

Biologisk mangfoldighed og udvikling

Rasmus Heltberg

Økonomisk Institut, Københavns Universitet

SUMMARY: The paper provides an overview of how economics is applied to issues concerning the conservation of biological diversity (biodiversity). It deals with valuation of environmental goods and the economic causes of biodiversity destruction, primarily seen to be rapid population growth, market and property right imperfections and government failures. Economic policies to remedy the situation are proposed, focusing on property rights, international transfers and sustainable utilisation of natural resources. Analysing the recent controversy regarding international trade in elephant ivory, it is argued that trade in natural resource products under certain circumstances benefits conservation, and that the current international trade ban on ivory is likely to be detrimental to African elephant populations.

1. Indledning

Biologisk diversitet defineres ofte som den totale mangfoldighed af levende arter (WRI, 1994). Det anslås, at der eksisterer 5-50 millioner arter på jorden, men heraf er kun ca. 1,4 millioner beskrevet videnskabeligt. Den igangværende udryddelse af arter, der estimeres at være på mellem 1-11% af alle jordens arter hvert årti (Brown *et al.*, 1993) betyder, at klodens biologiske mangfoldighed reduceres på irreversibel vis. Jorden har tidligere oplevet lignende bølger af artsudryddelser, senest for 65 millioner år siden da dinosaurerne forsvandt. I modsætning til tidligere episoder tyder alt på, den nuværende artsreduktion er menneskeskabt (WRI, 1994). Når en art er uddød, kan den ikke genskabes, og overgår dermed fra at være en fornybar ressource til at være ikke-fornybar og udtømt. Tabet af biologiske arter repræsenterer derfor en permanent nedgang i den naturkapital, menneskeheden har til rådighed. Biodiversitet tjener en række essentielle formål i såvel u- som i-lande i forbindelse med menneskelig produktion, rekreation samt kulturelt og religiøst og udgør alt i alt en umådelig værdifuld ressource for menneskeheden. I sidste ende står vores eksistens på spil, hvis klodens livsvigtige økosystemer fortsat beskadiges hurtigere, end de regenereres.

De fleste arter findes i troperne – 40% af jordens arter lever således i de tropiske skove (WRI, 1994). De enkelte arter kan kun overleve, såfremt de understøttende natur- og økosystemer bevares. Det er derfor vigtigt at betragte biologisk diversitet (bio-

Biologisk mangfoldighed og udvikling

Rasmus Heltberg

Økonomisk Institut, Københavns Universitet

SUMMARY: The paper provides an overview of how economics is applied to issues concerning the conservation of biological diversity (biodiversity). It deals with valuation of environmental goods and the economic causes of biodiversity destruction, primarily seen to be rapid population growth, market and property right imperfections and government failures. Economic policies to remedy the situation are proposed, focusing on property rights, international transfers and sustainable utilisation of natural resources. Analysing the recent controversy regarding international trade in elephant ivory, it is argued that trade in natural resource products under certain circumstances benefits conservation, and that the current international trade ban on ivory is likely to be detrimental to African elephant populations.

1. Indledning

Biologisk diversitet defineres ofte som den totale mangfoldighed af levende arter (WRI, 1994). Det anslås, at der eksisterer 5-50 millioner arter på jorden, men heraf er kun ca. 1,4 millioner beskrevet videnskabeligt. Den igangværende udryddelse af arter, der estimeres at være på mellem 1-11% af alle jordens arter hvert årti (Brown *et al.*, 1993) betyder, at klodens biologiske mangfoldighed reduceres på irreversibel vis. Jorden har tidligere oplevet lignende bølger af artsudryddelser, senest for 65 millioner år siden da dinosaurerne forsvandt. I modsætning til tidligere episoder tyder alt på, den nuværende artsreduktion er menneskeskabt (WRI, 1994). Når en art er uddød, kan den ikke genskabes, og overgår dermed fra at være en fornybar ressource til at være ikke-fornybar og udtømt. Tabet af biologiske arter repræsenterer derfor en permanent nedgang i den naturkapital, menneskeheden har til rådighed. Biodiversitet tjener en række essentielle formål i såvel u- som i-lande i forbindelse med menneskelig produktion, rekreation samt kulturelt og religiøst og udgør alt i alt en umådelig værdifuld ressource for menneskeheden. I sidste ende står vores eksistens på spil, hvis klodens livsvigtige økosystemer fortsat beskadiges hurtigere, end de regenereres.

De fleste arter findes i troperne – 40% af jordens arter lever således i de tropiske skove (WRI, 1994). De enkelte arter kan kun overleve, såfremt de understøttende natur- og økosystemer bevares. Det er derfor vigtigt at betragte biologisk diversitet (bio-

diversitet) i sammenhæng med miljøbevarelse mere bredt i u-landene. Ressourceproblemerne og menneskets forhold til naturen er af en anden karakter i u-landene end i den industrialiserede del af verden. I udviklingslandene lever en stor del af befolkningen i umiddelbar afhængighed af naturkapitalen, da bønder, kvægbrugere, fiskere, jægere og samlere ernærer sig direkte af udbyttet fra naturen. De er ofte meget sårbare, når underliggende økosystemer forringes, eftersom de ikke har samme muligheder for at substituere med menneskeskabt kapital (kunstgødning, kunstvanding og moderne landbrugsteknologi) som landmænd i de industrialiserede lande. Økologiens økonomiske betydning kan illustreres ved Sahel området i Afrika, hvor ørkendannelsen truer millioner af småbønders og nomaders eksistens. Den helt afgørende forudsætning, for at mennesker kan overleve, og området kan udvikles økonomisk, er at jord- og vandressourcerne bevares og forbedres. Der er således ikke i u-landene i samme grad et dilemma mellem vækst og miljø som i i-landene, hvor økonomisk vækst ofte udgør en hoveddrivkraft bag ressourceudtømmning og forurening. U-landenes fattigdom og resourceproblemer hænger altså tæt sammen og forstærker gensidigt hinanden, mens resourceproblemerne i i-landene på paradoksal vis skyldes velstand (World Bank, 1992). Komplementariteten mellem naturen og udvikling nødvendiggør derfor en bedre forståelse af de økologiske og socioøkonomiske faktorer, der medvirker til at forringe naturgrundlaget og udrydde arter, og af hvorledes udviklingspolitikken kan fremme bæredygtighed.

Det er derfor kun naturligt at gennemgå den nye og spirende økonomiske teori om biodiversitet. Afsnit 2 beskriver dels nogle principielle dimensioner af en økonomisk værdisætning af miljøgoder såsom biodiversitetsbevarelse, dels identificeres den optimale mængde biodiversitet. I afsnit 3 gennemgås årsagerne til den igangværende destruktion af klodens biologiske mangfoldighed og dernæst diskuteres politikimplikationer (afsnit 4). Der lægges vægt på ejerskabsforhold, internationale overførsler samt bæredygtig kommerciel udnyttelse som en alternativ bevaringspolitik. Sidstnævnte illustreres i afsnit 5 med udgangspunkt i den aktuelle problemstilling om bevaring af den truede afrikanske elefant, inden der afsluttes i afsnit 6.

2. Den optimale mængde biodiversitet

Når samfundet skal prioritere, hvor meget biodiversitet det er ønskværdigt at bevare, må fordelene ved biodiversitet sammenlignes med omkostningerne til bevarelse. Det svarer i princippet til problemet med at finde det optimale forureningsniveau (Pearce og Turner, 1990). Det første trin i at finde den optimale mængde biodiversitet består i at værdisætte naturen. Dette er nødvendigt for at kunne udlede de samfundsøkonomiske fordele ved biodiversitet.

Hvordan vurderes nu den økonomiske værdi af en bestemt truet art eller et truet økosystem? Først må der skelnes mellem økonomiske værdier, som tilfalder menne-

sker (f.eks. ressourcens ejere og brugere) på den ene side, og på den anden side evt. moralske og i naturens indbyggede værdier, der ikke tilfalder mennesker. Økonomisk analyse er kun i stand til at håndtere den første type værdier (Pearce og Turner, 1990). Den totale økonomiske værdi af biodiversitet kan opgøres som summen af en række forskellige værdier, nemlig direkte og indirekte brugsværdi, samt options- og eksistensværdi (se f.eks. Pearce og Warford, 1993 eller Pearce og Turner, 1990).

Direkte brugsværdi omfatter værdien af de inputs, naturen leverer til vare- og serviceproduktion. Udover direkte jagt, indsamling og træfældning falder også anvendelsen af plantearter til medicinske præparater i denne kategori. Det samme er tilfældet, når genetisk materiale fra vilde arter anvendes til plante- og dyreforædling, samt for naturens æstetiske og rekreative værdier. De fleste i-lande har relativt lidt vild natur tilbage, mens de har store indtægter af produkter med ingredienser, der er udvundet eller afledt fra tropiske planter. En fjerdedel af de aktive ingredienser i den medicin, der sælges på det amerikanske marked, stammer således oprindeligt fra vilde planter (WRI, 1994). Et økosystem kan således generere direkte brugsværdi til mennesker langt væk.

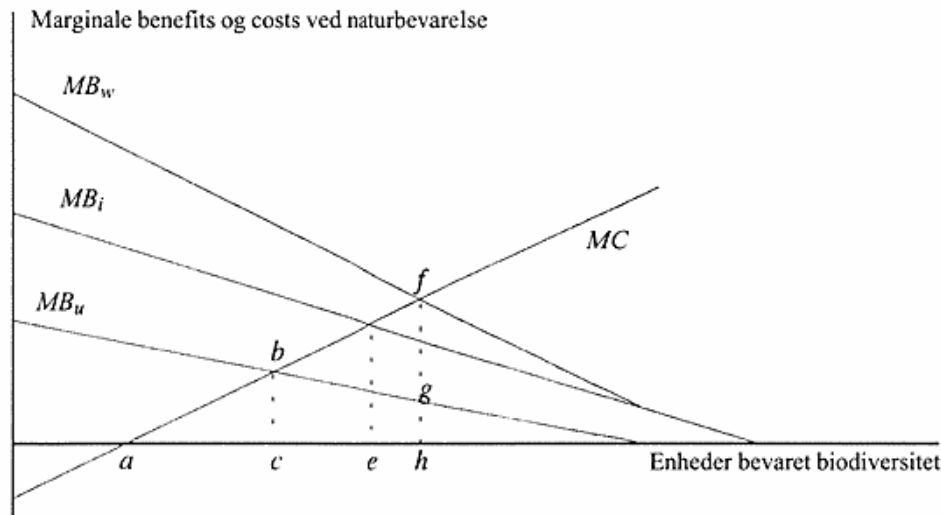
Indirekte brugsværdi hentyder til de komplicerede økologiske og klimatiske funktioner, der varetages af det samlede økosystem og dermed af de individuelle arter, der indgår heri. Her tænkes eksempelvis på tropiske skoves absorbering af kuldioxid (CO₂), der ellers ville udløses i atmosfæren, og på cirkulationen af næringsstoffer, grundvandsbeskyttelse og klimaregulering, der ydes af skovene. Økologiske systemers modstandsdygtighed overfor stress og choks er endvidere afhængig af, at diversiteten bevares. Tilpasningsevnen formindskes, når systemet beskadiges.

Optionsværdi kan sidestilles med en forsikringspræmie. Det har værdi at udskyde arters udslettelse, da muligheden for at kunne udnytte dem kommercielt på et senere tidspunkt dermed bevares. Ny viden vil måske vise, at en uddød art besad gener, som ville have været værdifulde, hvis racen stadig eksisterede.

Eksistensværdi måler betalingsvilligheden for, at arter overlever uden reference til nutidigt eller fremtidigt forbrug. Det moralske argument – at mennesket ikke har ret til at udlette andre arter fra jordens overflade – falder udenfor økonomiens analyseramme. Men med eksistensværdi findes et utilitaristisk modstykke til det moralske argument, at naturen har en eksistensret uafhængigt af dens økonomiske værdi for mennesket¹ (Pearce og Turner, 1990). At erklæret betalingsvillighed i hypotetiske spørgeskemaundersøgelser langt overstiger faktiske gaver til bevaringsarbejde (Aylward, 1992) er i denne sammenhæng et andet problem.

For alle ikke-handlede aspekter ved naturen (især indirekte brugsværdi, options- og eksistensværdi) gælder, at de kun kan måles som folks betalingsvillighed for det på-

1. Idet det moralske standpunkt om naturens eksistensret reflekteres i folks nyttefunktioner, og dermed giver sig udslag i den målte betalingsvillighed for bevarelse.



Figur 1. Optimal omfang af bevaringsindsatsen for biodiversitet.

Kilde: World Bank, 1992; Tisdell, 1991.

gældende gode. I praksis er der udviklet forskellige spørgeskemametoder til estimation heraf (f.eks. Contingent Valuation), men tallenes størrelsesorden er forbundet med endog meget stor usikkerhed (Pearce og Turner, 1990).

Det andet trin, når den optimale mængde biodiversitet skal findes, består i at sammenholde fordelene ved biodiversitet med bevaringsomkostningerne. Analysen af dette er illustreret i figur 1. *MC-kurven* viser et repræsentativt udviklingslands omkostninger ved bevarelse af en enhed biodiversitet (for eksempel en ha regnskov). Udover en vis grænse er omkostningerne ved naturfredning positive og voksende, fordi bevarelse indebærer såvel direkte beskyttelsesomkostninger i form af patruljering og retshåndhævelse², som alternativomkostninger i form af mindre økonomisk udvikling i de berørte områder, hovedsageligt tabt indtægt fra landbrug, fiskeri, skovdrift, jagt, råstofudvinding etc. *MB_u* angiver samfundsøkonomiske benefits til u-landet ved at bevare, mens *MB_i* viser de samfundsøkonomiske fordele, i-landet opnår ved bevarelse i udviklingslandet, jvf. værdisætningsdiskussionen ovenfor. *MB_w* er summen af *MB_u* og *MB_i*, eller de samlede globale benefits ved bevarelse. Hvis det antages, at ingen fordele ved naturbevarelse kan internaliseres af private, vil et ureguleret marked bevare mængden *a* af biodiversitet. En rationel regering, der tager højde for de indenlandske eksternaliteter, landets natur genererer, vil derimod søge at bevare *c* enheder, der maksimerer u-landets samlede netto-benefits. Mængden *c* er imidlertid lavere end det globalt optimale, som svarer til *h*. I fravær af indgreb vil uhensigtsmæssigt mange ar-

2. Der er også eksempler på, at fredning kan påføre lokalbefolkningen direkte tab, som når vilde elefanter ødelægger bøndernes afgrøder, eller når fredede rovdyr slår mennesker ihjel.

ter altså blive udryddet. Det følgende afsnit beskriver nogle af årsagerne til dette, mens afsnit 4 og 5 diskuterer, hvilke styringsinstrumenter en regering og det internationale samfund kan benytte, for at fremme bevaring af klodens arter.

3. Hvorfor ødelægges biodiversitet?

Der er overordnet set to direkte grunde til den igangværende reduktion af klodens artsrigdom (Fisher, 1987). Den første og vigtigste er, at arternes habitat (levested) ødelægges, forurenes eller omdannes til anden brug. Den anden hovedårsag er overudnyttelse, der indtræffer, når arten enten høstes, jages, fanges eller fiskes i et omfang, der vedvarende overstiger bestandens reproduktion. Mere specifikt kan de bagvedliggende økonomiske årsager til tab af habitat og til overudnyttelse søges i markedsfejl, utilstrækkelige ejendoms- og brugsrettigheder, i uhensigtsmæssige politikker, og i den hastige befolkningsvækst. Befolkningsvækst øger presset på naturressourcerne, for eksempel via intensiveret dyrkning af jorden, kortere braklægningsperioder, øget træfældning samt inddragelse af hidtil uopdyrkede arealer til landbrug. Desuden kan en voksende befolkning få eksisterende institutioner til forvaltning af fælles ressourcer til at bryde sammen som omtalt nedenfor.

Markedsfejl

Markedsfejl er i denne sammenhæng af betydning, fordi biodiversitet genererer mange positive eksternaliteter. For en række af de i afsnit 2 omtalte værdier ved biodiversitet gælder således, at de tilfalder en bredere kreds end blot ejerne af ressourcerne. Disse værdier vil kun sjældent kunne internaliseres, da de ikke handles på noget marked, og derfor ikke indgår i ressourceudnytternes beregninger. Når miljøeksternaliteter er vanskelige at internalisere, har det mange forklaringer. For det første er økologiske systemer meget komplekse. Sideeffekter kan optræde langt væk fra kilden og ofte først i fremtiden. For det andet er der stor usikkerhed forbundet med at fastslå de fysiske, økologiske og biologiske virkninger ved tab af biodiversitet. Samme usikkerhed gælder den ovenfor omtalte økonomiske værdisætning af disse effekter. For det tredje betyder administrative barrierer og manglende information, at det i praksis er umuligt at internalisere gennem skatter mv.

Som eksempel på markedsfejl på det globale plan kan nævnes de tropiske skove, hvis betydning for atmosfæren (drivhuseffekt) og potentielle medicinske egenskaber kommer alle mennesker til gode, uden at skovenes ejere og indbyggere får betaling herfor. Som reglerne er idag, kan udviklingslandene ikke patentere værdifuldt arvemateriale i deres biodiversitet, hvilket de naturligvis er stærkt utilfredse med (Sedjo, 1992).³ Ligeledes er der i Vesten udstrakt bekymring over udryddelsen af arterne (de-

3. Kun arvemateriale, der er blevet kunstigt forandret i laboratoriet, kan patenteres. Derimod gives ikke ophavsret til naturligt forekommende arter, heller ikke hvis de gennem århundreder er blevet udviklet og forbedret gennem bøndernes traditionelle avlsarbejde.

res eksistens- og optionsværdi), som hidtil kun i ringe grad har fundet finansielle udtryk, idet der ikke eksisterer »markeder« for biodiversitet. Andre markedsfejl på henholdsvis regionalt og lokalt plan er skovenes klimaregulerende effekt, der rækker langt videre end lokalområdet. Træfældning medfører jorderosion på omliggende marker, hvilket bl.a. skaber tilsanding af vandingskanaler og vandkraftresservoirs, hvorved disse anlægs kapacitet formindskes. Da denne type af sideeffekter ved miljødelæggelsen ikke internaliseres, medfører brugernes og ejernes individuelle optima et for stort tab af biodiversitet i forhold til det optimale på globalt plan.

Ejendomsrettigheder

At det er vanskeligt at internalisere de virkelige ressourceomkostninger skyldes ofte, at mange naturressourcer ikke har klare ejendomsrettigheder eller at disse bliver utilstrækkeligt håndhævet. Det gælder for eksempel fiskeri i internationalt farvand, hvortil der er *åben adgang* for alle, og for atmosfæren og dens kapacitet til at absorbere forurening. Problemstillingen er kendt som »*Tragedy of the Commons*« (Hardin, 1968). Når ingen ejer ressourcen kan overudnyttelse blive resultatet af individuelle ressourceudnytters rationelle handlinger, idet de med rette foregriber, at andre gør det samme. Det gælder næsten med en naturlovs regelmæssighed, at *åben adgang* ressourcer før eller senere vil blive overudnyttet. Det igangværende overfiskeri i verdenshavene er et tragisk eksempel herpå. Overudnyttelse som følge af åben adgang kan ses som en variant af *Fangens Dilemma*. Bæredygtig udnyttelse er i alles fælles interesse, men samarbejde kan ikke etableres af mangel på tillid og i fravær af en central styrende og håndhævende autoritet. Sagt på en anden måde betyder manglende ejendomsret, at eksternaliteterne ved ressourceudnyttelse – fremtidig knaphed – ikke bliver internaliseret. En anden ressource, hvortil der er tæt på *åben adgang*, er Afrikas berømte vilde dyr. I mange afrikanske lande er alt vildt officielt statsejendom, men vildtlovene håndhæves kun spredt. Vildtet opfattes derfor i en del tilfælde som »lovligt bytte«, enhver kan drive jagt på (Milner-Gulland og Leader-Williams, 1992).

Det er imidlertid vigtigt at skelne mellem ressourcer, hvortil der er *åben adgang*, og de, der er i *fælleseje*. Sidstnævnte er ressourcer, hvortil kun en nærmere afgrænset gruppe af brugere har adgang, og som samtidig er reguleret af regler og kontrol med udnyttelsen. Eksempler på fællesejede ressourcer omfatter landsbyers fælles græsningsjorde og brønde, fælles kunstvandingsanlæg, visse skove samt ferskvandsfiskeri⁴. I de vestlige lande håndteres fællesejede ressourcer af offentlige myndigheder vha. miljøgodkendelser, kvoteordninger, skatter og afgifter m.v. I udviklingslandene er staten generelt svagere og har en langt mere begrænset kapacitet til at håndhæve regler og love. Myndighedernes muligheder for indsigt, regulering og retshåndhævelse er ofte ringe i landområderne.

4. Herhjemme betegnedes *fælleden* og *almindingen* forskellige typer af fællesejede ressourcer (Engberg-Pedersen, 1993).

I stedet er traditionelle lokale institutioner til samarbejde omkring og regulering af ressourceudnyttelsen tit af stor betydning. Disse institutioner udfylder en række væsentlige funktioner, nemlig at fremme samarbejde mellem ressourcens brugere og forhindre overudnyttelse samt at løse gruppens fordelingsmæssige konflikter omkring adgang til de fælles ressourcer. Institutioner skal her forstås bredt som normer, regler og vaner for samarbejde. Det drejer sig for eksempel om regler for, hvor meget fælles vand, den enkelte husholdning eller bonde må benytte, normer der begrænser jagtsæsonen, regulering af antallet af dyr hver familie må græsse på fællesjorden osv. (Ostrom, 1990; Wade, 1988). Litteraturen om *collective action* har beskrevet en række varianter af sådanne uformelle institutioner i et stort antal samfund kloden over. Traditionelle samfund styrer de fælles naturressourcer ved hjælp af sindrige og komplekse regler, der er tilpasset lokale økonomiske, økologiske og teknologiske omstændigheder. Det kan derfor afvises, at »tragedy of the commons« skulle være et generelt fænomen for fællesejede ressourcer (Runge, 1986; Ostrom, 1990; Engberg-Pedersen, 1993).

I spilteoretiske termer svarer det til, at kooperativ adfærd ofte vil kunne opretholdes som en løsning i gentagne spil. Det gælder især, hvor (i) der er klare gevinster at opnå ved samarbejde (i forhold til non-kooperativ adfærd) (Wade, 1988), (ii) diskonteringsraten ikke er for høj (Bardhan, 1993; Wade, 1987b), og (iii) det er muligt at kontrollere, om nogen »snyder«. Landsbyboere har ofte et godt kendskab til hinandens adfærd. De besidder derfor bedre information og muligheder for at øve kontrol med naboernes udnyttelse af fælles ressourcer end de centrale autoriteter. Et andet resultat, som måske er sværere at formalisere ud fra spilteori, er betydningen af lederskab. Stærke, velinformerede, kompetente og legitime lokale ledere er ofte en udløsende faktor for kollektiv handling (Wade, 1987), fordi det ofte er formelle og uformelle lederskikkelser, der tager initiativ til institutionel forandring.

Uformelle lokale institutioner har således i en række tilfælde været offentligt kontrollerede institutioner overlegne i forhold til at beskytte naturressourcerne mod nedslidning og overudnyttelse og at mobilisere kollektiv handling (Ostrom, 1994). Lokale institutioner er dog sårbare overfor hastig befolkningsvækst og andre forandringer, der stiller store krav til institutionens fleksibilitet. Det kan være vanskeligt at gennemføre hurtig tilpasning af vaner og regler, fordi gruppens kollektive opbakning til de nye regler ofte er nødvendig. Endvidere kan centralmagts forsøg på at overtage ansvaret og kontrollen med ressourcerne underminere lokale lederes autoritet. Sammenbrud i lokale institutioner medfører ofte fatale økologiske konsekvenser (Wade, 1987a).

Regeringsfejl

Regeringsfejl og forvridninger i økonomien kan være en vigtig underliggende årsag til tab af biologisk diversitet. Et eksempel herpå er rydningen af Amazonskoven til

kvægavl og landbrug (Binswanger, 1991). Regnskove rummer et stort antal arter, der udryddes i takt med at skovene skrumper ind. For det første har en generel skattefritagelse af brasiliansk landbrug gjort landbrugssektoren til et skattely for investorer. Det har øget efterspørgslen efter jord og dermed den hastighed, hvormed uberørt skov fældes for at give plads til jord- og kvægbrug. For det andet har den brasilianske regerings anlæg af veje ind i skoven medført øget migration og aktivitet i Amazon. Vejene åbner hidtil utilgængelige områder for nybyggere, der rydder skoven for at dyrke jorden. For det tredje giver Brasiliens jordlove skøde på et jomfrueligt jordstykke til den person, der har ryddet det for skov. Nogle steder i Amazon kan nybyggere endda opnå jordrettigheder på op til tre gange det areal, de har ryddet. Denne praksis giver klare incitamenter til at rydde større arealer, end landbrugsdriften nødvendiggør. Den gavner desuden de store bedrifter, der har kapital til at rydde deres egne veje ind i skoven, og derved kan sikre sig skøder på store områder, mens småbønder må slå sig ned tæt på hovedvejene.

4. Økonomiske politikker til bevarelse af biodiversitet

Forværringen af det naturlige miljø er på ingen måde nogen uundgåelig proces, og så selvom opbremsningen af befolkningsvæksten i den 3. verden mange steder ser ud til at forløbe forholdsvist langsomt. Relativt enkle politik-tiltag kan i mange tilfælde rette op på forholdene. Der er dog ikke enighed om, hvor hovedindsatsen bør ligge. Traditionelt har naturbevarelse været biologernes ansvarsområde, og oprettelsen af fredede områder såsom nationalparker har været en hovedprioritet i bevaringspolitikken fra kolonitiden og indtil fornylig. Fredede områder har imidlertid de ulemper, at de ikke yder beskyttelse til naturen udenfor parkgrænsen, og at de er sårbare overfor ulovlig indtrængen og krybskytteri. Miljø- og bevaringspolitikken fokuserer derfor i stigende grad på, hvordan de økonomiske incitamenter kan ændres, så miljøbevarende adfærd fremmes (McNeely, 1990). I det følgende diskuteres, hvordan ændrede relative priser, ejendomsrettigheder og international bistand kan fremme naturbeskyttelse og mindske nedbrydningen af biodiversitet. Bæredygtig kommerciel udnyttelse som bevaringsstrategi diskuteres i afsnit 5.

Politikfejl

For at afskaffe politisk indførte forvridninger, der ødelægger biodiversiteten, er det nødvendigt at opnå opbakning og støtte til naturbevaring på det politiske niveau. I udviklingslandene er de offentlige budgetter utilstrækkelige, og rækker i forvejen ikke til de mange andre presserende og ofte mere synlige udviklingsbehov. Naturbevarelse får derfor sjældent helt den samme opmærksomhed og prioritet fra mediernes, vælgernes og politikernes side i u-landene som i Vesten. Hertil kommer, at såvel store som små ressourceudnyttende kan have indflydelsesrige lobbyer. F.eks. sikrer magtfulde økono-

miske interesser, at afgiften på fældning af træer i regnskoven ikke svarer til træets ressourcerente, så koncessionshaverne tjener overnormale profitter. I den forbindelse kan internationalt pres koblet med bistand og finansielle overførsler til bevaringsarbejde være med til at sikre en effektiv offentlig indsats i udviklingslandene. For eksempel har EU i et samarbejde med Verdensbanken bidraget med 250 millioner US\$ til en Regnskovsfond, der har været i stand til at inddrage den brasilianske regering i aktiviteter, der har til formål at sikre Amazon mod rydning (World Bank, 1992).

Åben adgang

De negative virkninger af åben adgang til ressourceudnyttelsen og af situationer med uafklaret ejerskab kan i nogle tilfælde afhjælpes ved at privatisere ejendomsretten til den pågældende ressource. Privat ejerskab indebærer et højere bestandsniveau (end åben adgang) fordi individuelle ejere indregner den fremtidige ressourceværdi og normalt søger at undgå fremtidig knaphed (Clark, 1990). Indførelse af private nominelle (*de jure*) ejendomsrettigheder vil imidlertid ikke i sig selv påvirke agenternes handlinger, så længe retshåndhævelse og kontrol med ejendomsretten er utilstrækkelig (Sutinen og Andersen, 1985).

I udviklingslandene er det ofte forbundet med store omkostninger at håndhæve såkaldte eksklusive ejendomsrettigheder, der udelukker andre end den formelle ejer fra adgang til ressourcen. *De facto* ejendomsrettigheder til ressourcerne – som er bestemmende for udnyttelsen – kan derfor afvige kraftigt fra *de jure* rettighederne. Privatisering uden tilstrækkelig håndhævelse og beskyttelse er derfor blot et slag i luften.

Fælleseje

Åben adgang til at udnytte en naturressource er som omtalt en væsentlig trussel mod dens eksistens. Der er på denne baggrund blevet argumenteret for privatisering af ejendomsretten. Imidlertid findes der ikke mange ressourcer på landjorden, hvortil der er fuldstændig åben adgang, i modsætning til fiskeriet i internationalt farvand. Fælleseje-systemer med komplekse skrevne eller uskrevne institutionelle arrangementer er som nævnt det normale i traditionelle samfund (Ostrom, 1990). Det er således blevet en fremherskende vurdering indenfor ressourceøkonomien, at hverken central regulering eller fuldstændig privatisering af ejendomsretten til fællesejede ressourcer er hensigtsmæssig i u-landene. Tankegangen er, at lokalt uformelt samarbejde ofte vil være den eneste effektive måde at beskytte ressourcerne på. Det er dels fordi bæredygtighed er i udnytternes egen interesse på langt sigt, dels fordi landsbyboere ofte besidder bedre muligheder for at overvåge hinandens ressourceforbrug end de formelle myndigheder. Endelig må lokale folk antages at besidde relativt bedre information om de økosystemer, de har levet af i generationer (Wade, 1987a; Ostrom, 1994).

Privat ejerskab af naturressourcerne og eksklusivitet, som det kendes i Vesten, kan også af andre grunde være uhensigtsmæssigt i udviklingslandene, blandt andet fordi fællesejede ressourcer tjener som erstatning for manglende forsikrings- og kapitalmarkeder og yder et vigtigt indtægtssupplement til de fattigste. På landet i Afrika er kvæg et af de eneste formuegoder, et aktiv, der udover at give et afkast, udgør såvel opsparring som forsikring mod dårlig høst (Binswanger *et al.*, 1989). Hyrdedrift på vidstrakte græsningsarealer, der strækker sig over forskellige klimatiske zoner, yder således forsikring mod stedspecifik tørke. På trods af risikoen for overgræsning kan nomadedrift på fællesjord derfor ses som et rationelt svar på sæsonvariation i forekomsten af vand og foder (Thompson og Wilson, 1994). Privatisering af græsningsområderne ville umuliggøre kvægets vandringer og kunne forringe landbefolkningens muligheder for at diversificere deres aktiver og gardere sig mod sted- og afgrødespecifikke risici (Dasgupta, 1994). Privatisering kunne også medføre øget ulighed, fordi traditionelle adgangsregler til fællesejede ressourcer fungerer som socialt sikkerhedsnet for de mest udsatte grupper, f.eks. de fattige og kvinderne (Platteau, 1991). I stedet er løsningen på overgræsning at styrke eksisterende lokale institutioner til regulering af resourceudnyttelsen, for eksempel ved formel anerkendelse af stammens eller landsbyens hævdvundne brugsret eller ved at yde finansiel og teknisk støtte til landsbyråd, producentkooperativer og lign. Det er vigtigt, at den formelle jura understøtter fælleseje-institutionerne og landsbyoverhovedets traditionelle autoritet over ressourcerne. Der er nemlig en del eksempler på fællesejessystemer, der er brudt sammen som følge af koloni- eller statsadministrationens forsøg på at overtage det formelle ansvar for de lokale ressourcer. De samme myndigheder har desuden ikke vist sig i stand til at etablere et effektivt reguleringssystem til erstatning for det traditionelle (Ostrom, 1990).

International bistand til naturbevarelse

På det internationale niveau er overførsler fra de industrialiserede lande påkrævede for at støtte og øge u-landenes indsats for at bevare den biologiske mangfoldighed. Princippet om internationale overførsler blev knæsat i FN-deklarationen om Biologisk Diversitet, som blev underskrevet på UNCED mødet i Rio de Janeiro 1992 («Topmødet i Rio»). Konventionen fastslår for det første, at alle lande er forpligtede til at beskytte deres biodiversitet, og for det andet, at de rige samfund bør kompensere udviklingslandene for deres bevaringsindsats. Det blev samtidig besluttet, at Global Environment Fund (GEF), som bestyres af Verdensbanken, FN's Miljøprogram (UNEP) samt FN's Udviklingsprogram (UNDP), skulle bruges som finansieringskanal for konventionen. GEF er hermed blevet en af de vigtigste institutioner for miljøbevarelse på globalt plan. Det har dog efterfølgende vist sig vanskeligt at enes om en fordelingsnøgle for GEFs finansiering. Donorer bevilgede i perioden 1991-94 ialt US\$ 1,2 milliarder, og for 1994-97 er US\$ 2 milliarder blevet lovet til opfyldning af miljøfonden.

Ideen bag GEF kan kort beskrives som et forsøg på at internalisere de positive eksternaliteter, som bevarelse af u-landenes biodiversitet har for de industrialiserede lande.

Princippet bag GEF er illustreret i figur 1 (World Bank, 1992; Tisdell, 1991). Et industrialiseret land, der indser, det er i dets egen interesse at yde støtte til naturbevaring i udviklingslandet, har incitament til at sikre bevarelse af mængden e . Dette er mere, end udviklingslandet i fravær af bistand ville bevare (nemlig mængden c). I-landene kan bringe antallet af overlevende arter nærmere til det for dem optimale ved at støtte forskellige programmer, der kompenserer u-landet og ressourcudnyttterne for indtægstab ved naturbevaring. Ideen er, at kun ved at give lokalbefolkningen økonomiske incitamenter til ressourcebevarelse, kan naturkapitalen sikres i passende omfang.

Bistandsgiveres free-rider problemer

Som det fremgår af figur 1, er der et misforhold mellem hvor meget naturbeskyttelse en opportunistisk bilateral donor vil betale for (e), og det globalt optimale (h). I figuren opstår dette misforhold, fordi donoren ikke tager hensyn til de marginale benefits ved bevarelse i u-landet. I en verden af mange potentielle donorer, der alle opnår benefits af udviklingslandenes biodiversitet, er det sandsynligt, at forskellen mellem e og h er af betydeligt omfang. Det hænger sammen med, at hvert donorland kun har incitament til at støtte bevarelse i det omfang, det selv nyder godt af den bevarede biodiversitet, idet der ikke tages højde for de positive eksternaliteter, andre lande opnår ved naturbevaring. Mange aspekter af biodiversitet har karakter af globale offentlige goder (Tobey, 1993). Det gælder således indholdet af medicinske komponenter i planter, der kan udnyttes af alle interesserede, såfremt planten stadig eksisterer⁵. I en verden bestående af mange potentielle donorer betyder dette, at den enkelte donor har incitament til at køre friløb på andre landes indsats for det fælles miljø (Tobey, 1993).

Free-rider problemerne i forbindelse med enkeltlandes internationale bistand til naturbevarelse er formaliseret af Barrett (1994). I mangel af en overstatslig myndighed, der kan gennemtvinge en kooperativ løsning, hvor hver nation yder en passende andel, forekommer det sandsynligt, at free-rider problemer kan vanskeliggøre muligheden for at skaffe international finansiering til bevaringsformål. Dette er utvivlsomt en del af forklaringen på de langtrukne forhandlinger om finansiering af GEF og de forholdsvis beskedne beløb, donorerne hidtil har forpligtet sig til at yde.

Figur 1 illustrerer endvidere en anden interessant omstændighed ved GEF's miljøbistand, nemlig princippet om kun at finansiere »incremental costs« eller merudgifter (World Bank, 1992), som er de netto merudgifter, udviklingslandet påføres ved bevaringsindsatsen. I figur 1 svarer dette til arealet bfg , såfremt den globalt optimale mængde h bevares. Det fremgår, at hele gevinsten ved bevarelse af biodiversitet tilfalder de industrialiserede lande, mens udviklingslandene kun akkurat holdes skadesløse under princippet om incremental cost.

5. Og såfremt der ikke er taget patent.

5. Kommerciel udnyttelse

Bæredygtig kommerciel udnyttelse af naturen omfattende jagt, høst, turisme m.m. er blevet foreslået som en metode til at øge naturens økonomiske værdi for ejerne og dermed skabe incitament til bevarelse (Swanson, 1993). Tankegangen er, at ejere og udnytttere betragter naturen som et aktiv. I det omfang, naturkapitalen giver et afkast på højde med andre formuegoder, vil lokalbefolkningen have incitament til at bevare naturen og investere i dens beskyttelse. For lavt afkast fører til, at naturressourcen konverteres til anden form, eller at der ikke investeres i beskyttelse, så lav-produktiv natur ødelægges gennem ulovlig høst, træfældning, jagt etc. Det gælder for eksempel vilde dyr i Afrika, der mange steder nyder helt utilstrækkelig beskyttelse mod krybskytter (Leader-Williams og Albon, 1988). Naturen kan i denne sammenhæng generere indtægter dels gennem *forbrugende* udnyttelse såsom jagt, fiskeri og tømmerhugst, og dels via *ikke-forbrugende* udnyttelse som turisme, plukning af bær og nødder, gummitapning mv. Forbrugende udnyttelse giver ofte anledning til voldsomme og følelsesladede kontroverser (Favre, 1993; Pearce og Warford, 1993), hvor bl.a. biologer og naturbeskyttelsesorganisationer ønsker forbud mod udnyttelse af en række truede og ikke-truede arter. Andre fremhæver den negative indvirkning på incitamentet til naturbevarelse, disse forbud skaber (Brown *et al.*, 1993; Swanson, 1993). Debatten har været særlig intens i forbindelse med den afrikanske elefant, der behandles i det følgende.

Elefanten: Udnyttelse eller fredning?

Elefantbestanden i Afrika faldt fra ca. 1,2 millioner til ca. 600.000 i løbet af 1980'erne (ITRG, 1989). Hovedtruslen på kort sigt er krybskytter, der skyder elefanterne for deres stødtænder med henblik på forsyning af det internationale marked for elfenben. Samtidig udgør tab af habitat på grund af befolkningsvækst og landbrugseksponering en alvorlig trussel mod de plads- og ressourcekrævende elefantbestande på lidt længere sigt.

Reaktionen på elefanternes bestandsnedgang har været vedtagelsen af et internationalt forbud mod handel med elfenben i 1989, der stoppede al legal trafik med forarbejdet såvel som uforarbejdet elefant elfenben. Det institutionelle forum for regulering af handelen med produkter fra vilde dyr og planter er Konventionen om international handel med truede arter (CITES, også kendt som Washington Konventionen). Før forbudet var elfenben efterspurgt til musikinstrumenter og dekorative formål i Vesten, og til figurer og personlige segl i Japan og Fjernøsten. Ca. 80% af denne handel omfattede illegalt elfenben, der enten smugledes til bestemmelsesstedet, eller som via korrupsion og forfalskede papirer kom ind i den lovlige handel (ITRG, 1989).

Når det skal vurderes, om denne type handelsforbud vil være effektiv i forhold til at bevare elefanten, må der skelnes mellem to effekter. På den ene side er der den direkte indvirkning på jagt og skydning, og på den anden side forbudets betydning for alloke-

ring af jordarealer på vildt. Sidstnævnte effekt er éntydigt negativ. Konvertering af jorden til andre formål fremskyndes, når indtægten fra dyrene forringes (Barbier *et al.*, 1992). Den direkte effekt på jagt og skydning er imidlertid som påvist i det følgende afsnit sværere at vurdere éntydigt.

Det sorte marked for elfenben

Med handelsforbudet faldt al legal elfenbenshandel væk. Et sort marked opererer dog stadig i Fjernøsten. Faldet i forsyninger risikerer at øge elfenbenets pris på det sorte marked⁶. Da krybskytter og smuglere er motiverede af den økonomiske gevinst (Milner-Gulland og Leader-Williams, 1992) vil prisstigninger på elfenben som følge af et forbud lede til yderligere krybskytteri. Hertil kommer, at de afrikanske staters omfattende elfenbenslagre ikke kan markedsføres ifølge CITES' regler. Det betyder, at konfiskerede stødtænder og elfenben fra officielle beskydningsprogrammer tilbageholdes fra markedet, hvorved prisen presses yderligere op. Kenya har iscenesat offentlige afbrændinger af sine elfenbenslagre – et skridt der økonomisk set virker modsat hensigten. Lagrene burde istedet sælges på det sorte marked for at sænke prisen og derved reducere incitamentet til krybskytteri (Heltberg, 1995). Endvidere kan der peges på, at forbudet reducerer incitamentet til at investere i retshåndhævelse og beskyttelse af dyrene, idet deres værdi som aktiv formindskes (Swanson, 1993). Det ser derfor ud til, at fortalene for handelsforbud overser den afgørende betydning, prisudviklingen på det sorte marked for elfenben har for krybskytteriet.

Stillet overfor disse argumenter peger naturbeskyttelsesorganisationerne ofte på den moralske og normdannende virkning af handelsforbud og understreger betydningen af en reduktion af efterspørgslen (Favre, 1993). Endvidere er afsløring af smuglere blevet nemmere, idet alt elfenben i omløb nu er illegalt. *A priori* kan det derfor ikke éntydigt afgøres, hvorvidt et handelsforbud øger eller mindsker jagt og skydning. Mangelfulde data medfører, at det også empirisk er uafklaret, om elfenbensforbudet har øget eller mindsket elefantkrybskytteri og illegale markedspriser (Dublin *et al.*, 1994)⁷. Derimod har et tilsvarende forbud mod handel med næsehorns horn vist sig ude af stand til at stoppe denne dyrearts dramatiske tilbagegang. Næsehorn er efterspurgt i Fjernøsten, hvor det pulveriseres og indgår i traditionel kinesisk medicin. Den medicinske anvendelse gør, at efterspørgslen er stærkt uelastisk (Milner-Gulland, 1993), og efter CITES-forbudet fra 1976 er priserne gået yderligere op, og krybskytteriet er tiltaget. Næsehornet er idag meget tæt på at være udryddet. De rejste problemstillinger er derfor relevante i praktiske policy sammenhænge.

6. Prisstigninger indtræder medmindre forbudet har en tilstrækkelig stor påvirkning af efterspørgslen i nedgående retning.

7. Samme undersøgelse fastslår, at forbudet ikke har været i stand til at stoppe krybskytteriet, og at selvom elfenbensmarkedene i Vesten er lukket, er nye i det Fjerne Østen kommet til.

Jordarealer til vildt

Den anden hovedeffekt af CITES-forbudet er som nævnt på arealanvendelsen. I Afrika konkurrerer mennesket og elefanten om knappe jord- og vandressourcer, og handelsforbudet forværrer utvivlsomt det pres, elefanternes habitat udsættes for som følge af ekspanderende landbefolkninger. Det skyldes, at CITES' elfenbensforbud reducerer det afkast, jordområderne giver, når de anvendes til vilde dyr. Herved bliver omdannelse af arealerne til jord- og kvægbrug et mere tillokkende alternativ. Handelsforbud kan derfor ikke på langt sigt løse bevaringsproblemet (Barbier *et al.*, 1992; Dublin *et al.*, 1994; Heltberg, 1995).

Alternative strategier for naturbevarelse forsøger derfor at give lokale beboere fordele ved den vilde natur. Det sker i praksis ved at uddelegere jagt- og ejendomsrettigheder over et områdes vilde dyr til lokalbefolkningen og give dem del i turistindtægter. Sådanne skridt kan ændre folks opfattelse af dyrene fra lokale plageånder, der gør livet farligt og ødelægger afgrøderne, til værdifulde aktiver, det er i egen interesse at beskytte (Kiss, 1990; Wells og Brandon, 1992). Disse forsøg på at inddrage lokalbefolkningen er et brud med tidligere tiders naturbevarelsespolitik, hvor beskyttede områder typisk fratog brugerne deres traditionelle rettigheder. Nationalparkerne kom derfor i vid udstrækning i miskredit hos de befolkninger, der tidligere beboede eller udnyttede området. Manglen på folkelig legitimitet skabte fjendtlighed og medførte overgreb. Det er på denne baggrund blevet indset, at fredningsprojekter bør inddrage lokalbefolkningen og gøre dem til partnere i naturbevarelsen (McNeely, 1990). Dette vanskeliggøres imidlertid af handelsforbud såsom det mod elfenben, der mindsker indtægterne fra Afrikas dyreliv (Barbier *et al.*, 1992). Det gælder i særlig grad for et land som Zimbabwe, hvor salg af elfenben tidligere udgjorde en vigtig indtægtskilde fra landets vilde natur (Kiss, 1990). Zimbabwe er da også blandt hovedfortalerne for en genoptaget elfenbenshandel, mens Kenya – hvor naturbaseret turisme er langt vigtigere – på det skarpeste modsætter sig, at handelen genoptages. Det ser således ud til, at landene i en vis udstrækning baserer deres bevaringspolitik på, hvorledes naturen kan give et økonomisk afkast.

6. Afsluttende bemærkninger

Økonomisk analyse kan bidrage på betydningsfuld vis til forståelse af mekanismerne bag biodiversitetens forsvinden. Det vil uden tvivl være uforholdsmæssigt kostbart at bevare alle arter. En økonomisk analyse giver imidlertid basis for at mene, at der på grund af en række markedsfejl udryddes for stort et antal arter i forhold til det optimale. Der forekommer således at være god grund til offentlig indgriben for at fremme bevaringsarbejdet. Et væsentligt problem er i denne sammenhæng, at bevaring af biodiversitet kræver en koordineret indsats på globalt plan, hvilket vanskeliggøres af free-rider problemer blandt potentielle donorer.

Ligesom i den øvrige miljøpolitik kan der noteres et skift i bevaringspolitikken fra udelukkende at fokusere på forbud og kvantitative indgreb til i stigende grad også at basere sig på økonomiske politikker og incitamentspåvirkning. I den forbindelse er det vigtigt at kende de præcise virkninger af forskellige politikker, og her kommer økonomisk analyse til sin ret. Der er dog en lang række uafklarede områder, hvor yderligere forskning er tiltrængt. Der kan for eksempel peges på spørgsmålet om, hvordan free-rider problemer på lokalt og globalt plan (blandt donorer) kan formindskes, samt på behovet for at kortlægge virkningen af forskellige typer af ejendomsret under forskellige betingelser. Det er ligeledes uafklaret, hvordan finansielle overførsler til bevaringsformål kan designes i praksis, så det sikres, at pengene anvendes efter hensigten med så begrænsede administrationsomkostninger som muligt.

Litteratur

- Aylward, Bruce 1992. Appropriating the value of wildlife and wildlands. In *Economics for the wilds: wildlife, wildlands, diversity and development*, red. Timothy Swanson og Edward B. Barbier, London.
- Barbier, Edward B., Joanne C. Burgess, Timothy M. Swanson og David W. Pearce. 1992. *Elephants, Economics and Ivory*. London.
- Bardhan, P. 1993. Analytics of the Institutions of Informal Cooperation in Rural Development. *World Development* 21(4): 633-639.
- Barrett, S. 1994. The biodiversity supergame. *Environmental and resource economics* 4(1): 75-94.
- Binswanger, Hans P., J. McIntire og C. Udry. 1989. Production relations in semiarid African agriculture. In *The economic theory of agrarian institutions*, red. P. Bardhan, Oxford.
- Binswanger, Hans P., 1991. Brazilian policies that encourage deforestation in the Amazon. *World Development* 19(7): 821-829.
- Brown, K., D.W. Pearce, C. Perrings og T. Swanson. 1993. *Economics and the Conservation of Global Biological Diversity*. GEF Working Paper 2, Washington.
- Clark, Colin W. 1990. *Mathematical bio-economics: the optimal management of renewable resources*. 2nd ed. New York.
- Dasgupta, P. 1994. *An inquiry into well-being and destitution*. Oxford.
- Dublin, H.T., T. Milliken og R.F.W. Barnes. 1994. *Four years after the CITES ban: illegal killing of elephants, ivory trade and stockpiles*. IUCN/SSC African elephant specialist group, Nairobi.
- Engberg-Pedersen, Lars. 1993. Almindingen: den uundgæelige tragedie? *Den Ny Verden* 1993(4): 82-91.
- Favre, David 1993. Debate within the CITES community: what direction for the future? *Natural Resources Journal* 33(4): 875-918.
- Fisher, Anthony C. 1987. *Aspects of species extinction: Habitat loss and overexploitation*. Working Paper, Division of agricultural sciences, California University.
- Hardin, Garrett J. 1968. The tragedy of the Commons. *Science* 162: 1243-1248.
- Heltberg, Rasmus 1995. *Economics of Biodiversity Conservation*. Specialeafhandling, Økonomisk Institut, Københavns Universitet.
- ITRG, 1989. *The ivory trade and the future of the African elephant - vol. 2*. Ivory Trade Review Group, CITES, Lausanne.
- Kiss, Agnes 1990. *Living with wildlife: wildlife resource management with local participation in Africa*. World Bank Technical Paper 130, Washington.
- Leader-Williams, N. og S.D. Albon. 1988. Allocation of resources for conservation. *Nature* 336: 533-535.
- McNeely, Jeffrey A. et al. 1990. *Conserving the world's biological diversity*. Gland, Switzerland.
- Milner-Gulland, E.J. 1993. An econometric

Ligesom i den øvrige miljøpolitik kan der noteres et skift i bevaringspolitikken fra udelukkende at fokusere på forbud og kvantitative indgreb til i stigende grad også at basere sig på økonomiske politikker og incitamentspåvirkning. I den forbindelse er det vigtigt at kende de præcise virkninger af forskellige politikker, og her kommer økonomisk analyse til sin ret. Der er dog en lang række uafklarede områder, hvor yderligere forskning er tiltrængt. Der kan for eksempel peges på spørgsmålet om, hvordan free-rider problemer på lokalt og globalt plan (blandt donorer) kan formindskes, samt på behovet for at kortlægge virkningen af forskellige typer af ejendomsret under forskellige betingelser. Det er ligeledes uafklaret, hvordan finansielle overførsler til bevaringsformål kan designes i praksis, så det sikres, at pengene anvendes efter hensigten med så begrænsede administrationsomkostninger som muligt.

Litteratur

- Aylward, Bruce 1992. Appropriating the value of wildlife and wildlands. In *Economics for the wilds: wildlife, wildlands, diversity and development*, red. Timothy Swanson og Edward B. Barbier, London.
- Barbier, Edward B., Joanne C. Burgess, Timothy M. Swanson og David W. Pearce. 1992. *Elephants, Economics and Ivory*. London.
- Bardhan, P. 1993. Analytics of the Institutions of Informal Cooperation in Rural Development. *World Development* 21(4): 633-639.
- Barrett, S. 1994. The biodiversity supergame. *Environmental and resource economics* 4(1): 75-94.
- Binswanger, Hans P., J. McIntire og C. Udry. 1989. Production relations in semiarid African agriculture. In *The economic theory of agrarian institutions*, red. P. Bardhan, Oxford.
- Binswanger, Hans P., 1991. Brazilian policies that encourage deforestation in the Amazon. *World Development* 19(7): 821-829.
- Brown, K., D.W. Pearce, C. Perrings og T. Swanson. 1993. *Economics and the Conservation of Global Biological Diversity*. GEF Working Paper 2, Washington.
- Clark, Colin W. 1990. *Mathematical bio-economics: the optimal management of renewable resources*. 2nd ed. New York.
- Dasgupta, P. 1994. *An inquiry into well-being and destitution*. Oxford.
- Dublin, H.T., T. Milliken og R.F.W. Barnes. 1994. *Four years after the CITES ban: illegal killing of elephants, ivory trade and stockpiles*. IUCN/SSC African elephant specialist group, Nairobi.
- Engberg-Pedersen, Lars. 1993. Almindingen: den uundgæelige tragedie? *Den Ny Verden* 1993(4): 82-91.
- Favre, David 1993. Debate within the CITES community: what direction for the future? *Natural Resources Journal* 33(4): 875-918.
- Fisher, Anthony C. 1987. *Aspects of species extinction: Habitat loss and overexploitation*. Working Paper, Division of agricultural sciences, California University.
- Hardin, Garrett J. 1968. The tragedy of the Commons. *Science* 162: 1243-1248.
- Heltberg, Rasmus 1995. *Economics of Biodiversity Conservation*. Specialeafhandling, Økonomisk Institut, Københavns Universitet.
- ITRG, 1989. *The ivory trade and the future of the African elephant - vol. 2*. Ivory Trade Review Group, CITES, Lausanne.
- Kiss, Agnes 1990. *Living with wildlife: wildlife resource management with local participation in Africa*. World Bank Technical Paper 130, Washington.
- Leader-Williams, N. og S.D. Albon. 1988. Allocation of resources for conservation. *Nature* 336: 533-535.
- McNeely, Jeffrey A. et al. 1990. *Conserving the world's biological diversity*. Gland, Switzerland.
- Milner-Gulland, E.J. 1993. An econometric

- analysis of consumer demand for ivory and rhino horn. *Environmental and resource economics* 3:73-95.
- Milner-Gulland, E.J. og N. Leader-Williams. 1992. A model of incentives for the illegal exploitation of black rhinos and elephants: poaching pays in Luangwa Valley, Zambia. *Journal of Applied Ecology* 29: 388-401.
- Ostrom, E. 1990. *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge.
- Ostrom, Elinor 1994. *Neither market nor state: governance of common-pool resources in the twenty-first century*. International Food Policy Research Institute, Washington.
- Pearce, David W. og Terry K. Turner. 1990. *Economics of natural resources and the environment*. London.
- Pearce, Davis W. og Jeremy J. Warford. 1993. *World without end: economics, environment and sustainable development*. New York.
- Platteau, J.-Ph. 1991. Traditional systems of social security and hunger insurance: past achievements and modern challenges. In *Social security in developing countries*, red. E. Ahmad, J. Dréze, J. Hills og A. Sen, Oxford.
- Runge, C.F. 1986. Common property and collective action in economic development. *World Development* 14(5): 623-635.
- Sedjo, Robert A. 1992. Property rights, genetic resources, and biotechnological change. *Journal of Law and Economics* 32(April): 199-213.
- Sutinen, Jon G. og Peder Andersen. 1985. The economics of fisheries law enforcement. *Land economics* 61(4): 387-397.
- Swanson, Timothy 1993. Regulating endangered species. *Economic policy* 185-205.
- Swanson, Timothy og Edward B. Barbier. 1992. *Economics for the wilds: wildlife, wildlands, diversity and development*. London.
- Thompson, Gary D. og Paul N. Wilson. 1994. Common property as an institutional response to environmental variability. *Contemporary economic policy* XII:10-21.
- Tisdell, Clement A. 1991. *Economics of environmental conservation: Economics for environmental and ecological management*. Amsterdam.
- Tobey, James A. 1993. Toward a global effort to protect the earth's biological diversity. *World Development* 21(12): 1931-1947.
- Wade, Robert 1987a. The management of common property resources: collective action as an alternative to privatisation or state regulation. *Cambridge Journal of Economics* 11: 95-106.
- Wade, Robert 1987b. The management of common property resources: finding a Cooperative solution. *World Bank Research Observer* 2(2): 219-23.
- Wade, Robert 1988. *Village Republics: Economic Conditions for Collective action in South India*. Cambridge.
- Wells, Michael og Katrina Brandon. 1992. *People and parks: linking protected area management with local communities*. Washington.
- World Bank. 1992. *World Development Report 1992*. New York.
- WRI. 1994. Biodiversity. In *World resources 1994-95: a guide to the global environment*, World Resources Institute, Washington.