspunkt i torskebestanden i Nordsøen, hvor kvoten i de senere år har ligget mellem 20 000 og 25 000 tons. Med de herskende klimatiske forhold er der ikke udsigt til, at kvoten kan øges til mere end 35 000 tons selv med en kraftig reduktion af fiskeriindsatsen. Under disse betingelser analyseres, hvad det betyder for udnyttelsen af torskebestanden, at der inddrages to elementer (eksternaliteter) med udgangspunkt i EU's havstrategi i forvaltningen af bestanden. Det ene element er den negative påvirkning af havbunden, som et trawlfiskeri kan medføre (Havstrategiens pkt. 6). Det andet element er den offentlige efterspørgsel efter et godt havmiljø eksemplificeret af havstrategiens pkt. 3 om bæredygtige fiskebestande. I analysen skelnes mellem erhvervets (fiskeriets) og samfundets interesser. Det antages i analysen, at erhvervet ikke inddrager ovennævnte eksternaliteter og således tilrettelægger fiskeriet uden at tage højde for de negative påvirkninger, mens samfundet inddrager disse forhold og regulerer fiskeriet under hensyn hertil.

Figur 5 viser erhvervets tilpasning under frit fiskeri i et sædvanligt udbuds-efterspørgselsdiagram (svarende til pkt. 0 i figur 4). Det skal bemærkes, at udbudskurven for fisk bøjer bagover i modsætning til, hvad der normalt antages i økonomien, nemlig at udbudskurven stiger fra venstre mod højre i hele forløbet. Årsagen er, at moderbestanden af fisk producerer et afkast, som stiger sammen med moderbestanden til en vis størrelse. Herefter aftager afkastet, selv om moderbestanden stadig vokser. Dette karakteriserer alle fornybare (gendannelige) naturressourcer med et relativt kort livsforløb (under 100 år). I det uregulerede fiskeri opstår ligevægten, hvor udbud og efterspørgsel skærer hinanden; i figur 5 ved en pris på knap 20 kr. pr. kg og en fangst på ca. 27 000 tons. I den situation er moderbestanden lille.

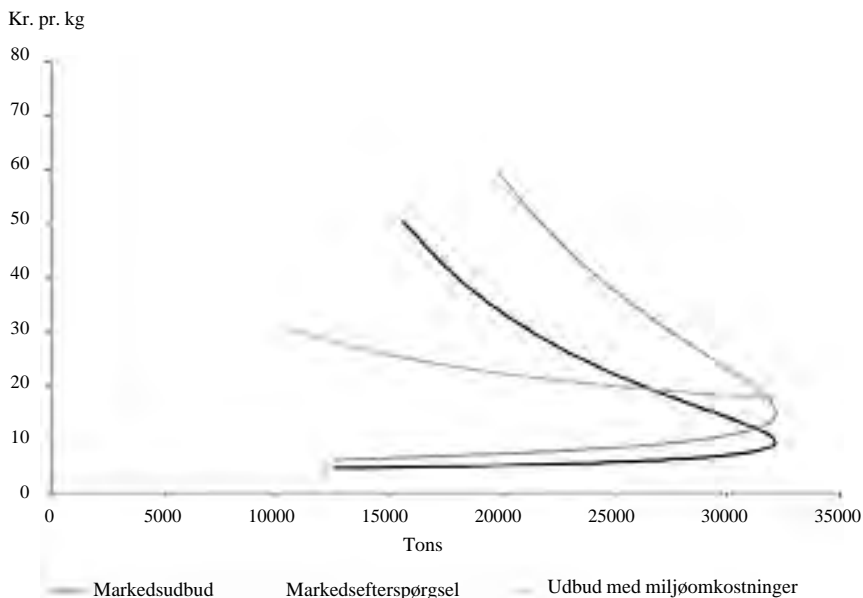
For samfundet, som ejer ressourcen, er den situation ikke hensigtsmæssig. Derfor kan der opnås samfundsøkonomiske gevinster ved at regulere. Under regulering bliver samfundets udbudskurve derfor anderledes end under frit fiskeri, hvilket ses i figur 6. Bemærk at denne udbudskurve svarer til de marginale omkostninger (udbudskurve) i figur 2. Efterspørgselskurven ændres ikke, og den nye skæring findes ved en pris på ca. 19 kr. pr. kg og en fangst på ca. 31 000 tons. Den underliggende moderbestand er også vokset i forhold til frit fiskeri. En sådan situation opnås imidlertid kun ved regulering af markedet (fiskerne), som ikke af sig kan tilpasse sig den tilstand. Samfundet kan anvende forskellige midler til at opnå den tilstand herunder kvoter, begrænsning af fiskeriindsatsen m.v.



*Figur 5. Frit fiskeri.*



*Figur 6. Samfundets udbud og efterspørgsel efter fisk.*

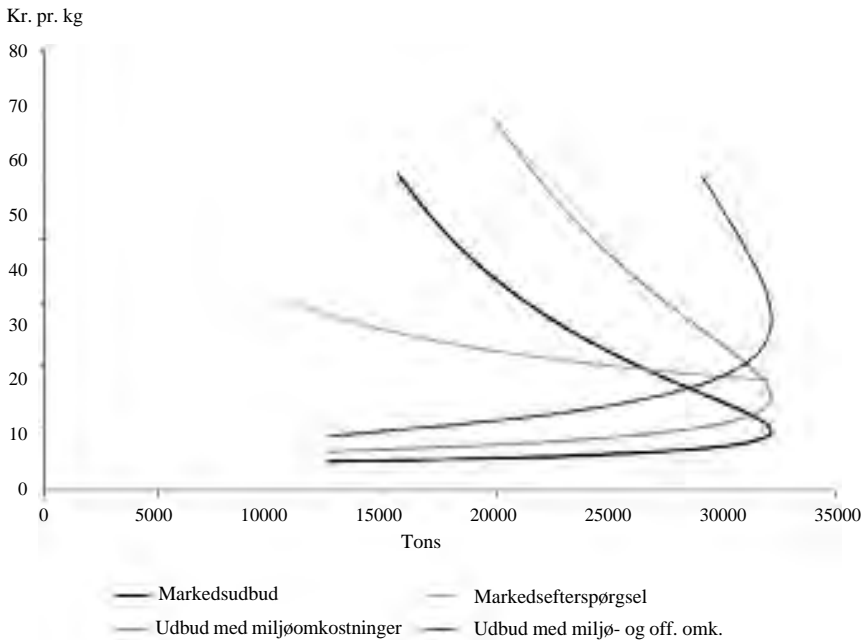


Figur 7. Frit fiskeri med omkostninger for skade på havbunden.

Betragtes nu et frit fiskeri, således at samfundet pålægger fiskeriet at betale for den skade, som påføres havbunden, fås en tilpasning, som vist i figur 7. Når fiskeriet pålægges omkostninger svarende til skaden flyttes udbudskurve opad, og fiskeriet tilpasser sig ved en pris på ca. 17 kr. pr. kg og en fangst på ca. 32 000 tons. Det skal bemærkes, at det ikke er samfundets udbudskurver, som vises i de følgende figurer, men derimod erhvervets udbudskurver korrigeret for visse eksternaliteter.

Hvis nu ønsket om bæredygtige bestande repræsenteret ved en offentlig efterspørgsel, jf. havstrategiens pkt. 3, inddrages i et frit fiskeri og under hensyn til, at skadevirkningerne på havbunden inddrages, flytter udbudskurven yderligere opad som vist i figur 8. Efterspørgselen efter bæredygtighed kan tolkes på den måde, at forbrugerne finder det omkostningsfuldt, at bestandene falder. Det vil så flytte udbudskurven yderligere opad (eller markedsefterspørgselskurven nedad). I forhold til figur 7 flyttes skæringen til en lidt højere pris og en lidt lavere fangstmængde. Det er dog værd at bemærke, at i forhold til et frit fiskeri flytter skæringen mellem udbud og efterspørgsel til et højere fangstniveau, når økosystemomkostninger inddrages. Figur 8 skjuler imidlertid, at moderbestnaden skal vokse, for at det resultat kan opnås.

Dette resultat ligner imidlertid meget resultatet fra figur 6, hvilket skyldes, at i figur 6 tager samfundet direkte hensyn til, at bestanden i et frit fiskeri (figur 5) ikke er optimal. Tages hensyn til forbrugernes præferencer for bæredygtige bestande, enten i



Figur 8. Frit fiskeri med omkostninger for skade på havbunden og på bestanden.

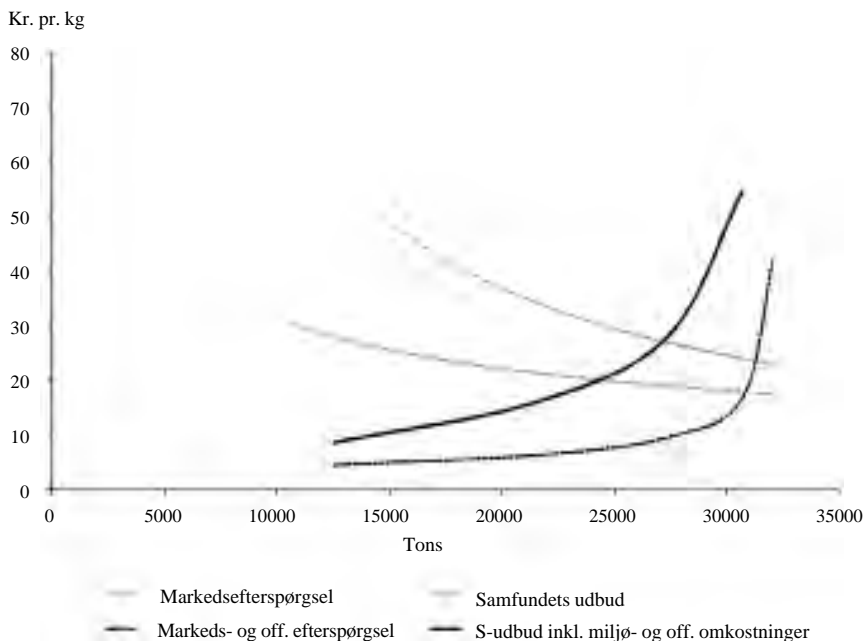
form af en afgift på fiskeriet eller i form af, at forbrugerne direkte fravælger produkter fra ikke bæredygtige bestande (fald i efterspørgsel), bruges i realiteten blot andre midler. Tilskyndelse til fravalg af produkter fra ikke bæredygtige bestande ligger til grund for den efterhånden udbredte brug af certificering af bestande.

Figur 9 viser det samfundsøkonomisk optimale fiskeri, når der henholdsvis kun ses på fiskeri, og når der inddrages økosystemtjenester. Løsningerne i dette tilfælde kan sammenlignes med løsningerne i figur 8, som viser løsningerne, når fiskerne pålægges at betale forskellige ekstraomkostninger ud over de rene fangstomkostninger. I figur 8 er der ikke taget hensyn til, at fiskerne berøver hinanden fangst, når fiskeriet er frit, også selv om de er pålagt ekstra omkostninger.

I figur 9 er der taget højde for denne eksternalitet. Det betyder, at udbudskurverne ændrer sig. Den nederste højre kurve viser samfundets udbudskurve for fiskeriet alene, mens den øverste viser samfundet udbud, når alle omkostninger for økosystemet er medtaget. Inddrages disse omkostninger, falder udbuddet af fisk fra ca. 31 000 tons til ca. 24 000 tons.

Når alle økosystemomkostninger er medtaget, er det naturligt at inddrage den øgede efterspørgsel som optræder i form af kulturelle tjenester f. eks. turisme. Antages, at omfanget af turisme er en funktion af fiskeriaktiviteten i form af landinger af fisk –





Figur 9. Optimalt reguleret fiskeri med og uden inddragelse af økosystemtjenester.

der skal jo være noget at se på – flytter markedsefterspørgselen opad. Det betyder, at det samfundsøkonomisk optimale udbud skal stige til ca. 27 000 tons (skæringen mellem den øverste efterspørgselskurve og den øverste udbudskurve).

Det er ikke tanken her at gå dybere ind i konsekvenserne af dette og de krævede reguleringer. Hensigten er blot at vise nogle af de ændringer, som kan forventes, når fokus ændrer sig fra ren fiskeriregulering til regulering af hele økosystemet.

## 6. Afsluttende bemærkninger

En stor del af verdenshavene er i dag påvirket betydeligt af menneskelige aktiviteter eller deres utilsigtede sideeffekter, hvoraf de vigtigste er kommercielt fiskeri, skibsfart, forurening samt klimaforandringer i form af temperaturstigninger og den medfølgende forsuring, Halpern m.fl. (2008). En række kystnære farvande heriblandt Nordøen er i særlig høj grad påvirket af disse aktiviteter. I EU's nye fiskeripolitik er der en tydelig fokus på emner, der falder ind under begrebet økosystemtjenester, og der er derfor næppe tvivl om, at behovet for økonomiske analyser af positive og negative påvirkninger fra fiskeriet på miljøer vil være stigende, men samtidigt er det også vigtigt at have fokus på, hvorledes andre herunder landbruget og industrien påvirker havenes miljø og dermed økosystemtjenester, som dermed også påvirker fiskeriet. Netop

den brede økosystemtilgang vil ikke kun medføre begrænsninger i fiskeriet, men også i kraft af de langsigtede mål om god miljøtilstand kunne få en positiv indvirkning på fiskebestande og dermed fiskeriet.

I EU fælles fiskeripolitik for 2013-2022 lægger EU-Kommissionen op til, at fokus flyttes fra ren fiskeriregulering til større grad af økosystemforvaltning, EU-Kommissionen (2011). Der er således foreslået et yderligere generelt mål for den fælles fiskeripolitik: Der skal i den fælles fiskeripolitik indføres en økosystembaseret tilgang til fiskeriforvaltning for at begrænse fiskeriets indvirkning på det marine økosystem. Midlerne hertil skal blandt andet søges i havstrategidirektivets kriterier for god miljømæssig tilstand jf. afsnit 1.

I en global sammenhæng er EU fælles fiskeripolitik meget veludviklet, og det kan diskuteres, hvor meget der ud fra de velfærdøkonomiske overvejelser, som ligger til grund, henholdsvis Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) og The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB 2010), kan opnås ved at ændre fokus fra ren fiskeriregulering til økosystembaseret regulering.

Det står imidlertid klart, at der kræves et endog meget omfattende forsknings- og udviklingsarbejde for at kunne implementere økosystembaseret regulering. Dette arbejde kræver ikke alene naturvidenskabelig (biologisk) indsigt, men i høj grad også økonomisk indsigt. For det første er det nødvendigt at identificere de elementer, som virker på henholdsvis omkostnings- og efterspørgselsiden, og om de virker negativt eller positivt. For det andet er det nødvendigt at kvantificere disse elementer. Mens det første er nogenlunde overkommeligt, kræver kvantificering store ressourcer, og EUs forordning taler derfor også om at anvende et forsigtighedsprincip, når dette ikke er muligt. De problemstillinger, som her er præsenteret, og de relativt simple analyser viser kompleksiteten. Og det bliver flere gange mere kompliceret, når interaktionerne mellem fiskebestandene og økosystemtjenesterne inddrages.

Sammenfattende kan det siges, at ændring af fokus fra en mere snæver fiskeribaseret regulering til en økosystemregulering komplicerer analyser og valg af midler betragteligt.

#### Litteratur

- Andersen, J. L., R. Nielsen, M. Nielsen, F. M. Laugesen, E. E. Ståhl, F. Jensen, H. Frost og P. Andersen. 2012: *Fiskeriets Økonomi 2012*. Fødevarerøkonomisk Institut (nu Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi).
- Bateman, I. J., G. M. Mace, C. Fezzi, G. Atkinson og R. K. Turner. 2011: Economic Analysis for ecosystem Service Assessments. *Environmental Resource Economics*, 48:177-218.
- EU-Kommissionen. 2008. Europa Parlamentets og Rådets direktiv 2008/56/EF af 17. juni 2008 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets havmiljøpolitiske foranstaltninger (havstrategirammedirektivet). EFT L 164/19. 25.6.2008.
- EU-Kommissionen. 2011. Forslag til Europa Parlamentets og Rådets forordning om den fælles fiskeripolitik. KOM(2011) 425 endelig.
- EU-Kommissionen. 2011. EU's Biodiversi-

- tetsstrategi for 2020. Europa-kommissionen. 6 pp. December 2011.
- Freeman, A. M. 2003: *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*, 2nd edn. Resources for the Future, Washington, D.C.
- Frost, H., P. Andersen og A. Hoff. 2011. An Application of Fisheries Economic Theory – 100 years after Warming's paper: Rent of Fishing Grounds. *Nationaløkonomisk Tidsskrift* 149: 55-84.
- Fødevarerministeriet. 2010. Analyse af adfærd, motiver og præferencer blandt danske lystfiskere. Udarbejdet som del af projektet Samfundsøkonomisk betydning af lystfiskeri i Danmark. Fødevarerministeriet, COWI. 148 s.
- Haines-Young, R. og M. Potschin. 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.
- Haines-Young, R. og M. Potschin. 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.
- Halpern B. S., S. Walbridge. K. A. Selkoe, C. V. Kappel, F. Micheli, C. D'Agrosa, J. F. Bruno, K. S. Casey, C. Ebert, H. E. Fox, R. Fujita, D. Heinemann, H. S. Lenihan, E. Madin, M. P. Perry, M. T. Selig, E. R. Spalding, M. Steneck og R. Watson. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319, 948-52
- Hannesson, R. og S. F. Herrick Jr. 2010. The value of Pacific sardine as forage fish. *Marine Policy* 34, 935-42.
- Hein, L., K. van Koppen, R. S. de Groot og E. C. van Ierland. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57:209-28.
- Kellner, J. B., J. N. Sanchirico, A. Alan Hastings og P. J. Mumby. 2011. Optimizing for multiple species and multiple values: trade-offs inherent in ecosystem-based fisheries management. *Conservation Letters* 4, 21-30.
- Lassen, H., S. A. Pedersen, H. Frost og A. Hoff. 2013. Fishery management advice with ecosystem considerations. *ICES Journal of Marine Science*, 9 pp.
- Lester, S. E., C. Costello, B. S. Halpern, S. D. Gaines, C. White og J. A. Barth. 2013. Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning. *Marine Policy* 38 80-89.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Naturstyrelsen. 2013. Danmarks Havstrategi: <http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Havet/Havmiljoet/Havstrategi/>.
- Nielsen R. og M. Nielsen. 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. Fødevarerøkonomisk Institut (nu Institut for Fødevarer- og Resourcekonomi).
- Pearce, D. 2007. Do we really care about Biodiversity? *Environmental and Resource Economics*. 37:313-33.
- Ravensbeck, L., P. Andersen, B. J. Thorsen, og N. Strange. 2013. Økosystemtjenester og deres værdisætning i tilknytning til et landsdækkende grønt netværk i Danmark – eksisterende viden, potentiel anvendelse og vidensbehov. IFRO Rapport 218. 63 pp.
- Sanchirico, J. N., D. K. Lew, A. C. Haynie, D. M. Kling, D. F. Layton. 2013. Conservation values in marine ecosystem-based management. *Marine Policy* 38: 523-30.
- TEEB. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- 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.