

NATUR, ØKONOMI & VELFÆRD

Rapport fra
Wilhelmudvalgets arbejdsgruppe
vedrørende økonomi & velfærd

Kolofon

Titel: Natur, økonomi og velfærd

Udgivet af: Wilhjelmudvalget, november 2001

Sekretariat: Skov- og Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
DK-2100 København Ø
Tlf: 39 47 20 00
E-mail: sns@sns.dk
Internet: www.sns.dk

Redaktion: Handlingsplansekretariatet

Design: Page Leroy-Cruce

Oplag: 400 eks.

ISBN: 87-7279-339-2

Tryk: Skov- og Naturstyrelsens trykkeri

Papirkvalitet: Cyclus Office 90g

Pris: Gratis

Sideantal: 87 + 19

Publikationen kan læses på
Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside
eller fås i Miljøbutikken, Læderstræde 1-3,
1201 København K
Tlf: 33 95 40 00
Fax: 33 92 76 90
E-post: butik@mem.dk

Publikationen må citeres med kildeangivelse.

Kort om Wilhjelmudvalget

Wilhjelmudvalget blev nedsat af regeringen med den opgave at udarbejde et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Tidligere industriminister Nils Wilhjelm blev formand for udvalget.

I Wilhjelm-udvalget deltog 35 medlemmer som repræsentanter for jordbrugs- og fiskerierhvervene, natur- og friluftorganisationer, forskningsinstitutioner, berørte myndigheder mv.

Udvalgets arbejde er et bidrag til regeringens forberedelse til FNs Verdenstopmøde om Bæredygtig Udvikling i 2002. Udvalget afgav sin rapport til regeringen d. 23. august 2001. Rapporten findes på Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside www.sns.dk.

Udvalget nedsatte 4 arbejdsgrupper for henholdsvis naturkvalitet og naturovervågning, havets natur, landbrug, økonomi og velfærd, som hver har udarbejdet en rapport. Endvidere blev der udarbejdet en række faglige udredninger af Danmarks Miljøundersøgelser, Forskningscenter for Skov og Landskab, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole m.fl., som har dannet grundlag for udvalgets arbejde. Dette materiale udtrykker således ikke nødvendigvis i alle henseender udvalgets opfattelse.

Wilhjelmudvalgets sekretariat

Udvalget blev sekretariatmæssigt betjent af Skov- og Naturstyrelsen, der nedsatte et særligt sekretariat til løsning af opgaven. I sekretariatet deltog: kontorchef Henrik Knuth-Winterfeldt, fuldmægtig Henrik Wichmann, biolog Tine Nielsen Skafte, agronom Jørn Jensen, hortonom Lone Bjørn, overassistent Ingelise Johansen.

INDHOLD

0. Sammenfatning, konklusioner og anbefalinger	5
1. Indledning	13
1.1. Prioritering og naturbeskyttelse	13
1.2. Behov for økonomisk værdisætning	14
1.3. Bred debat og offentlig regulering	15
1.4. Arbejdsgruppens møder, medlemmer og sekretariat	16
1.5. Arbejdsgruppens opgaver	17
1.6. Referencer	17
2. Bæredygtighed, værdier og natur	19
2.1. Bæredygtighed	19
2.2. Værdier	20
2.3. Naturkapital og substitution	21
2.4. Naturens tilstand og den nedre kritiske grænse	23
2.5. Referencer	25
3. Den økonomiske udvikling og naturkapitalen	27
3.1. Grænser for naturkapitalens bæreevne	27
3.2. Manglende priser og vægtning af fremtidige generationers behov	28
3.3. Naturkapitalens værdi	30
3.4. Referencer	31
4. Danskeres præferencer i forhold til aspekter af biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse	33
4.1. Villighed til at betale	33
4.2. Metodiske problemer i relation til præferenceundersøgelser	33
4.3. Krav og præferencer i forhold til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse	35
4.4. Sammenfatning af gennemførte undersøgelser og analyser af danskeres præferencer i relation til aspekter af biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse	37
4.5. Referencer	38
5. Økonomisk værdisætning	41
5.1. Priser og ikke-markedsgoder	41
5.2. Velfærdsøkonomisk analyse af ikke-markedsgoder	42
5.3. Økonomisk værdisætning	42
5.4. Eksempler på økonomiske værdisætningsundersøgelser og velfærdsøkonomisk projektvurdering	44
5.5. Værdisætningsmetoder	45

5.6. Benefit transfer	47
5.7. Kritik af økonomisk værdisætning	48
5.8. Måling af biologisk mangfoldighed og Noahs Ark modellen	50
5.9. Konsekvenser af tabt biologisk mangfoldighed	51
5.10. Markedsetablering for produkter og –ydelser fra biologisk mangfoldighed	53
5.11. Referencer	54

6. Samfundsøkonomiske omkostninger ved initiativer til fremme af biologisk mangfoldighed 57

6.1. De samfundsøkonomiske omkostninger	57
6.2. Samfundsøkonomiske konsekvenser ved forskellige ændringer i arealanvendelsen	60
6.3. Muligheder for at opgøre omkostninger og gevinster ved biologisk mangfoldighed ved forskellige former for styringsmæssige indgreb	62
6.4. Afslutning	64
6.5. Referencer	64

BILAG

□ Bilag 1: Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup	65
□ Bilag 2: Velfærdsøkonomiske konsekvenser af Drastrup-projektet – skitse til cost-benefit-analyse	69
□ Bilag 3: Case-studies af værdisætning fra projekter, hvor forskellige aspekter af natur, biologisk mangfoldighed, økosystemfunktioner m.v. er centrale elementer	73
□ Bilag 4: Ni undersøgelser og analyser fra perioden 1993-2000 af danskeres præferencer for aspekter af biologisk mangfoldighed	79
□ Bilag 5: Etik, prioritering og naturkvalitet (notat fremsendt af Naturrådet)	87

0. Sammenfatning, konklusioner og anbefalinger

”Der er begrænsede midler til naturforvaltning, og derfor foretages der prioriteringer. Spørgsmålet er derfor ikke, om natur og biologisk mangfoldighed bør og kan prioriteres i forhold til andre goder som eksempelvis uddannelse og sundhed, men alene efter hvilke principper det skal ske. Prioriteringer og dermed indbyrdes værdisætning er således uundgåelig”¹.

Natur og bæredygtighed

Naturen eller naturgrundlaget kan opfattes som en del af den formue, der er afgørende for fremtidige generationers levevilkår, og derfor er naturbeskyttelsen led i en bæredygtig udvikling.

Vi ved, at anvender vi ikke-reproducerbare dele af naturen til fordel for et højere materielt forbrug, fratager vi samtidig fremtidige generationer deres muligheder for at få glæde af denne natur, sådan som vi kender den i dag. At dette i dag på visse områder formentlig er situationen ses eksempelvis i det faktum, at artsudryddelsen globalt ligger mindst 100 gange over det naturlige niveau.

Den globale situation for arterne gælder efter alt at dømme i en vis udstrækning også udviklingen i Danmark, hvor i gennemsnit - inden for de artsgrupper, der er opgjort - 30% af arterne i dag er enten uddøde, truede, sårbare eller sjældne, og hvor der - trods en stor indsats på naturområdet - må forventes en yderligere tilbagegang for den biologiske mangfoldighed, før udviklingen vender.

Naturen og menneskelig aktivitet

Generelt fører udviklingen i den menneskelige aktivitet tilsyneladende til et stadig stigende pres på det globale økosystem og naturkapitalen. Et pres som gradvis kan føre os nærmere grænsen for bæredygtig udvikling. Nogen vil endda mene, at denne grænse er overskredet.

Naturkapitalen udgør en stor del af grundlaget for den menneskelige og økonomiske aktivitet. Den totale økonomiske værdi af naturkapitalens bidrag til den økonomiske aktivitet kan næppe meningsfuldt gøres op. For hvad er den økonomiske værdi af fx biologisk mangfoldighed, af genpuljen, af de mange forskellige arter, af de økologiske gratisydelse osv.?

Uden at sætte tal på er naturkapitalens bidrag dog så meget værd, at Brundtlandkommissionen i 1987 intuitivt fastslog, at bevaringen af de levende organismer og de ikke-levende elementer i miljøet, som de er afhængige af, er afgørende for udviklingen. Eller sagt på en anden måde: Natur og biologiske mangfoldighed udgør en vigtig del af grundlaget for økonomisk og menneskelig aktivitet.

Samspillet mellem naturgrundlaget, de økonomiske muligheder og de mennesker, der er til stede nu og i kommende generationer, er derfor i stigende grad relevant for økonomer. Hvordan kan man bruge økonomien og de økonomiske metoder konstruktivt til at sikre natur og biologisk mangfoldighed som led i en bæredygtig udvikling?

¹ Citat fra ”Det Økonomiske Råd, Formandskabet (2000). Dansk Økonomi, efterår 2000” kapitlet ”Naturforvaltning og biologisk mangfoldighed” (s. 89).

Substitution og ægte opsparing

En økonomisk fortolkning af bæredygtighed er, at den samlede nationale formue, som én generation lader gå i arv til den næste, ikke må være mindre end den formue, den pågældende generation selv fik i arv. Dette kan udlægges som, at væksten i den nationale formue mindst skal svare til væksten i befolkningen.

Nedslidning af naturen og dens ressourcer opfattes som afskrivninger på den del af nationalformuen, der kaldes naturkapitalen. Ændringer i nationalformuen i bred forstand kaldes ægte opsparing og skal udviklingen være bæredygtig (ved uændret folketal), må den ægte opsparing ikke være negativ.

I det omfang man kan substituere naturkapital med anden kapital, så samfundets samlede kapitalbeholdning bevarer sin kapacitet til at frembringe velfærd til stadig flere mennesker på samme niveau som hidtil, vil dette svare til positiv ægte opsparing. Eller sagt på en anden måde: Hvis naturkapitalbeholdningen mindskes, men beholdningen af andre kapitaltyper tilsvarende øges, antages udviklingen i økonomisk eller velfærdsmæssig forstand at være bæredygtig.

Forsøgene på at opgøre den ægte opsparing befinder sig på pionérstadiet. Den bæredygtighedsbetragtning, der hviler på forudsætningen om, at man kan substituere naturkapital med menneskeskabt kapital, herunder tekniske fremskridt, kaldes ”svag bæredygtighed”. Svag bæredygtighed kan kombineres med, at der for visse, afgrænsede typer af naturkapital ikke kan ske en sådan substitution. Denne del af naturkapitalen, der må afgrænses ud fra naturvidenskabelige og eventuelt etiske overvejelser, kaldes kritisk naturkapital. En afgrænsning af kritisk naturkapital er p.t. forbundet med principielle problemer, blandt andet fordi vi ikke kender naturens bæreevne og tålegrænserne for en række økosystemer.

Det er navnlig i tilfælde af en sådan utilstrækkelig viden, man kan overveje at bringe forsigtighedsprincippet i anvendelse.

Prioritering og værdier

Det er centralt, at prioriteringer på naturområdet er uundgåelige, da naturforvaltning ligesom andre områder er omfattet af budgetrestriktioner. Endvidere vil en mere målrettet anvendelse af de økonomiske virkemidler formentlig kunne medvirke til en bedre beskyttelse af natur og biologisk mangfoldighed.

For at sikre det mest hensigtsmæssige grundlag for prioriteringer må der så vidt muligt ske en retvisende opgørelse såvel af direkte og indirekte omkostninger som af direkte og indirekte benefits ved en given beslutning. De direkte omkostninger ved et projekt eller en beslutning er det ofte relativt nemt at opgøre. Derimod kan opgørelser af indirekte omkostninger samt af direkte og indirekte benefits ofte volde betydelige problemer.

Sikring af natur og biologisk mangfoldighed fastholder, skaber eller genskaber en række værdier for mennesker. Disse værdier kan overordnet opdeles i brugsværdier og ikke-brugsværdier, hvor brugsværdierne udgøres af direkte og indirekte brugsværdier samt optionsværdier. Ikke-brugsværdierne udgøres af eksistensværdier og arveværdier.

Første led i en prioritering på og af naturområdet må være identifikation af ændringer i naturen / af den biologiske mangfoldighed og – om muligt - en kvantificering af disse ændringer. En sådan kvantificering volder ofte betydelige problemer, eftersom beskrivelser af udgangssituationen som regel er mangelfuld.

I de tilfælde, hvor en omkostning eller en gevinst ved naturforvaltningen ikke kan indgå i regnestykket med en talværdi - det vil sige, hvor en økonomisk værdisætning ikke har været eller er mulig - bør den som minimum beskrives og ad den vej indgå i den samlede afvejning. Generelt volder som nævnt talmæssige opgørelser af direkte og indirekte benefits betydelige praktiske og metodiske problemer. Dette ændrer imidlertid ikke ved, at en mere omfattende økonomisk værdisætning kan give et væsentligt bidrag til grundlaget for prioritering.

Det skal understreges, at usikkerheden og metodeproblemerne vedrørende de økonomiske opgørelser indebærer, at økonomisk værdisætning normalt ikke kan udgøre det eneste grundlag for beslutninger. Information om omkostninger og benefits ved et projekt er dog under alle omstændigheder vigtig for beslutningstagerne. Den økonomiske værdisætning kan således supplere grundlaget for prioriteringer, men ikke alene udgøre grundlaget herfor.

Økonomisk værdisætning kan som led i en demokratisk beslutningsproces bidrage med skøn over befolkningens præferencer udtrykt i penge. I mange tilfælde vil man imidlertid ikke råde over en værdisætning. Der kan være tale om, at man alene er i besiddelse af oplysninger om mængdemæssige forhold, som der ikke foreligger skøn over værdien af, fx ”at skovene og strandene har henholdsvis ca. 50 og 36 millioner besøg af danskere hvert år”. Der kan endvidere være tilfælde, hvor man kun råder over rent kvalitative udsagn som fx ”når vi kommer i naturen er det ønsket om stilhed og naturoplevelser, der ser ud til at dominere”. Sådanne ikke-værdisatte oplysninger kan på samme måde som værdisatte indgå i beslutningsgrundlaget for prioriteringen.

Det skal nævnes, at spørgsmålet ”Er det rimeligt at værdisætte naturen og den biologiske mangfoldighed i penge?” i forskellige skikkelser gennem mere end 250 år har optaget økonomer, filosoffer, samfundsdebattører, politikere, biologer osv., uden at der er givet noget tilfredsstillende svar. Heller ikke denne rapport giver endegyldige svar på dette spørgsmål; den koncentrerer sig om det centrale, som der er udbredt enighed om nemlig, at der er behov for at prioritere, og at man altid må bestrebe sig på at have det bedst mulige grundlag herfor.

Marked og eksternaliteter

Som led i en bæredygtig udvikling tales stadig mere om flersidige og multifunktionelle produktionssystemer. Dette sker verden over i en erkendelse af og bekymring for økosystemernes funktioner og deres betydning for nutidig og fremtidig produktion og menneskelig velfærd.

Der tales fx om det multifunktionelle landbrug som et, hvor produktionsmålet er bredere end hidtil, og hvor output i form af traditionelle produkter som korn, kød og mælk suppleres med output i form af goder som rent drikkevand, smukke landskaber, alsidig natur, rekreative og kulturelle værdier.

I princippet er der med det multifunktionelle landbrug tale om en udvidelse af målet for produktionen med en række af de ydelser, som økosystemerne i dag gratis stiller til rådighed for produktion og forbrug. Synliggørelsen af disse naturens gratisydelser kan ske direkte gennem udvikling af markedet eller indirekte ved simuleret markedsgørelse gennem økonomisk værdisætning, som sætter priser på gratisgoderne. Herved kan disse goder indgå i den samlede opgørelse af produktionen og dermed i den samfundsøkonomiske prioritering.

Der er i princippet tale om forsøg på at korrigere for markedsfejl gennem synliggørelse af en større del af de benefits økosystemerne altid har ydet og de tab, økosystemerne lider, og derved er der altså blandt andet tale om at få eksternaliteterne med i regnestykkerne og i prioriteringerne.

Synliggørelsen af de gratis goders positive værdi kan ske ved forskellige typer af ændringer i det økonomiske system, som igen ændrer betingelserne for producenter og forbrugere. Det kan fx være korrektion af markedsmekanismen, skabelse af nye markeder, ændringer i ejendomsretsforhold eller andre institutionelle ændringer.

Som det er i dag, kan ukorrigerede markedsfejl i form af eksternaliteter i produktion og/eller forbrug give anledning til, at økonomiske systemer ikke i tilstrækkelig grad afspejler de samfundsmæssige omkostninger ved udnyttelsen af miljø- og naturressourcerne. Således bliver økosystemer verden over beskyttet eller genoprettet med henblik på at sikre mod oversvømmelser, filtrere vand, øge jordens frugtbarhed, stabilisere klimaet, fremme rekreative muligheder, recirkulere organisk affald osv. Disse anstrengelser bliver i stigende grad belønnet gennem innovative finansielle mekanismer, hvis sigte og udbud forventes at vokse de kommende år.

Økonomisk værdisætning

Det har været et af formålene med denne rapport – som led i en opprioritering af økonomisk værdisætning også på naturområdet – at se på internationale og nationale eksempler og resultater af økonomisk værdisætning, eventuelt med henblik på via benefit transfer at overføre estimater fra velundersøgte økonomisk værdisatte projekter til andre rimeligt sammenlignelige projekter.

Formålet med økonomisk værdisætning er at levere information til den politiske beslutningsproces om styrken af præferencerne for miljø- og naturgoder, idet det forsøges at rangordne forskellige alternativer. Præferencerne kan udtrykkes som hypotetisk betalingsvilje for disse goder eller som den økonomiske kompensation, folk vil kræve for at acceptere en nærmere specificeret reduktion i mængde eller i kvalitet af et miljø- eller naturgode. Når et miljø- eller naturgode måles i penge, er det muligt direkte at sammenholde den samfundsmæssige værdi af godet med omkostningerne ved at frembringe eller bevare det, og det er muligt at sammenligne med værdien af andre goder. Derved tilvejebringes et bedre grundlag for prioritering.

Økonomisk værdisætning bygger på en antagelse om, at borgernes præferencer skal indgå i grundlaget for beslutninger om, hvordan et samfunds ressourcer anvendes. Ved at bruge noget af sin indkomst til at skaffe sig et bestemt gode fravælger man uvilkårligt en række andre forbrugsmuligheder, der også kunne have bidraget til ens nytte eller velfærd. Det skal nævnes, at grundlaget for økonomisk værdisætning løbende diskuteres, at mulige fejlkilder forsøges identificeret, og at der stilles spørgsmål ved flere af målemetodernes forudsætninger.

Økonomisk værdisætning baserer sig på en række mere eller mindre afprøvede og accepterede metoder, som kan opdeles i præferencebaserede metoder og ikke-præferencebaserede metoder. Til de første metoder hører indirekte metoder som rejseomkostningsmetoden og husprismetoden samt direkte metoder som betinget værdisætning (contingent valuation method), hvor man afdækker enten folks villighed til at betale for en given velfærdsgevinst (willingness to pay eller WTP) eller folks villighed til at acceptere et velfærdstab (willingness to accept eller WTA). Til den anden gruppe hører blandt andre alternativomkostningsmetoden og den såkaldte ”dose-response-metode”, hvor man fx opgør de samfundsmæssige omkostninger ved at forhindre skader på miljøet eller naturen eller for at rense for forurening eller for at gennemføre naturgenopretning.

Antallet af resultater af økonomisk værdisætning på naturområdet specielt i Danmark er relativt sparsomt. Men eksempelvis har vurderinger gennem to versioner af betinget værdisætning vist, at betalingsviljen for adgang til og dermed brugsværdien af Mols Bjerge kunne opgøres til mellem 4 og 8 millioner kroner om året. Anvendelsen af husprismetoden har ført til resultater såsom, at huse med udsigt til en sø i gennemsnit er 125.000 kroner dyrere end huse uden udsigt, og at folk vil give

en signifikant højere pris for huse, der ligger tæt på skov i forhold til huse, der ligger længere væk fra skov.

Endelig har man de senere år, fordi værdisætningsundersøgelser er ressourcekrævende, set nærmere på muligheden for benefit transfer. Altså muligheden for at overføre estimater for værdien af fx miljø- og naturgoder (benefits) fra et allerede værdisat område til et andet. Formålet med benefit transfer er således at konstruere det bedste estimat for ændringer i et givet område på baggrund af eksisterende undersøgelser andre steder. Et afgørende element i benefit transfer er udvælgelsen og selekteringen af tidligere undersøgelser, der skal indgå i en benefit transfer. Det skal nævnes, at benefit transfer metoden endnu ikke vurderes at være særlig godt funderet.

Værdisætning og projektvurdering

Nyere økonomiske værdisætningsanalyser, hvor værdien af reduceret udledning af kvælstof m.v. til vandmiljøet, rekreative værdier, værdien af rent grundvand, værdien af CO₂-binding osv. indgår, kan ses som led i denne udvikling mod at korrigere og indskrænke omfanget af markedsfejl.

Således fandt man i en samfundsøkonomisk projektvurdering af en statslig skovrejsning på ca. 160 hektar ved Vollerup nord for Kalundborg et årligt velfærdsøkonomisk overskud på ca. 1.000 kr. pr. hektar i et projekt, hvor landbrugerne, husholdningerne og EU havde en økonomisk gevinst mens staten led et økonomisk tab. Tilsvarende fandt man i forbindelse med Drastrup-projektet sydvest for Aalborg, hvor 500 hektar tilplantes og 400 hektar udlægges til vedvarende græsarealer et årligt velfærdsøkonomisk overskud på ca. 4.000 kr. pr. hektar.

Sådanne regnestykker præsenterer direkte og indirekte omkostninger og benefits - om end næppe alle - og er således med til at bringe os nærmere et mål om at etablere mere retvisende regnestykker, som kan gøre grundlaget for prioriteringer bedre.

Økonomisk værdisætning kan i dag næppe opfattes som en metode, der kan give helt præcise input til de nødvendige prioriteringer. Værdisætningen er præget af usikkerhed blandt andet som følge af en række mere eller mindre subjektive valg af forudsætninger som led i den økonomiske værdisætning. Dog vil økonomisk værdisætning ofte kunne angive rimelige proportioner.

For så vidt angår natur og biologiske mangfoldighed har det også i de eksempler, der er bragt i rapporten, vist sig overordentlig vanskeligt at præstere en økonomisk værdisætning. Dette understreger behovet for i det mindste i prosaform at beskrive de eventuelle omkostninger og benefits, der er for naturen og den biologiske mangfoldighed af et givet projekt, så dette kan indgå i den samlede prioritering.

Den kritiske nedre grænse og mangfoldigheden

Man ved i dag næppe tilstrækkeligt om samspillene mellem arterne og konsekvenserne for økosystemerne af sådanne samspil på lang sigt. Dette er en usikkerhed, der må inddrages i relation til naturforvaltning, herunder i forsøg på at forbedre beslutningsgrundlaget ved hjælp af økonomisk værdisætning.

Fra investeringsteorien kendes pointen om, at en divers portefølje anbefales for at sprede risikoen og dermed mindske muligheden for tab. Overført på økosystemer kan den biologiske mangfoldighed fortolkes som en forsikring mod uforudsete hændelser. Mangfoldigheden muliggør de nødven

dige tilpasninger til nye vilkår, hvilket ikke mindst i en tid med klimaforandringer forårsaget af økonomisk aktivitet kan forekomme at være en nødvendig livsforsikring.

Det centrale spørgsmål er, hvor niveauet for omfanget af den biologiske mangfoldighed ligger, før man passerer en kritisk grænse, og før naturens bæreevne er udhulet. Eller sagt på en anden måde: Hvornår grænsen er nået og risikoen er til stede for diskontinuerte spring med eventuelle sammenbrud til følge.

Konklusioner og anbefalinger

1. Arbejdsgruppen konkluderer, at der også på naturforvaltningsområdet er behov for prioriteringer. Arbejdsgruppen finder i erkendelse af de betydelige vanskeligheder herved, at første led i en sådan prioritering så vidt muligt må være identifikation af ændringer i naturen / den biologiske mangfoldighed og en kvantificering af disse ændringer.
2. Arbejdsgruppen anbefaler, at der som led i beslutninger om at afholde udgifter på naturforvaltningsområdet udarbejdes konkrete beslutningsgrundlag for så vidt muligt at kunne vurdere forholdet mellem direkte og indirekte omkostninger og benefits. Det er som led i en prioritering vigtigt at kunne afveje omkostninger og benefits, og det er her behovet for økonomisk værdisætning viser sig.
3. Arbejdsgruppen konkluderer, at retvisende økonomiske regnestykker ud over direkte og indirekte omkostninger ideelt set også må indeholde beskrivelser af direkte og indirekte benefits for natur og biologisk mangfoldighed, hvis de skal lægges til grund for prioritering. Hensigtsmæssig prioritering kræver dog i alle tilfælde en beskrivelse af projektets / ændringens natur- og miljømæssige konsekvenser også i tilfælde, hvor det ikke er muligt at gennemføre økonomiske regnestykker.
4. Arbejdsgruppen konkluderer, at direkte prissætning af biologisk mangfoldighed er overordentlig vanskelig. Der er dog muligheder for at prissætte elementer af biologisk mangfoldighed, som kan være relevante i forbindelse med faktiske valg og prioriteringer.
5. Arbejdsgruppen anbefaler, at der arbejdes for at sikre, at markedsstrukturen understøtter beskyttelsen af naturen som led i en bæredygtig udvikling.
6. Arbejdsgruppen konkluderer, at anvendelsen af økonomiske metoder, herunder økonomisk værdisætning, kan yde et vigtigt bidrag til prioriteringer, der sammen med andre bidrag kan indgå i den demokratiske beslutningsproces.
7. Arbejdsgruppen konkluderer, at selvom man allerede i dag i en række henseender er kommet ganske langt med de eksisterende metoder til økonomisk værdisætning, er der behov for yderligere udvikling af disse.
8. Arbejdsgruppen konkluderer, at der formentlig skal ske en yderligere metodeudvikling, før benefit transfer (det vil sige overførsel af estimater for værdien af fx natur- og miljøgoder fra et allerede værdisat område til et andet) kan bringes i anvendelse i større omfang.

9. Arbejdsgruppen konkluderer, at der - i det omfang det er muligt - er behov for et samarbejde og et udviklingsarbejde om at få afklaret og eventuelt defineret begreber som "kritisk naturkapital", "unikke naturværdier", "uerstattelige naturværdier" o.l. med henblik på at forbedre grundlaget for samfundets prioriteringer.
10. Arbejdsgruppen konkluderer, at der er behov for at videreudvikle metoder til at afdække befolkningens ønsker og hypotetiske betalingsvilje.
11. Arbejdsgruppen konkluderer, at det er væsentligt at gennemføre forskning inden for miljøøkonomi og miljøsociologi, der begge må anses som fundamentale for belysningen og vurderingen af den betydning, som natur og miljø har for befolkningens velfærd.

1. Indledning

Biologisk mangfoldighed er defineret med FN's Konvention om den biologiske mangfoldighed fra 1992:

Med biologisk mangfoldighed forstås mangfoldigheden af levende organismer fra alle kilder, herunder terrestriske, marine og andre akvatiske økosystemer og de økologiske strukturer, de indgår i; mangfoldigheden omfatter såvel variationen indenfor og mellem arterne som mangfoldigheden af økosystemer (1).

Et økosystem er et dynamisk system af plante-, dyre- og mikroorganismesamfund og disses abiotiske miljø, der vekselvirker som en funktionel enhed.

Definitionen af biologisk mangfoldighed skal således forstås på tre niveauer (8):

- Mangfoldigheden i samspillet mellem arter og deres omgivelser i økosystemer
- Mangfoldigheden af forskellige arter af planter og dyr, herunder også mikroorganismer.
- Den genetiske mangfoldighed eller arvelige variation, der findes blandt forskellige individer og bestande af samme art.

Beskyttelse af natur og biologisk mangfoldighed er med andre ord ikke alene et spørgsmål om at beskytte plante- og dyrearter. Beskyttelse af natur er også et spørgsmål om at sikre velfungerende økosystemer som "gratis" yder en række økosystem-tjenester (ecosystem services) som fx recirkulering af næringsstoffer, nedbrydning af giftige forbindelser, omsætning af affaldsprodukter, bestøvning af kulturplanter og klimaregulering.

Natur og biologisk mangfoldighed er levende og dynamiske systemer, hvor der også uden menneskelig påvirkning vil ske forandringer, hvor arter vil flytte sig eller uddø. Når imidlertid behovet for mere aktivt at sikre naturen og den biologiske mangfoldighed er blevet større de senere årtier – trods en øget indsats i den samme periode – skyldes det, at naturens volumen og processer er under stærkt pres. Et signal herom er, at den hastighed, hvormed arter udryddes på grund af menneskeskabte påvirkninger, nu overstiger den naturlige udryddelsesrate mindst 100 gange (3). Et andet signal er, at alle de lysåbne naturtyper i Danmark gennem de sidste 200 år er blevet reduceret til en brøkdel af deres tidligere udbredelse, så selv en stabilisering i antallet af levesteder vil lede til yderligere tilbagegang for en række rødlistede arter, idet der er en tidsforskydning – en økologisk inertitet – mellem ødelæggelse af levesteder og uddøen (4).

Det skal nævnes, at 180 stater samt Den Europæiske Union har tilsluttet sig Konventionen om biologisk mangfoldighed.

1.1. Prioritering og naturbeskyttelse

Natur og biologisk mangfoldighed er interessant ud fra en økonomisk synsvinkel, fordi natur er grundlaget for en stor del af menneskelig og økonomisk aktivitet. Den økonomiske tilgang til samspillet mellem natur og økonomi er kendetegnet ved at sætte menneskers behov i centrum med den klare forudsætning, at det som led i en bæredygtig udvikling ikke kun er de nulevende generationers behov, men også fremtidige generationers muligheder for at tilfredsstille deres behov, der skal tilgodeses. Økonomien kan med dette udgangspunkt som én blandt flere metoder bruges til at sikre natur og biologisk mangfoldighed gennem vurdering af prioriteringer og effektivitet i naturforvaltningen, valget af styringsinstrumenter samt fordelingsanalyser.

Prioriteringer er under alle omstændigheder uundgåelige, da der er begrænsede midler til rådighed for naturforvaltning, ligesom andre samfundsområder og sektorer er omfattet af budrestriktioner. Eller som de økonomiske vismænd udtrykte det i 2000 (2): “Spørgsmålet er ikke om natur og biologisk mangfoldighed bør og kan prioriteres i forhold til andre goder som eksempelvis uddannelse og sundhed, men alene efter hvilke principper det skal ske”.

Prioriteringer og principper præges af, at danskernes stadig stigende velstand ikke mindst siden 1960'erne har ført til et gradvis skift i præferencer. Forståelsen for at beskytte naturen og naturens processer, og for at give naturen mere plads, er steget ikke mindst i de senere årtier. Formentlig i takt med stigende natur- og miljøbevidsthed og som følge af, at naturen og den biologiske mangfoldighed gradvis er blevet en begrænset ressource. Naturen og måske navnlig den vilde natur opfattes med rette i stigende grad som mangelvarer i Danmark.

For 150 år siden og før da var der andre mangelvarer i Danmark. Dengang fandt vi det eksempelvis nødvendigt at opdyrke store dele af landets vådområder og hedearealer for at producere mere mad til en stigende befolkning. I dag er der en stigende vilje til at genoprette vådområder og bevare heden med dens særprægede og smukke natur. Blandt andet fordi heden og mange andre naturområder opfattes som en vigtig del af vores velfærd.

De sidste ca. 100 år har der været en erkendelse af, at der er grænser for, hvad naturen kan tåle – et faktum, der er tydeligt fx i forbindelse med en række sårbare naturtyper som højmoser, lobeliesøer, hedemoser, overdrev og heder i forhold til niveauerne for den gennemsnitlige årlige belastning af disse naturtyper med blandt andet ammoniak-kvælstof (5). Derfor er der også en stigende forståelse for, at naturbeskyttelsen skal være proaktiv og forebyggende. Vi befinder os dog stadig i en situation, hvor naturen ofte forvaltes som den residual, der er tilbage, når andre hensyn er tilgodeset.

Den større aktive naturbeskyttelsesindsats, der imidlertid kan konstateres i dag sammenlignet med indsatsen i 1970'erne og 1980'erne, bygger samtidig på en voksende erkendelsen af, at en betydelig del af menneskers velfærd knytter sig til de muligheder, vi har for at komme i naturen. Friluftsliv giver sundhed og livskvalitet, naturoplevelser og større forståelse for natur og kulturmiljø (6).

1.2. Behov for økonomisk værdisætning

Det er almindelig accepteret, at markedspriser ikke altid afspejler de tab, som forbrug i dag påfører fremtiden, ligesom der findes en række goder, som ikke omsættes på noget marked, således at en markedspris ikke eksisterer. Eksempelvis er der meget væsentlige dele af naturens og den biologiske mangfoldigheds værdier, der ikke optræder direkte som værdier, der omsættes på et marked. Tab af plante- og dyrearter eller af naturområder afspejles ikke i markedsprisen for byg, kartofler eller svinekød. Og hvad er priserne i øvrigt for naturoplevelser som en smuk udsigt eller fuglesang?

Økonomisk værdisætning kan hjælpe os med svar på nogle af sådanne spørgsmål, fordi den økonomiske værdisætning delvis kan erstatte det manglende marked for disse “naturværdier” og derigennem hjælpe med at finde en pris på sådanne goder. Økonomisk værdisætning kan medvirke til at internalisere eksternaliteter, som økonomerne vil sige, og dermed muliggøre sammenligninger. Men der er naturværdier, der ikke kan økonomisk værdisættes og også sådanne værdier skal indgå i et retvisende grundlag for prioriteringer.

For at sikre det mest hensigtsmæssige grundlag for prioriteringer, må der så vidt muligt også ske en retvisende opgørelse af såvel direkte og indirekte omkostninger som direkte og indirekte benefits ved en given beslutning. De direkte omkostninger ved et projekt eller en beslutning er det ofte relativt nemt at opgøre. Derimod kan opgørelser af indirekte omkostninger (fx tabte produktionsmulig

heder, tab af økosystemydelse nu og i fremtiden osv.) og benefits, herunder sparede omkostninger (fx reduceret behov for vandløbsvedligeholdelse, vandrensning, naturgenopretning osv.), ofte volde betydelige praktiske og metodiske problemer.

Det seneste tiår har afsløret en stigende interesse for økonomisk værdisætning, herunder for at udvikle metoder, der kan sikre en rimelig værdisætning af benefits, jf. kapitel 5. Det har været en væsentlig opgave med denne rapport, at få indirekte omkostninger og benefitsiden ved naturforvaltningen bedre belyst med henblik på opstilling af mere retvisende cost-benefit-analyser som led i den nødvendige prioritering af samfundets ressourcer.

Det skal understreges, at det ikke med denne rapport har været formålet at anvende økonomisk værdisætning til at danne grundlag for opkrævning af penge for eksempelvis at færdes i naturen. Formålet med økonomisk værdisætning er som nævnt at bidrage til mere retvisende oplysninger om de samlede konsekvenser, costs og benefits, af en given beslutning og dermed til et bredere grundlag for, hvordan samfundet gennem den politiske beslutningsproces bedst kan prioritere indsatsen for at bevare naturværdierne.

I princippet er det således overordnet hensigten, at økonomisk værdisætning skal understøtte den politiske prioritering og en bæredygtig udvikling. Det skal nævnes, at da det generelt er omkostningsfyldt at udelade nogle områder fra prioritering, er det vigtigt at identificere og afgrænse den kritiske naturkapital² (1). Endelig er det afgørende, at det er ændringer i naturmængde og –kvalitet, der prissættes eller værdisættes.

1.3. Bred debat og offentlig regulering

Det er i relation til prioritering, at det bliver interessant at kende værdien af biodiversitetsforbedringer overfor værdien af mistede andre goder. Det er som led i prioritering, det er vigtigt at kunne afveje fordele og ulemper, benefits og costs, og det er som nævnt her behovet for økonomisk værdisætning viser sig. Herunder behovet for at videreudvikle metoder til økonomisk værdisætning, der kan afdække befolkningens ønsker og præferencer og om muligt sætte sådanne ønsker og præferencer i relation til betalingsvilje eller vilje til acceptere fx forringelser af naturens tilstand.

Naturområdet er imidlertid kendetegnet ved, at det kan være vanskeligt at formulere målsætninger og principper for prioritering, som er praktisk anvendelig i forvaltningen. Derfor er det samtidig nødvendigt med en bred debat om naturforvaltningen, ikke mindst fordi ingen enkeltperson eller faggruppe har tilstrækkelig viden til at vurdere alle aspekter af naturforvaltningen. Biologer kan fx bidrage med viden om økosystemer, naturtyper, arter og gener, økonomer med økonomiske metoder til prioriteringer, sociologer med undersøgelser af befolkningens præferencer, landmænd med praktisk indsigt i græsning og høslæt, jurister med viden om de internationale og nationale forpligtelser på naturbeskyttelsesområdet osv.

Uanset, hvor veludviklede metoder til økonomisk værdisætning og metoder til afdækning af befolkningens ønsker og præferencer bliver, vil der som led i en demokratisk proces altid være behov for den folkelige debat, herunder den politiske proces og afvejning. Den nævnte viden og de nævnte metoder kan anvendt med omtanke kvalificere debatten, processen og afvejningen.

² For visse af naturens funktioner, især de livsunderstøttende, findes der givetvis en nedre kritisk grænse, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser at overskride. I forsøget på at operationalisere bæredygtighed er det en væsentlig opgave at identificere sådanne kritiske nedre grænser eller såkaldt kritisk naturkapital, dvs. naturkapital som er uerstattelig (7).

På et så komplekst område som natur er det indlysende, sådan som også de økonomiske vismænd har konstateret, at ingen enkeltperson eller faggruppe har tilstrækkelig viden og indsigt til at afgøre, hvilket ideal for naturen samfundet skal stræbe efter (2). Dette skyldes ikke mindst, at begrebet biologisk mangfoldighed som nævnt er bredt dækkende og at økosystemernes processer, funktioner og ydelser er ufuldstændigt forstået men også, at en række elementer af begrebet er vanskelige at værdisætte på traditionel vis.

Dertil kommer, at vores viden om biodiversitetens betydning og de komplicerede processer knyttet til biodiversiteten, herunder klare årsag-virknings relationer ikke mindst på lang sigt, er sporadisk, hvilket på samme tid vanskeliggør samfundets prioriteringer og skaber behov for mere viden.

Det er under alle omstændigheder derfor vigtigt at diskutere i brede fora, hvilke hensyn naturforvaltningen kan og skal tilgodese, og hvilke principper den skal bygge på, eftersom vi ikke blot kan vente med at handle, indtil vi har mere viden.

Den politiske prioritering af beskyttelsen af biologisk mangfoldighed må tage udgangspunkt i kendskabet til danskeres præferencer for og holdninger til den biologiske mangfoldighed og naturbeskyttelsen.

Den politiske prioritering er også nødvendig, hvis der skal tages tilstrækkeligt hensyn til, at naturen beriger langt flere end ejerne, der som udgangspunkt tilgodeser egne hensyn, herunder overvejende produktions- og forbrugsmæssige forhold (2). Dette skyldes, at en ejer eller producent alt andet lige vil bestræbe sig på at optimere sit driftsøkonomiske overskud. Men når naturen med dens vilde plante- og dyreliv ikke optræder på et marked, vil eksempelvis en landmand uden nogen form for politisk prioritering/ offentlig regulering typisk ikke inddrage plante- og dyrelivet i sine driftsovervejelser, da landmanden kun aflønnes for at producere afgrøder m.v. til markedet.

Offentlig regulering kan også være nødvendig i forhold til, at andre end ejere har interesser i at sikre naturen med dens vilde plante- og dyreliv, de økologiske processer, dens rekreative værdier osv., ligesom der kan ligge såvel kort- som langsigtede samfundsmæssige interesser bag sådanne ønsker. Også hensynet til de næste generationer signalerer behov for offentlig regulering.

Det kan altså være hensigtsmæssigt, at der i et eller andet omfang sker en politisk prioritering/ offentlig regulering af anvendelsen og sikringen af naturen. I princippet må den offentlige regulering i videst mulige omfang forsøge at få den driftsøkonomiske og samfundsøkonomiske og samfundsmæssige interesse til at "trække i samme retning".

I et bæredygtighedsperspektiv handler det om gennem prioriteringer at sammenveje økonomiske, økologiske og sociale hensyn såvel på kort som på lang sigt.

1.4. Arbejdsgruppens møder, medlemmer og sekretariat

Arbejdsgruppen har i perioden 26. september 2000 - 21. maj 2001 afholdt 7 møder.

Arbejdsgruppens medlemmer har været:

Jørgen Birk Mortensen, Københavns Universitet (formand)

Mikael Trier, Økonomiministeriet

Mette Mørkeberg, Finansministeriet

Kirsten Nielsen, Friluftsrådet

Ulla Kristensen, Kommunernes Landsforening

Jytte Heslop, Amtsrådsforeningen

Peter de Neergaard, Dansk Skovforening
Gertrud Jørgensen, Forskningscentret for Skov & Landskab
Michael Brinch Pedersen, WWF – Verdensnaturfonden
Lars Brejnrod, Arbejderbevægelsens Erhvervsråd
Jens Abildtrup, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomisk Institut
Thomas Nicolai Pedersen, Naturrådet
Niels Peter Nørring, Landboforeningerne

Sekretariatet har bestået af:

Flemming Møller, Danmarks Miljøundersøgelser
Georg Jensen, Skov- og Naturstyrelsen
Jørn Jensen, Skov- og Naturstyrelsen

1.5. Arbejdsgruppens opgaver

Det har med henblik på at gøre de samfunds-, budget- og erhvervsøkonomiske regnestykker mere retvisende været en central opgave for Wilhjelmudvalgets arbejdsgruppe vedrørende økonomi og velfærd at se nærmere på benefits i forbindelse med projekttyper til fremme af naturformål.

Formålet med arbejdsgruppens arbejde har været:

- At belyse det velfærdsøkonomiske teorigrundlag.
- At gennemgå international litteratur og empiriske resultater af internationale og nationale værdisætningsstudier vedrørende biologisk mangfoldighed.
- At undersøge mulighederne for at kvantificere den økonomiske værdi af danske projekter til bevarelse/ forøgelse af den biologiske mangfoldighed gennem overførsel af værdisætningsestimater.

Arbejdsgruppen har desuden:

- Efter behov indkaldt særlige eksperter til støtte for sit arbejde.
- Bidraget til Wilhjelmudvalgets konference NATUR, VELFÆRD & ØKONOMI den 16. januar 2001.
- Bidraget til Wilhjelmudvalgets afrapportering til regeringen.
- Bidraget til belysning af de økonomiske konsekvenser af Wilhjelmudvalgets arbejde.

1.6. Referencer

1. FN Konventionen om den biologiske mangfoldighed, 5. juni 1992.
2. Det Økonomiske Råd (2000). Dansk Økonomi efterår 2000. Naturforvaltning og biologisk mangfoldighed.
3. Kåre Fog (1999). Hvor mange arter uddør der. I ”Fremtidens Pris – talmagi i miljøpolitikken”. Det Økologiske Råd & Mellempolitik Samvirke.
4. Lis Ellemann, Rasmus Ejrnæs og Jesper Fredshavn (2001). Det lysåbne landskab. Afdeling for Landskabsøkologi. Danmarks Miljøundersøgelser.
5. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri & Miljø- og Energiministeriet (1999). Ammoniakfordampning – redegørelse nr. 3. Natur- og Miljøeffekter af ammoniak. Danmarks Jordbrugsforskning og Danmarks Miljøundersøgelser.
6. Regeringen (2001). Udvikling med omtanke – fælles ansvar. Forslag til Danmarks strategi for bæredygtig udvikling.

7. Det Økonomiske Råd (1998). Dansk Økonomi efterår 1998. Bæredygtighed: Balance mellem generationer.
8. Miljø- og Energiministeriet (1995). Biologisk mangfoldighed i Danmark – status og strategi.

2. Bæredygtighed, værdier og natur

2.1. Bæredygtighed

Regeringen har med forslag til Danmarks strategi for bæredygtig udvikling signaleret, at Danmark vil yde sit bidrag til at fremme en global og national bæredygtig udvikling, der sætter fokus på hensynet til fremtidige generationer og beskytter naturgrundlaget (1).

Regeringen fastslår, at det stadig er Brundtlandkommissionens definition af ”bæredygtig udvikling” fra 1987, der lægges til grund, nemlig: ”en udvikling, som opfylder de nuværende generationernes behov uden at bringe fremtidige generationers mulighed for at opfylde deres behov i fare” (16).

Den danske vision om bæredygtig udvikling hviler på otte mål og principper:

1. Vi skal opretholde et højt velfærdsniveau og høj beskæftigelse – og samtidig bryde båndet mellem økonomisk vækst og virkningen på miljø og naturressourcer.
2. Vi skal skabe sikre og sunde omgivelser for alle og opretholde et højt beskyttelsesniveau.
3. Vi skal sikre en høj biologisk mangfoldighed og beskytte økosystemerne.
4. Vi skal udnytte ressourcerne bedre.
5. Vi skal sikre, at miljøhensyn indgår i alle sektorer.
6. Vi skal sikre, at markedsstrukturen understøtter bæredygtig udvikling.
7. Vi skal sikre, at bæredygtig udvikling er et fælles ansvar.

Regeringens mål/princip nr. 3 angiver en række overordnede forudsætninger og prioriteringer i forhold til naturbeskyttelse og biologisk mangfoldighed, som skal gengives her (1):

”Naturen og økosystemerne er grundlag for alt liv på jorden. Både de nuværende og kommende generationers udviklingsmuligheder er afhængig af et levedygtigt og varieret naturgrundlag. Derfor skal skovarealet fordobles og naturkvaliteten forbedres.

Internationale fremskrivninger viser, at den globale økonomiske udvikling de næste 20 år vil true verdens biologiske mangfoldighed. Derfor skal vi mindske den fysiske påvirkning og især udledning af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer til naturen. De erhverv, som påvirker naturen, må tilpasse udnyttelsen af naturressourcer, så fremtidige generationer har mulighed for at opfylde deres behov.

Visse værdier i kultur- og naturlandskaber, særlige naturtyper og variationen af arter og genpuljer er unikke og uerstattelige. Indsatsen for at beskytte den biologiske mangfoldighed skal styrkes og målrettes ved at udvikle et sammenhængende net af naturområder og samtidig forbedre kvaliteten af de eksisterende naturområder. Det er vigtigt at sikre befolkningen bedre adgang til friluftsliv og naturoplevelser i alle skove og i det åbne land som helhed. Endelig skal vi værne om vores kulturmiljø.”

Regeringen fastslår (1), at det skal kunne betale sig at tage hensyn til miljøet (naturen) og at dette blandt andet kan ske ved at sikre, at de, der producerer, leverer, bortskaffer eller forbruger produkter og tjenesteydelser, betaler miljø-(natur-)omkostningerne. Princippet om, at forureneren betaler, skal efterleves konsekvent”.

Endelig nævner regeringen, at beslutninger om at afholde udgifter på et område kræver, at der udarbejdes et konkret beslutningsgrundlag, så forholdet mellem fordele og omkostninger ved et initiativ

kan vurderes (1). Indsatsen for at sikre bæredygtig udvikling i form af konkrete initiativer, handlingsplaner, strategier m.v. vil indgå i den løbende samfundsøkonomiske prioritering.

2.2. Værdier

Brundtlandkommissionen skrev i 1987 (16), at bevaring af arter ikke kun er berettiget i økonomisk henseende. Værdien af biologisk mangfoldighed omfatter ud over de økonomiske goder æstetiske, etiske, kulturelle og videnskabelige værdier, som giver rigelig grund til bevaring. For dem, der kræver regnskab, fortsatte Kommissionen, er den økonomiske værdi, som gemmer sig i arternes genetiske materiale alene nok til at retfærdiggøre bevaring af arter. Derfor sættes der normalt ikke spørgsmål ved, om biologisk mangfoldighed skal beskyttes.

I hvilket omfang, samfundet skal prioritere ressourcerne til biologisk mangfoldighed, er derimod et relevant spørgsmål. Som grundlag for denne prioritering vil der ofte være behov for at se nærmere på de typer af værdier, som naturen og den biologiske mangfoldighed repræsenterer – fx som led i en økonomisk værdisætning. Sikring af natur og biologisk mangfoldighed fastholder, skaber eller genskaber således en række værdier for mennesker; værdier som overordnet set kan opdeles i brugsværdier og ikke-brugsværdier (2),(17):

Brugsværdier

Direkte brugsværdier knytter sig blandt andet til produktion og rekreation hhv. værdien af naturen som produktionsfaktor og som forbrugsgode. Anvendelsen af naturen og den biologiske mangfoldighed som led i landbrug, skovbrug og fiskeri angiver betydningen af de direkte brugsværdier/direkte forbrugsgoder. Disse værdier kommer fra arter, der kan spises, træsorter, der kan forarbejdes, vand der kan drikkes, samt rekreative værdier som at gå en tur i skoven eller en smuk udsigt. Der er desuden knyttet et betydeligt sundhedsaspekt til disse rekreative værdier. Undersøgelser peger på, at ophold i naturen er gavnligt for sundheden samt spiller en vigtig rolle for folks velfærd, trivsel og livskvalitet (3).

Der er en stigende erkendelse af den økonomiske værdi af rekreative værdier, og i mange naturområder er der formentlig ofte flere penge i turisme end i alternative anvendelser af sådanne områder til fx intensivt landbrug eller skovbrug med hovedvægt på træproduktion. Undersøgelser foretaget på det tyske marked af Danmarks Turistråd og af Forskningscentret for Skov & Landskab viser, at natur og et rent miljø spiller en meget stor rolle for valg af Danmark som ferieland. Det er naturen, strandene samt fred og ro, som mange turister søger (18). Den relativt frie adgang til naturen, afbalanceret turisme på naturens præmisser og den vidtgående natur- og miljølovgivning er blandt de tyske turisternes vigtigste argumenter for at besøge Danmark. Turismens samlede omsætning blev i 1997 opgjort til 42 milliarder kroner, hvoraf de 30 milliarder kom fra udenlandske turister (18),(23). I 1999 var omsætningen i turistindustrien 44,6 milliarder kroner (23). Værditilvæksten var de to år hhv. 25,9 og 27,2 milliarder kroner (23).

Indirekte brugsværdier bygger på værdien af robuste og stabile økosystemer, der via økologiske funktioner understøtter og beskytter den økonomiske og menneskelige aktivitet. Det kan eksempelvis være naturens evne til selvrensning, som i praksis udnyttes som led i genopretning af kvaliteten i det danske vandmiljø. Det kan være sikring mod jorderosion. Det kan være insekters bestøvning af kulturplanter. Det kan også være CO₂-lagring i skove eller vådområder. Estimer af den indirekte brugsværdi vil ofte undervurdere den økonomiske værdi af livs-understøttende funktioner af økosystemer, eftersom disse først fuldt ud

viser sig, når funktionerne er ophørt. Fx viser opgørelser af værdien af CO₂-binding, at den kan udgøre 500-1000 kr. pr. hektar årligt gennem adskillige årtier i nyetablerede løvskove.

Optionsværdier kan betragtes som værdien af forsikringer, der formindsker usikkerheden om befolkningens muligheder for at få opfyldt fremtidige ønsker til natur- og miljøkvalitet. Optionsværdien dækker således over værdien af at bevare handlemuligheder i fremtiden. Optionsmuligheder baserer sig på den mulighed, at der opstår ny viden om naturens anvendelsesmuligheder, eller at mennesker ændrer deres præferencer for natur og biologisk mangfoldighed. Det kan fx være behov for at frembringe nye sygdomsresistente afgrøder eller for at tilpasse jordbruget til ændringer i klimaet.

Ikke-brugsværdier

Eksistensværdi er værdien af blot at vide, at noget eksisterer, uden at man af den grund benytter sig af det. Det kan fx have værdi for mennesker at vide, at der findes en særlig art, også selvom de aldrig ser arten, eller på anden vis har nogen direkte gavn af dens eksistens. Eksistensværdier kan blandt andet begrundes ud fra moralske forpligtelser til at bevare andre arter, men for mange nok også ud fra en overbevisning om, at bevaring af plante- og dyrearterne har betydning for økosystemernes funktioner på lang sigt. Eksistensværdier er således ikke umiddelbart knyttet til noget fysisk eller sanseligt.

Arveværdien eller testamentarisk værdi er værdien ved fx at efterlade naturgoder til fremtidige generationer. Der kan være forbundet glæde ved selve det at videregive noget, man selv mener er en smuk og velfungerende natur, til sine efterkommere, selvom man ikke direkte bekymrer sig om fremtidige generationer. Der kan også være glæde forbundet med at vide, at gaven værdsættes af fremtidige generationer. I denne forbindelse er det nødvendigt at gøre sig overvejelser om dels naturforvaltningens forventede virkninger på naturen i fremtiden, dels hvordan naturidealet kan ændre sig over tid. Også arveværdier kan udspringe af moralske overvejelser, som at vi har pligt til at viderebringe velfærdsmuligheder. Det kan også bero på altruisme, hvor giveren har glæde af at forøge velfærd for eksempelvis sine børn.

2.3. Naturkapital og substitution

Naturen kan som nævnt opfattes som en del af den formue, der er afgørende for fremtidige generationers levevilkår (4), og derfor ses naturbeskyttelsen som led i en bæredygtig udvikling.

En økonomisk fortolkning af bæredygtighed er, at den samlede nationale formue (den totale kapitalbeholdning), som én generation lader gå i arv til den næste, ikke må være mindre end den formue, den pågældende generation selv fik i arv (4). Det vil i princippet sige, at væksten i den nationale formue mindst skal svare til væksten i befolkningen.

Interessen for bæredygtig udvikling udspringer netop af en bekymring for, at den økonomiske udvikling fører til en nedslidning af naturgrundlaget, som kan true fremtidige generationers levevilkår og velfærd. Nedslidning af naturen og dens ressourcer kan opfattes som afskrivninger på den del af vores nationalformue, der blandt økonomer kaldes naturkapitalen. Ændringen i nationalformuen i bred forstand kaldes ægte opsparing. Hvis en udvikling skal være bæredygtig, må den ægte opsparing som minimum ikke være negativ (4).

Analyser fra 1970'erne har vist, at det under visse omstændigheder er muligt at opretholde et konstant positivt forbrug, nemlig hvis substitutionsmulighederne mellem den udtømmelige ressource og

produceret kapital er stor (11). Hvis substitutionsmulighederne er små, vil et positivt konstant forbrug ikke kunne opretholdes med mindre, der sker teknologiske fremskridt.

Hvis overskuddet fra udtømningen af en udtømmelig ressource investeres i produceret kapital, vil forbruget eller velfærden kunne holdes konstant over tid (11). Hvis samfundets samlede beholdning af kapital, det vil sige naturkapital, menneskelig kapital og produceret kapital og eventuelt social kapital, er ikke-aftagende over tid, vil det være muligt at sikre ikke-aftagende forbrug eller velfærd og dermed bæredygtig udvikling (11).

Med et udgangspunkt i kravet om, at forbruget eller velfærden skal være ikke-aftagende, fremkommer kravet om, at nedgang i naturkapital i det omfang, der er muligt, skal kompenseres af opbygning af andre typer af kapital svarende til, at samfundets samlede kapital skal være ikke-aftagende (11). Kravet om ikke-aftagende velfærd eller forbrug er således ækvivalent med krav om ikke-aftagende total kapital. Det kan således være praktisk at tage udgangspunkt i følgende opgørelse over ændringer i den samlede kapitalbeholdning:

$$\begin{aligned} & \text{Ændring i værdien af den producerede kapitalbeholdning} \\ & + \text{Ændring i værdien af naturkapitalbeholdning} \\ & + \text{Ændring i værdien af human kapitalbeholdning} \\ & + \text{Ændring i værdien af social kapitalbeholdning} \\ \hline & = \text{Ændring i værdien af den totale kapitalbeholdning} \quad (11) \end{aligned}$$

Dette regnestykke er imidlertid vanskeligere, end det ser ud til, eftersom det er afgørende at benytte ”de rigtige priser”, det vil sige, priser der understøtter en bæredygtig udvikling, og sikrer de rette incitamenter i et decentraliseret økonomisk system (11). Sådanne priser vil i en række tilfælde afvige fra markedspriser, fordi markedsprisen ikke altid afspejler det tab/eksterne effekter, som forbrug i dag påfører fremtiden og fordi, der findes en række goder, som ikke omsættes på noget marked, så der ikke eksisterer nogen markedspris (11). Det er her økonomisk værdisætning kan hjælpe os et stykke ad vejen, jf. kap. 5. Et mere fundamentalt problem, som vanskeliggør regnestykket og planlægning i det hele taget, er den naturvidenskabelige usikkerhed om sammenhængene.

De økonomiske vismænd har på baggrund af beregninger over perioden 1986-1996 fundet resultater, der peger i retning af, at den nuværende påvirkning af naturen ikke vil forhindre, at fremtidige generationer kan opnå mindst lige så stor velfærd som de nulevende (4). Beregningerne tager imidlertid kun højde for den del af naturkapitalen, der er knyttet til udvindingen af olie og naturgas i Nordsøen, udslippet af drivhusgasser og udslippet af visse luftforurenende stoffer. Vismændene understreger da også, at konklusionen om, at slid på naturen tilsyneladende opvejes af formuevækst på andre områder, skal ses i lyset af usikkerheden i beregningerne og de naturpåvirkninger, det ikke har været muligt at medtage (4). Det skal nævnes, at vismændene i deres beregninger heller ikke har medtaget humankapital og socialkapital.

Beregningen af den ægte opsparing bygger som nævnt endvidere på en antagelse om, at de enkelte kapitaltyper er substituerbare, det vil sige, at de kan erstatte hinanden (4) enten på produktionssiden eller forbrugssiden. Selvom der sker en forringelse af naturkapitalen, kan udviklingen således godt være bæredygtig. Det forudsætter blot, at der investeres tilstrækkelig meget i andre kapitaltyper (fx humankapital og socialkapital). De økonomiske vismænd understreger, at denne helt centrale substitutionsantagelse ikke er uproblematisk, og at ægte opsparing derfor kun kan bruges som bæredygtighedsindikator for forholdsvis små ændringer i naturkapitalen (4). Hvis der ikke er mulighed for substitution kan selv små ændringer således være kritiske. Man kan sige, at pr. definition vil ethvert forbrug af ikke-reproducerbar naturkapital reducerer størrelsen af denne form for naturkapital.

Konsekvensen af ikke at acceptere, at en vis form for substitution mellem kapitalgoder er mulig, vil betyde, at samfundet aldrig bør anvende ikke-reproducerbare goder.

Beregningen af ægte opsparring og antagelsen om substitution indebærer som antydnet usikkerhed. Væsentligst i tilknytning til denne usikkerhed er nok dels, at vi ikke kender naturens grænseværdi/tålegrænse/ bæreevne, dels, at vi ikke kan kende fremtidige generationers præferencer. Usikkerheden har givet anledning til formulering af forsigtighedsprincippet.³

I tilfælde af utilstrækkelig viden kan forsigtighedsprincippet anvendes. Dette kan ske, når der er risiko for at en handling er irreversibel. Men det er formentlig næppe muligt at anvende forsigtighedsprincippet i dets ekstreme form, eftersom der heri ligger, at en given grænseværdi under ingen omstændigheder må overskrides, selvom det måtte indebære brug af alle tilgængelige ressourcer i samfundet (2).

Endelig er det et vigtigt spørgsmål, om visse af de ændringer i naturkapitalen, vi har kunnet konstatere (5), (6), (13), (19) har irreversibel karakter. Trods en rimelig fremsynet lovgivning gennem flere årtier og en solid aktiv indsats det seneste tiår er der således fortsat tale om en udvikling, hvor naturens kvalitet ser ud til at være på retur, hvor vi stadig taber værdifulde naturområder og, hvor landskabets og naturens variation bliver mindre. Denne situation kan føre til et synspunkt om, at indsatsen for naturen har været ”over middel”, mens resultatet formentlig er ”under middel”.

2.4. Naturens tilstand og den nedre kritiske grænse

De økonomiske vismænd nævner også, at for visse af naturens funktioner, især de livsunderstøttende, findes der givetvis en nedre kritisk grænse, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser for mennesket at overskride (4). Nær grænsen for sådanne overskridelser er der desuden risiko for pludselige sammenbrud i økosystemernes funktioner. Se også afsnit 3.1. og 5.9. Men det er tillige centralt, at der kan ske irreversible påvirkninger af den biologiske mangfoldighed, som ikke – eller ikke umiddelbart – påvirker menneskets overlevelse.

Det er vanskeligt at sige, hvor vidt forvaltningen af naturkapitalen overskrider en nedre kritisk grænse. I hvert fald er det et faktum, at de naturområder, vi ødelægger nu, ikke blot kommer tilbage. Det overdrev, der gødskes i dag, vil i bedste fald i løbet af 100-200 år igen opnå de naturkvaliteter, der blev ødelagt ved gødskningen. Men sandsynligheden for at overdrevets ødelagte naturkvaliteter kommer tilbage i fuldt omfang er lille. En ødelagt højmoser vil i bedste fald kunne gendannes i løbet af nogle tusinde år. Halvkulturarealer (fx enge, overdrev og heder) og naturtyper (fx højmoser, klitheder, lobeliesøer) kan ikke umiddelbart genetableres, hvilket skyldes såvel problemer med jordens frøbank, spredning og kårforhold samt irreversible processer (15).

De menneskeskabte forandringer, som drivhuseffekten som følge af ændringer i klimaet påfører økosystemerne og arterne, er i dag uoverskuelige og kan meget vel give anledning til irreversible ændringer. Som et eksempel, hvor klimaændringerne er en væsentlig del af forklaringen, skal nævnes de nye oplysninger - baseret på 80 landes undersøgelser - om, at 27% af verdens koralrev nu er døde, mens yderligere 14% af revene vil dø i løbet af de næste 2-10 år og igen yderligere 18% er truede af uddøen i løbet af 10-30 år (8). Denne udvikling har ikke mindst i en række lande betydelige økonomiske konsekvenser, eftersom koralrev er vigtige opvækstområder for fisk og dermed af afgørende betydning for fiskeriet (20),(21),(22). Koralrev spiller tillige en væsentlig rolle i kystbeskyttelsen, ligesom koralrev udgør et vigtigt aktiv for turistindustrien (22).

³ Princippet om at mangel på fuld klarhed over rækkevidden af en eventuel miljøtrussel ikke skal bruges som grund til at undgå at bekæmpe denne trussel (6). Forsigtighedsprincippet overfører bevisbyrden fra klageren, som tidligere skulle bevise at en given handling var skadelig, til den anklagede, som skal bevise at handlingen er uskadelig (9).

Går vi til de hjemlige himmelstrøg, ved vi, at af 13 naturtyper, som overvåges i Danmark i medfør af EF's Habitatdirektiv, viser nye opgørelser, at 2 har den gunstige bevaringsstatus, som Danmark er forpligtet til at sikre, mens bevaringsstatus for 6 naturtyper er usikker, for 3 naturtyper er den ugunstig og for 2 naturtyper er bevaringsstatus ukendt (13).

Vi ved, at de arter, der uddør, og de genpuljer, de repræsenterer, aldrig kommer igen, og i følge den danske Rødliste 1997 er inden for de artsgrupper, der er opgjort, i gennemsnit 30% af arterne i dag enten uddøde, truede, sårbare eller sjældne i Danmark (5). For pattedyrenes vedkommende gælder det 30% af arterne, for fuglene gælder det for 37%, padderne 36%, ferskvandsfiskene 39%, laverne 60% og karplanterne 21%.

Vi ved, at af 79 arter, som overvåges i Danmark i medfør af EF's Habitatdirektiv, viser nye opgørelser, at alene 14 arter har den gunstige bevaringsstatus, som Danmark er forpligtet til at sikre, mens bevaringsstatus for 22 arter, 17 arter og 13 arter er henholdsvis usikker, ugunstig eller ukendt mens 13 arter er forsvundet (13). Tilsvarende tal kendes fx fra Tyskland (10); her vurderes 40% af Tysklands arter af pattedyr at være truet, 75% af slanger og firben, 58% af padderne, 64% af ferskvandsfiskene, knap 40% af de store sommerfuglearter og mere end halvdelen af biarterne. Af de tyske typer af biotoper vurderes 15% at være truet af fuldstændig udslettelse, 32% er stærkt truet og 20% truet; mange af biotoperne anses ikke for at være regenererbare.

Det skal bemærkes, at hvis andelen af truede arter er høj, kan der forventes betydelige fald i den biologiske mangfoldighed i fremtiden (2). For det første vil et relativt stort antal arter forsvinde, hvilket i sig selv mindsker den biologiske mangfoldighed. For det andet kan disse arters forsvinden få økosystemer til at bryde sammen, hvilket yderligere mindsker den biologiske mangfoldighed.

Med stor usikkerhed, blandt andet fordi antallet af arter i verden er ukendt, angives artsudryddelsen globalt at ligge langt over den naturlige udryddelsesrate. For planter formodes den naturlige rate for uddøen at ligge en hel del lavere end for dyrene, og for planterne er den konstaterede udryddelsesrate mindst 100 gange den naturlige (7). Selvom om dette ganske vist er en global betragtning, er der intet, der tyder på, at ikke også udviklingen i Danmark bidrager til den globale situation, jf. (19) og kapitel 1.

I forhold til en række arter og naturtyper og dermed måske også visse af økosystemernes funktioner, herunder de livsunderstøttende, ser vi en række irreversible påvirkninger, der fra et naturmæssigt synspunkt nærmer sig eller overskrider den nedre kritiske grænse, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser at overskride. For en lang række naturtyper/biotoper og arter er der som nævnt ikke tale om den gunstige bevaringsstatus, der er sat som mål med fx EF's Habitatdirektiv (12), og som EU-landene er forpligtet til at opfylde.

Det er en væsentlig pointe, at den igangværende erosion af artsspektret og den fortsatte degradering af naturområderne sker mange steder i verden samtidig. Dette kaster formentlig et behov af sig for på samme tid mange steder og i mange lande at gøre en aktiv indsats for at modvirke denne udvikling. Fx kan vi ikke med udgangspunkt i sikker forvisning om, at andre lande vil sikre den hvide stork, der formentlig i Danmark befinder sig i yderkanten af sit naturlige udbredelsesområde, undlade også i Danmark at gøre en naturbeskyttelsesindsats for den hvide stork, der i Danmark er en akut truet art, som har en så stærk negativ bestandsudvikling og har så små og få bestande, at den er i fare for at forsvinde fra Danmark i nær fremtid, såfremt de negative faktorer, der for tiden påvirker storken, fortsat får lov at virke (5). Dertil kommer, at skal man forstå "biologisk mangfoldighed" i alle dets aspekter, da knytter der sig som nævnt også et genetisk niveau til begrebet, som ikke nødvendigvis tilgodeses ved, at eksempelvis den hvide stork sikres i Polen men "får lov" at uddø i Danmark.

Ser vi de negative udviklingstendenser for naturen i forhold til danskernes velfærd hersker der uenighed om, hvorvidt eller i hvilket omfang naturen/naturkapitalen kan erstattes af eksempelvis menneskeskabt kapital på en måde, der ikke reducerer velfærden (4). Opfattelserne spænder her fra, at de fleste typer af natur er uerstattelig, til at menneskeheden er i stand til at løse alle problemer, når de opstår.

Et særligt forhold i denne diskussion er, at ikke al natur kan genskabes, sådan som det også er antyd det herover. Det vides dog fx ikke med sikkerhed, om ”genskabte” naturområder har en større eller mindre rekreativ værdi. Dog kan man formode, at værdierne i sådanne genskabte naturområder er forringet i forhold til et naturligt udgangspunkt.

Vi ved imidlertid, at anvender vi i dag en del af naturen til fordel for et højere materielt forbrug, fratager vi samtidig fremtidige generationer deres muligheder for at få glæde af denne natur, sådan som vi kender den i dag. Selvom et sådant valg kan forekomme hensigtsmæssigt ud fra nutidens behov og ønsker, er det ikke sikkert, at de fremtidige generationer vil være enige i denne afvejning mellem materielt forbrug og natur (4), og dermed er det heller ikke sikkert, at der er tale om bæredygtig udvikling. Det skal til sidst nævnes, at det naturligvis er usikkert, hvilken type kapital fremtidige generationer vil få mest velfærd af.

2.5. Referencer

1. Regeringen (2001). Udvikling med omtanke – fælles ansvar. Forslag til Danmarks strategi for bæredygtig udvikling.
2. Det Økonomiske Råd (2000). Dansk Økonomi efterår 2000. Naturforvaltning og biologisk mangfoldighed.
3. Stine Holm og Tilde Tvedt (1998). De grønne områder og sundheden. Friluftsrådet og Forskningscentret for Skov & Landskab.
4. Det Økonomiske Råd (1998). Dansk Økonomi efterår 1998. Bæredygtighed: Balance mellem generationer.
5. Miljø- og Energiministeriet (1998). Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Danmarks Miljøundersøgelser & Skov- og Naturstyrelsen.
6. Miljø- og Energiministeriet (1995). Biologisk mangfoldighed i Danmark - status og strategi.
7. Kåre Fog (1999). Hvor mange arter uddør der. I Fremtidens Pris - talmagi i miljøpolitikken. Det Økologiske Råd & Mellemløkeligt Samvirke.
8. Peter Pockley (2000). Global warming identified as main threat to coral reefs. Nature. 26 October 2000.
9. Poul Harremoës (1998). Hvornår er forsigtigt, forsigtigt nok – eller for forsigtigt? Indlæg ved møde om forsigtighedsprincippet den 29. maj 1998 i Miljøstyrelsen.
10. Kongelig Dansk Ambassade (2000). Dyre- og plantearter truet i Tyskland. Forbedret naturbeskyttelse, mener nogle, men ikke landbruget. Berlin, 6. oktober 2000.
11. Jørgen Birk Mortensen og Peder Andersen (2000). Bæredygtighed og økonomi: Økonomisk fortolkning af bæredygtig udvikling. I Stok eller guleroed? Virkemidler i miljøpolitikken. Del 1. Det Strategiske Miljøforskningsprogram. Nr. 45, december 2000.
12. Rådets direktiv nr. 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt af vilde dyr og planter.
13. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser (2000). Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus. Faglig rapport fra DMU, nr. 322.

14. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri & Miljø- og Energiministeriet (1999). Ammoniakfordampning – redegørelse nr. 3. Natur- og miljøeffekter af ammoniak. Danmarks Jordbrugsforskning og Danmarks Miljøundersøgelser.
15. Anna Bodil Hald (1999). Landbrug og agerlandets natur: Samspil – Modspil. Fremtidens samspil? I Natur og Landbrug. Temarapport nr. 1, 1999. Naturrådet.
16. Brundtlandkommissionen (1987). Vor Fælles Fremtid. FN-Forbundet og Mellemlfolkeligt Samvirke.
17. Alex Dubgaard m.fl. (2001). Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. KVL. Rapport til Wilhjelmudvalget.
18. Aase Østergaard (2000). Friluftsliv. I ”Dansk Naturpolitik – viden og vurderinger. Temarapport nr. 1. Naturrådet.
19. Lis Elleman, Rasmus Ejrnæs og Jesper Fredshavn (2001). Det lysåbne landskab. Afdeling for Landskabsøkologi, Danmarks Miljøundersøgelser.
20. Peter Montague (1999). Wrecking the Oceans. Rachels Environment & Health Weekly, 659/1999.
21. Henrik Egelyng (1997). Truet økosystem. Global Økologi, nr. 1 /1997.
22. Peter Montague (1999). The Carbon Pushers. Rachels Environment & Health Weekly. 664 /1999.
23. w.w.w. branchenet.dt.dk (2001). Turismens nøgletal. 11.06.

3. Den økonomiske udvikling og naturkapitalen

Befolkning og kapital (forbrug og produktion) henter råstoffer og de fleste former for energi fra jorden og returnerer affald og varme. Der er en konstant strøm fra planetens råstofkilder gennem den menneskelige økonomi til planetens dræn, hvor affaldet og forureningen ender. Verdens økonomier ville gå i stå uden de økologiske systemer, der dels tilvejebringer en del af råstofferne dels omsætter enorme mængder affald og forurening.

Blandt andet fordi der er grænser for økosystemernes kapacitet er der grænser for, i hvilket tempo den menneskelige befolkning og kapital kan forbruge råstoffer og energi, og grænser for, i hvilket tempo affald og forurening kan udledes uden at skade mennesker, økonomien eller jordens evne til at optage, genskabe og regulere (1).

3.1. Grænser for naturkapitalens bæreevne

Udviklingen har hidtil ført til et stadig stigende pres fra befolkning og kapitalapparat på det globale økosystem eller naturkapitalen. Et pres som gradvis kan føre os nærmere grænserne for en bæredygtig udvikling. Dette skyldes, at en voksende befolkning og et voksende kapitalapparat – i hvert fald i forhold til sektorer tæt knyttet til naturgrundlaget, fx skovbrug, fiskeri og landbrug - kan nærme sig grænsen for naturkapitalens kapacitet/ bæreevne. Dette kan i princippet ske på fire standardmåder (1):

- *Vedvarende vækst.* Befolkning og kapitalapparat, det vil sige den økonomiske aktivitet, kan øges uden afbrydelse, så længe maksimumgrænsen for den økonomiske aktivitet er langt under eller øges langsommere end naturkapitalens bæreevne. Forudsætningen for fortsat afkast er altså, at grænsen for det globale økosystems bæreevne (den/ de fysiske grænse) ligger langt borte fra niveauet for væksten i befolkning og kapitalapparat *eller* at grænsen for det globale økosystems bæreevne selv vokser og i så fald mindst lige så hurtigt som befolkningen og kapitalapparatet. En sådan øgning af det globale økosystems bæreevne kunne fx bero på teknologiudvikling.
- *Gradvis tilnærmelse til ligevægt.* Befolkning og kapitalapparat kan flade ud op mod grænsen for naturkapitalens bæreevne i en balance med naturkapitalen på en måde, som økologer kalder S-formet eller sigmoid vækst. S-formet vækst sker, hvis signaler fra den/de fysiske grænser er hurtige, præcise og besvares øjeblikkelig eller hvis befolkning og/eller kapitalapparat begrænser sig selv og ikke behøver signaler fra ydre, fysiske grænser.
- *Overskridelse og svingning.* Befolkning og kapitalapparat kan overskride sin maksimumgrænse i forhold til naturkapitalens bæreevne og svinge omkring den i nogen tid, før den flader ud. Det globale økosystems bæreevne er overskredet. Overskridelser og svingninger sker, hvis signaler fra den/de fysiske grænser eller gensvar herpå forsinkes, og hvis den/de fysiske grænser ikke eroderes eller hurtigt formår at genoprette sig selv efter erosionen. Dette forudsætter blandt andet, at eventuelle skader på naturkapitalen ikke er irreversible.
- *Overskridelse og sammenbrud.* Befolkning og kapitalapparat kan overskride sin maksimumgrænse i forhold til naturkapitalens bæreevne og derved ødelægge sit ressourcegrundlag og bryde sammen. Det globale økosystems bæreevne/naturkapitalens bæreevne er markant overskredet. Overskridelser og sammenbrud sker, hvis signaler fra den/de fysiske grænser eller gensvar herpå forsinkes og hvis den/de fysiske grænser eroderes, fx sænkes irreversibelt, når de overskrides. Måske er erosionen af artsspektret og degraderingen af naturområder/økosystemer sådanne irreversible skader på naturkapitalen, som med tiden vil vise sig at være mere alvorlige

end først antaget. Sammenbrud kan formentlig også ske som resultat af uforudsete og diskontinuerede spring i udviklingen.

”Vedvarende vækst” bygger på grundtanken om, at det vil være muligt at substituere naturkapital med menneskeskabt kapital, blandt andet gennem en fortsat teknologisk udvikling. I de øvrige vækstscenarier sætter naturens maksimale bæreevne en øvre grænse for væksten, idet naturkapitalen er endelig og ikke fuldt ud vil kunne substitueres med menneskeskabt kapital. Årsagen til at der kan opstå svingninger eller sammenbrud i det økonomiske system er, at den økonomiske vækst får lov at overskride naturens maksimale bæreevne, hvilket giver store skader på naturkapitalen. Ved sammenbrud antages det, at disse skader er irreversible, og der er således tale om erosion af livsunderstøttende økosystemfunktioner og/eller indhug i den kritiske naturkapital.

Det ser således ud til, at de centrale usikkerheder i forhold til naturkapitalens bæreevne kan identificeres som:

- I hvilket omfang er substitution af naturkapital mulig?
- Hvor går grænsen mellem substituerbar og kritisk naturkapital?
- I hvilken grad kan man forvente teknologiske løsninger?

I hvilken grad naturkapital kan substitueres med menneskeskabt kapital er også afgørende for, om kriterierne for svag eller stærk bæredygtighed bør benyttes i vurderingen af den fremtidige udvikling. Med svag bæredygtighed forstås en udvikling, hvor substitutionsmulighederne mellem kapitaltyper er betydelige, og hvor ressourcer betragtes som billige at undvære på lang sigt og lette at erstatte. Med stærk bæredygtighed kan overordnet forstås en udvikling, hvor muligheden for substitution mellem kapitaltyper betragtes som stærkt begrænset, og hvor ressourcer betragtes som dyre at undvære på lang sigt og svære at erstatte (8).

Hvis befolkning og kapitalapparat til stadighed skal kunne vokse, eller hvis man vil opretholde et konstant positivt forbrug, forudsætter det, at der skal være betydelige substitutionsmuligheder mellem den/ de udtømmelige ressourcer og produceret kapital (4) og/ eller tekniske fremskridt. Eller sagt på en anden måde: Hvis substitutionsmulighederne er små, vil en fortsat forøgelse af befolkning og kapitalapparat ikke kunne ske eller et positivt konstant forbrug ikke kunne opretholdes med mindre, der sker teknologiske fremskridt (4).

Hvis overskuddet fra udtømningen af en udtømmelig/ikke-fornybar ressource investeres i produceret kapital, vil forbruget eller velfærden kunne holdes konstant over tid, eftersom reduktionen i naturkapitalen under forudsætning af, at det ikke udhuler den kritisk naturkapital, netop bliver kompenseret af en opbygning af en anden type kapital (4).

Det er regeringens opfattelse, at vi også fremover skal have økonomisk fremgang, men vi skal forurene mindre og bruge færre ressourcer – vi skal fortsat arbejde på at bryde båndet mellem økonomisk vækst og virkningen på miljø- og naturressourcer (7). Visse påvirkninger af sundhed, miljø og natur eller brug af ressourcer er så kritiske, at vi har brug for nye løsninger. Netop teknologiske nybrud er én af nøglerne til øget ressourceeffektivitet, som kan medvirke til at bryde sammenhængen mellem miljøbelastning og den økonomiske vækst (7).

3.2. Manglende priser og vægtning af fremtidige generationers behov

Miljøøkonomisk teori har søgt at afhjælpe en række mangler ved anvendelsen af den markedsøkonomiske teori for derigennem af udvide og nuancere forståelsen af en moderne økonomi.

Der er to miljømæssige aspekter, der ved deres fravær springer umiddelbart i øjnene (2):

- For det første er der en række miljø- og naturgoder, der øver direkte indflydelse på vores velfærd, men som ikke værdisættes, fordi der ikke eksisterer markeder og dermed priser. Dette gælder for blandt andet dele af naturbeskyttelsen og forureningen samt fx værdien af stilhed og ren luft.

Dette hindrer, at miljøbelastningen indgår ved optimeringen af de markedsøkonomiske aktiviteter. Denne mangel er hidtil, navnlig i tilknytning til forurening og forringelser af naturens herligheds- og eksistensværdi, søgt afhjulpet gennem direkte retslig regulering.

Det seneste tiårs miljøøkonomiske debat har dog i stigende grad bragt anvendelsen af økonomiske virkemidler i forslag på både nationalt og internationalt plan. Og ifølge den økonomiske teori vil ”grønne afgifter” eller ”omsættelige forureningstilladelser” kunne synliggøre samfundsmæssige omkostninger knyttet til natur- og miljøbeskyttelse.

- For det andet øver udtømningen af ikke (eller langsomt) fornybare ressourcer og irreversible emissioner til miljøet (eller omfattende udryddelse af plante- og dyrearter), ofte med global karakter, indflydelse på velfærden i et langsiget perspektiv.

Alene det forhold, at den tidsmæssige adskillelse mellem aktivitet og miljømæssig konsekvens ofte er ganske betydelig, kan gøre regulering/ markedets respons utilstrækkelig (hvis eksempelvis det faktisk forholder sig sådan, at når tilstrækkelig mange arter er uddøde, så er én eller flere økosystemfunktioner for altid reduceret måske med varig skade for fx landbrugsproduktionen, så vil reguleringen komme for sent med den nødvendige forebyggende beskyttelse af disse funktioner).

Betydningen af fremtidige forhold tillægges en mindre vægt, når der anvendes en positiv diskonteringsrate i forbindelse med traditionelle cost-benefit-analyser, eftersom det udelukkende er nutidsværdien af de fremtidige konsekvenser, der indgår i beslutningsgrundlaget. Nutidsværdien af en fremtidig velfærd bliver reduceret, jo længere ude i fremtiden den ligger, jf. tabel 1. Begrundelsen herfor er, at beslutningstagere foretrækker nutidig velfærd for fremtidig. Man taler om befolkningens tidspræference. Ved valg af diskonteringsrate bør der derfor ske en afvejning mellem nutidigt og fremtidigt forbrug.

Tabel 1. Kalkulationsrentens betydning for fremtidens værdi som følge af neddiskontering (2).

Tidshorisont Antal år	Nedskrivningsfaktor		
	Renteniveau		
	7%	3½%	0%
10	0,50	0,70	1,0
20	0,25	0,50	1,0
30	0,13	0,36	1,0
40	0,07	0,25	1,0

Spørgsmålet, om der skal tages hensyn til fremtidige generationer og især på hvilken måde dette hensyn bør udformes, er en særdeles omdiskuteret problemstilling, som omfatter blandt andet hensynet til den totale velfærd kontra hensynet til velfærdsfordelingen.

Problemstillingen og de forskellige opfattelser heraf skal ikke omtales nærmere her, men der kan henvises til (6). Fra økonomisk hold har man i udstrakt grad lagt sig fast på, at velfærden bør tilstræbes ligeligt fordelt mellem generationer. Med dette retfærdighedsprincip nås det fra den øko

nomiske litteratur velkendte krav til en bæredygtig udvikling om, at den skal fastholde værdien af den totale samfundskapital (9), (11).

Hvis man i stedet tilstræbte at maksimere den totale velfærd og undlod at diskontere, ville velfærdens primært tilfalde fremtidige generationer på bekostning af nutidige.

I praksis er det med andre ord ofte vanskeligt at fastsætte en ”korrekt” kalkulationsrentefod. Fx må tidspræferencen for den enkelte anses for at være et psykologisk fænomen forbundet med utålmodighed og usikkerhed – det er bedre at erhverve en forbrugsmulighed nu end engang i fremtiden, hvor man måske ikke får lov til at nyde den (10).

En forventet vækst i forbrugsmulighederne gør det også mere attraktivt at opnå en forbrugsgevinst nu frem for i fremtiden (10). Argumentet synes at være relevant på samfundsniveau, idet der kan argumenteres for, at forbrugsændringer for rigere generationer bør tillægges mindre vægt end for fattige generationer (10). Dette argument forudsætter naturligvis, at kommende generationer vil være rigere end nulevende generationer. Argumentet forudsætter tillige, at rigdommen og velfærden opgøres på grundlag af forbrugsmuligheder for såvel markedsomsatte som ikke-markedsomsatte goder – herunder miljø- og naturgoder (10).

3.3. Naturkapitalens værdi

Naturkapitalens samlede bidrag til den økonomiske aktivitet kan næppe gøres op. For hvad er værdien af fx biologisk mangfoldighed, af genpuljen, af de mange forskellige arter, af de økologiske gratisydelse osv.? Uden at sætte tal på i hvert fald intuitivt dog så meget at Brundtlandkommissionen i 1987 fastslog, at bevaringen af de levende organismer - planter, dyr og mikroorganismer, og de ikke-levende elementer i miljøet, som de er afhængige af - er afgørende for udviklingen (5). Kommissionen nævnte også, at det er betydningsfuldt at bevare de livsvigtige processer som naturen udfører, herunder stabilisering af klimaet, beskyttelse af afvandingsområder og jord, bevaring af voksesteder og ynglepladser osv. En bevarelse af disse processer kan ikke adskilles fra en bevaring af de enkelte arter i de naturlige økosystemer, skrev Brundtlandkommissionen (5).

Verden over er der en stigende erkendelse af og bekymring for økosystemernes funktioner og deres betydning for nutidig og fremtidig produktion og menneskelig velfærd. Samtidig breder tanken om integreret areal-anvendelse og multifunktionelle produktionssystemer sig, ikke mindst inden for land- og skovbrug.

Man taler i dag fx om det multifunktionelle landbrug som et, hvor produktionsmålet er bredere end hidtil, og hvor output i form af traditionelle produkter som fx korn, kød og mælk suppleres med output i form af rent drikkevand, smukke landskaber, alsidig natur, rekreative og kulturelle værdier. Tilsvarende taler man i forbindelse med det flersidige skovbrug om produktion af træ, biologisk mangfoldighed, rent drikkevand, rekreative værdier, binding af CO₂ osv.

I princippet er der tale om, at en række af de ydelser, som økosystemerne i dag gratis stiller til rådighed for befolkning og kapitalapparat, enten direkte gennem egentlig udvikling af markedet eller indirekte ved simuleret markedsgørelse gennem økonomisk værdisætning på denne måde indgår i den samlede opgørelse af ”produktionen” og dermed eksplicit i den samfundsøkonomiske prioritering.

Der er i princippet tale om en form for korrektion af markedsfejl gennem synliggørelse af en større del af de benefits økosystemerne altid har ydet og derved altså blandt andet tale om internalisering af eksternaliteter⁴.

Som et eksempel på denne nye erkendelse og tendens kan nævnes, at en række miljøøkonomer har vurderet, hvordan indkomstgrundlaget for en hypotetisk australsk landbrugsbedrift kunne se ud om 20 år i forhold til i dag. I eksemplet udgør traditionelle landbrugsprodukter såsom hvede og uld om 20 år 55% af indtægten mod i dag 100%. Om 20 år kommer de øvrige indkomster på landbrugsbedriften fra træ samt fra en række gratisydelse fra visse økosystemer, blandt andet som følge af, at man har udviklet et marked for sådanne økosystemydelse, jf. tabel 2. Se også afsnit 5.10. Det kan imidlertid forekomme problematisk, i hvilket omfang økosystemernes gratis-ydelse faktisk kan/skal indgå i markedsmekanismen.

Tabel 2. Værdien af visse økosystemers gratisydelse på en hypotetisk australsk landbrugsbedrift om 20 år. (bearbejdet efter (3)).

Produkt eller økosystemydelse	Andel af bedriftens indkomst i % i 2000	Andel af bedriftens indkomst i % i 2020
Hvede	75?	40
Uld	25?	15
Produkter i alt	100	55
Træ/tømmer		10
Vandfiltration/vandrensning		15
CO ₂ -binding		7,5
Dæmpning af forsøltning		7,5
Biodiversitet		5
”Gratisydelse” fra økosystemer i alt		35
I alt		100

Der kan ses en parallel i udviklingen mod en bredere baseret ”vareproduktion” fra den hypotetiske australske landbrugsbedrift, som illustreres med tabel 2, til tankerne i EU om at fastholde eller udvikle den europæiske multifunktionelle landbrugsmodel. Et landbrug med en alsidig produktion, hvor produktionen af eksempelvis rent drikkevand, smukke landskaber, en rig og varieret natur, rekreative værdier og CO₂-binding spiller en mere betydningsfuld rolle sammenlignet med nutidens ”ensidige” vægt på produktion af de traditionelle varer som korn, kød og mælk.

3.4. Referencer

1. Meadows, Meadows og Randers (1993). Hinsides grænser for vækst. Gyldendalske Boghandel.
2. Jesper Jespersen (2001). Plan & økonomi. Kan en bæredygtig udvikling planlægges – vurderet i lyset af økonomisk teori? Jord og Viden, nr. 4, 2001.
3. Gretchen C. Daily et al (2000). The value of nature and the nature of value. Science 289 (5478):395.
4. Jørgen Birk Mortensen og Peder Andersen (2000). Bæredygtighed og økonomi: Økonomisk fortolkning af bæredygtig udvikling. I Stok eller guleroed? Virkemidler i miljøpolitikken. Del 1. Det Strategiske Miljøforskningsprogram.

⁴ Eksternalitet: Følgevirkning af en given økonomisk aktivitet, der påføres omgivelserne. I miljøspørgsmål vil eksternaliteter først og fremmest dreje sig om ulemper af forskellig art, eksempelvis forurening af grundvand med pesticider, forgiftning af fisk med tungmetaller eller nedbrydning af ozonlaget (12).

5. Brundtlandkommissionen (1987). Vor Fælles Fremtid – rapport om miljø og udvikling. FN-Forbundet og Mellemlfolkeligt Samvirke.
6. Parfit (1984). Reasons and Persons. Oxford, 1984.
7. Regeringen (2001). Udvikling med omtanke – fælles ansvar. Forslag til Danmarks strategi for bæredygtig udvikling.
8. Finn Arler (2000). Bæredygtighed og naturkvalitet. I Naturrådets ”Dansk Naturpolitik i bæredygtighedens perspektiv”. Temarapport nr. 2/2000.
9. Det Økonomiske Råd (1998). Dansk økonomi efterår 1998. Bæredygtighed: Balance mellem generationer.
10. Flemming Møller m.fl. (2000). Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Miljø- og Energiministeriet.
11. Dubgaard, Sandøe, Gamborg og Larsen (1999). Bæredygtighed – økonomi, etik og energi. Nationaløkonomisk Tidsskrift, nr. 3, december 1999.
12. Hans E. Zeuthen og Bent Jensen (1995). Hvad fik vi ud af den økonomiske vækst? Rockwool Fondens Forskningscenter. Spektrum.

4. Danskeres præferencer i forhold til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse

Med dette kapitel præsenteres forsøg på at afdække adspurgte danskeres præferencer i forhold til forskellige aspekter af biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse, sådan som dette er sket med ni forskellige analyser og undersøgelser gennemført i perioden 1993-2000. Undersøgelserne er gennemført af en række forskningsinstitutioner, analyseinstitutter og organisationer, som har spurgt repræsentative udsnit af danskerne om deres præferencer i forhold til aspekter af biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Det drejer sig fx om forvaltningen af naturgrundlaget, om betydningen af at have naturområder og grønne områder at komme i, om sammenhængen mellem trivsel og mulighed for at komme i naturen, om ønsker til rekreativ anvendelse af naturen osv., jf. bilag 4.

Som baggrund for at tolke resultaterne er det relevant at kende befolkningens fordeling i land og by og i jordbruger og ikke-jordbruger. I runde tal kan man sige, at 15% af befolkningen bor i landkommuner, mens 85% bor i bykommuner (1). Kun 3% af befolkningen har direkte eller indirekte tilknytning til landbrug, mens 12% af befolkningen "blot" bor i landdistrikterne.

4.1. Villighed til at betale

De refererede præferenceundersøgelser og analyser kan ikke selvstændigt lægges til grund for egentlige prioriteringer på tværs af sektorer, dels fordi de ikke direkte siger noget om folks villighed til at betale for de udtrykte præferencer og dermed ikke noget om styrken af præferencerne i forhold til andre goder, som eventuelt tabes, dels fordi samfundsmæssig og politisk prioritering er en kompleks proces, som ikke i alle tilfælde kan rummes i en spørgeskemaundersøgelse. Derimod kan visse præferenceundersøgelser anvendes i forbindelse med "interne" prioriteringer, fx træartsvalg i forbindelse med skovrejsning. Ser man på tværs af de mange undersøgelser, som det er gjort i afsnit 4.4., får man et godt her-og-nu overblik over danskeres interesse for naturspørgsmål.

Kombineret med viden om folks udtrykte betalingsvilje kan præferenceundersøgelser bidrage til en vurdering af, om de adspurgte faktisk er interesseret i gennemførelsen af en konkret politik og om de adspurgtes præference for en given politik er af større eller mindre betydning (2).

Imidlertid er netop afdækning af folks betalingsvillighed metodisk set ganske vanskelig. Derfor bør der i det videre arbejde med at vurdere danskeres præferencer i forhold til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse også udvikles metoder, der kan skabe bedre kobling til folks vilje til at betale for deres præferencer og sige noget om præferencernes styrke.

Omvendt bør den betydelige informationsværdi, der fremkommer af præferenceundersøgelser, anvendes i forbindelse med prioriteringer i den politiske beslutningsproces.

4.2. Metodiske problemer i relation til præferenceundersøgelser

De undersøgelser, der refereres her, er kvantitative spørgeundersøgelser, baseret enten på spørgeskemaer eller strukturerede interviews, hvor et stort antal mennesker besvarer en række relativt enkle spørgsmål, og hvor der typisk er få svarmuligheder for hvert spørgsmål.⁵

⁵ I modsætning til kvalitative interviews, hvor spørgsmålene er mere åbne, færre personer udspørges, og undersøgelsens kvalitet sikres på andre måder.

Fordelene ved kvantitative spørgeundersøgelser er, at det er muligt at inddrage et stort antal svarpersoner, samt at det er relativt enkelt at behandle svarene statistisk, herunder sammenligne forskellige svar eller koble dem til baggrundsdata som fx køn, alder eller indkomst. Generelt anses spørgeundersøgelser for en anvendelig og frugtbar undersøgelsesmetode inden for samfundsvidenskaberne, hvor den anvendes i mange sammenhænge.

Det er – som ved al anden empirisk forskning – vanskeligt at gennemføre en spørgeundersøgelse på fuldt forvarlig vis. Metodens popularitet kan føre til, at man overser de problemer, der knytter sig til krav om repræsentativitet, pålidelighed og gyldighed af resultaterne. En spørgeundersøgelse, der er gennemført forkert, kan manipulere med resultaterne.

Der knytter sig fem krav til kvantitative spørgeundersøgelser, nemlig (3):

- ❑ Repræsentativitet (statistisk sikkerhed)
- ❑ Pålidelighed (reliabilitet)
- ❑ Gyldighed (validitet)
- ❑ Præcision
- ❑ Sensitivitet

Der eksisterer en række sammenhænge mellem disse krav. Fx kan man øge repræsentativiteten ved at øge stikprøve-størrelsen; men forudsat at undersøgelsens ressourcer er konstante, medfører dette færre ressourcer pr. måling og dermed alt andet lige større risiko for målefejl. Ligeledes kan man også øge en målings pålidelighed og gyldighed ved at øge antallet af spørgsmål. Bliver interviewet imidlertid for langt, kan det medføre manglende omhyggelighed hos svarpersonen og dermed et fald i pålideligheden.

Repræsentativitet

Kravet om repræsentativitet eller statistisk sikkerhed er aktuelt, når man spørger en mindre gruppe personer, men ønsker at generalisere svarene til en større gruppe, fx alle danskere. Repræsentativiteten kan kun bedømmes objektivitet, hvis svarpersonerne er udvalgt som en tilfældig stikprøve fra en veldefineret helhed/ population. Man kan da beregne et mål for den statistiske usikkerhed, der følger af, at man ikke har spurgt alle i populationen.

Hvis spørgeundersøgelsen ikke bygger på en tilfældigt udvalgt stikprøve fra en veldefineret population, medfører dette, at resultaterne kun repræsenterer de personer, der har afgivet svarene. Generaliseringer på grundlag af sådanne målinger kan føre til alvorlige fejlslutninger.

Pålidelighed

Ved kravet om pålidelighed forstås kravet om, at undersøgelsen vil give de samme resultater, hvis den gentages under ensartede vilkår. Eller med andre ord: Der må ikke forekomme tilfældige variationer i resultaterne.

I forbindelse med måling af præferencer kan tilfældige variationer fx skyldes tilfældige humørsvingninger hos adspurgte svarpersoner eller hos interviewereren eller tilfældige variationer i de fysiske omgivelser, hvori målingerne gennemføres.

Ved kvantitative spørgeundersøgelser imødekommes kravet om pålidelighed blandt andet ved at sikre så ensartede omstændigheder som muligt ved interviews (fx instruktion af interviewer). Et relativt stort udvalg af svarpersoner vil ligeledes mindske risikoen for, at tilfældige forskelle slår igennem i resultaterne.

Gyldighed

Ved kravet om gyldighed forstås kravet om, at undersøgelsen faktisk måler det, som man ønsker at måle. Eller med andre ord: Kravet om at måleinstrumentet – fx spørgeskemaet – faktisk kan måle det begreb, man ønsker at undersøge (fx menneskers holdning til natur). Dermed er kravet om gyldighed helt grundlæggende, og det er derfor nødvendigt – men ikke tilstrækkeligt – at også de øvrige kvalitetskrav er opfyldt, for at en spørgeskemaundersøgelse kan siges at være gyldig. For at en undersøgelse skal have en vis gyldighed, er det fx en nødvendig betingelse, at den har en vis pålidelighed. Imidlertid sikrer en høj grad af pålidelighed ikke automatisk en høj grad af gyldighed.

Ved kvantitative spørgeundersøgelser, hvor et stort antal svarpersoner stilles spørgsmål med overvejende lukkede svarmuligheder, bør kravet om gyldighed gives en særlig vægt, blandt andet ved en grundig overvejelse af spørgsmålenes indhold og ordlyd. Det vil jo sjældent være muligt for svarpersoner at få uddybet et spørgsmål, ligesom det sjældent er muligt for svarpersonen at uddybe eller kvalificere sine svar i større omfang. Kravet søges blandt andet opfyldt gennem en stor omhu med at formulere entydige spørgsmål, der er dækkende for det begreb, man ønsker at undersøge, samt ved at undgå ledende spørgsmål. De spørgsmål, der ligger til grund for en undersøgelses resultater, bør altid publiceres, så andre har mulighed for at vurdere dem.

Præcision og sensitivitet

Ved kravet om præcision forstås kravet om, at målingen foregår på en så præcis måleskala som muligt. Ved kravet om sensitivitet forstås kravet om, at måleinstrumentets skala er tilstrækkeligt fint inddelt. Disse to krav er sædvanligvis af mindre betydning for spørgeundersøgelser.

De refererede undersøgelser

De analyser og undersøgelser, der er sammenfattet i afsnit 4.4. og refereret i bilag 4, inddrager mellem 600 og 6000 svarpersoner. Normalt vil man sige, at undersøgelser med høj svarprocent med omkring 1200 svarpersoner vil kunne danne grundlag for at generalisere svarene til fx den danske befolkning, forudsat at de ovenfor nævnte kvalitetskrav er efterlevet. Nogle af undersøgelserne undersøger såvel adfærd som præferencer og holdninger, mens andre kun har holdninger med i undersøgelsen.

Det har ikke været muligt for arbejdsgruppen at give en vurdering af de enkelte undersøgelsers kvalitet, men flere af undersøgelserne er udført af anerkendte forskningsinstitutioner eller analyseinstitutter, og mange af dem understøtter i store træk de samme konklusioner. Undersøgelserne kan derfor tilsammen give et billede af danskeres præferencer i forhold til aspekter af biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse op gennem 1990'erne.

4.3. Krav og præferencer i forhold til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse

Forvaltningen af den biologiske mangfoldighed er som udgangspunkt underlagt internationale aftaler samt international og national lovgivning, som også må forventes at afspejle befolkningens præferencer. Indholdet af internationale aftaler og direktiver omhandler ofte overordnede retningslinier og tilkendegivelser. De reelle forpligtelser må således i et vist omfang bero på konkret fortolkning.

Danmarks tilslutning til eksempelvis FN's konvention om biologisk mangfoldighed angiver en række forpligtelser, landet har bundet sig til. Det fremgår af "Biodiversitetskonventionens" artikel 1 (4), at formålet med konventionen er bevaring af den biologiske mangfoldighed, bæredygtig udnyttelse af dens bestanddele og rimelig og retfærdig fordeling af de fordele, udnyttelsen af genetiske ressourcer resulterer i, blandt andet på grundlag af behørig adgang til de genetiske ressourcer og passende overførsel af relevant teknologi, under hensyntagen til samtlige rettigheder til disse ressourcer og til teknologien, samt på grundlag af adækvat finansiering.

Med bæredygtig udnyttelse forstås med Biodiversitetskonventionen udnyttelse af bestanddele af den biologiske mangfoldighed på en sådan måde og i et sådant omfang, at det ikke fører til nedgang i den biologiske mangfoldighed på lang sigt, hvorved den biologiske mangfoldigheds muligheder for at dække nuværende og kommende generationers behov og ønsker opretholdes (4).

Den internationale lovgivning, sådan som den fremgår af eksempelvis EF's Habitatdirektiv og EF's Fuglebeskyttelsesdirektiv, sigter med Habitatdirektivets ord overordnet mod "at fremme opretholdelsen af den biologiske diversitet under hensyntagen til økonomiske, sociale, kulturelle og regionale behov og mod at bidrage til en bæredygtig udvikling" (5). Administrationen af internationale naturbeskyttelsesområder som EF Fuglebeskyttelsesområder, EF Habitatområder og Ramsarområder skal sikre og genoprette en gunstig bevaringsstatus for de arter og naturtyper, områderne er udpeget for (6). For Ramsarområderne er målsætningen endvidere, at beskyttelsen skal fremmes (6).

En naturtypes bevaringsstatus anses med Habitatdirektivets ord for gunstig, når (5):

- Det naturlige udbredelsesområde og de arealer, det dækker inden for dette område, er stabile eller i udbredelse.
- Den særlige struktur og de særlige funktioner, der er nødvendige for dens opretholdelse på lang sigt, er til stede og sandsynligvis fortsat vil være det i en overskuelig fremtid.
- Bevaringsstatus for de arter, der er karakteristiske for den pågældende naturtype, er gunstig.

En arts bevaringsstatus anses med Habitatdirektivets ord for gunstig, når (5):

- Data vedr. bestandsudvikling af den pågældende art viser, at arten på lang sigt vil opretholde sig selv som en levedygtig bestanddel af dens naturlige levesteder.
- Artens naturlige udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at det inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket.
- Der er og sandsynligvis fortsat vil være et tilstrækkeligt stort levested til på lang sigt at bevare dens bestande.

De nationale lovkrav på naturbeskyttelsesområdet udtrykkes i blandt andet Naturbeskyttelsesloven således: "Loven skal medvirke til at værne landets natur og miljø, så samfundsudviklingen kan ske på et bæredygtigt grundlag i respekt for menneskets livsvilkår og for bevarelsen af dyre- og plantelivet" (7). Loven tilsigter særlig:

- At beskytte naturen med dens bestand af vilde dyr og planter samt deres levesteder og de landskabelige, kulturhistoriske, naturvidenskabelige og undervisningsmæssige værdier.
- At forbedre, genoprette eller tilvejebringe områder, der er af betydning for vilde dyr og planter og for landskabelige og kulturhistoriske interesser.
- At give befolkningen adgang til at færdes og opholde sig i naturen samt forbedre mulighederne for friluftslivet.

Ud over disse forpligtende krav af international og national art, som må siges at udtrykke officielle rammer for beskyttelsen af den biologiske mangfoldighed og naturen, kan danskere som enkeltpersoner i forhold til biologiske mangfoldighed og naturbeskyttelse have præferencer vedrørende:

- naturens tilstand og naturens aktuelle og potentielle udvikling.
- muligheder for at anvende naturen rekreativt.

samt mere eller mindre kontant udtrykte krav til forvaltningen af naturen:

- krav til virksomhederne og borgerne om hensyn til natur og miljø.
- naturpolitik, herunder fx om niveauet for naturbeskyttelse er i orden, om naturens kvalitet er tilfredsstillende, om naturens arealmæssige omfang i tilstrækkelig grad kan sikre naturens processer, dynamik og variation samt levedygtige bestande af plante- og dyrearter osv.

Endelige medtager Dubgaard i sin rapport (8) med udgangspunkt i økosystemers ydelser en række attributter, der hver især kan udtrykke præferencer:

- Udendørs rekreative ydelser (fx observation af dyrelivet, oplevelse af stilhed).
- Økologiske ydelser (fx erosionskontrol og CO₂-binding).
- Eksistens ydelser (fx at vide, at et givet økosystem eksisterer, eller en given art eksisterer uden at man nødvendigvis skal se den).
- Videnskabelige ydelser (fx arters og økosystemers mulighed for at bidrage med viden om naturen).
- Utilitaristiske goder og ydelser (fx jagtmuligheder, direkte ressourcegoder såsom fisk, medicinplanter og landbrugsprodukter).
- Kulturelle, symbolske, moralske og historiske ydelser.

De nævnte typer af ”præferencer” har alle betydning og spiller til en vis grad sammen.

4.4. Sammenfatning af gennemførte undersøgelser og analyser af præferencer i relation til aspekter af biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse

De analyser og undersøgelser, der her er sammenfattet, er i kort form refereret i bilag 4. Der er tale om danske analyser og undersøgelser gennemført i perioden 1993-2000. Analyserne og undersøgelserne er som nævnt af vekslende kvalitet i forhold til de krav, man må stille i relation til måling af præferencer. Derfor skal denne sammenfatning af de refererede analyser og undersøgelser tages med forbehold for målefejl og metodiske problemer knyttet til præferenceundersøgelser. Sammenfatningen giver udtryk for indholdet i de respektive undersøgelser og er ikke nødvendigvis udtryk for arbejdsgruppens holdning. Det skal nævnes, at der så vidt vides ikke er gennemført undersøgelser eller analyser, der direkte afdækker præferencer for biologisk mangfoldighed.

Det skal endvidere understreges, at de refererede analyser og undersøgelser i ringe grad beskæftiger sig med de adspurgte danskeres vilje til at betale for deres præferencer og derfor ikke umiddelbart kan anvendes i forbindelse med prioritering af økonomiske ressourcer. Dette prioriteringsspørgsmål knytter sig til såvel natur- og miljøområdet internt som i forholdet til andre sektorer, herunder fx sundhedssektoren.

Trods de nævnte forbehold er det rimeligt at sige, at samlet set indikerer resultaterne af de refererede analyser og undersøgelser, at naturen (og miljøet) generelt betyder meget for mange danskere, og at en dominerende del af danskere både bruger naturen i stort omfang og har præferencer i forhold til, hvordan naturen og naturens ressourcer skal forvaltes.

En undersøgelse (9) antyder, at 10-20% af danske landmænd kan forventes at agere positivt i forhold til ønsker og krav fra det øvrige samfund om en ekstra indsats for naturen. Landmændene bruger naturen hver dag primært til produktion, ligesom jagtinteresserne spiller en rolle, men det kønne sted nede ved vandhullet eller den fine udsigt oppe på bakken spiller uden tvivl en positiv rolle for mange landmænd (10).

Undersøgelser viser, at de adspurgte danskere generelt kommer meget i naturen – godt 95% af alle voksne er på en længere eller kortere tur i landskabet mindst én gang om året - (11), (12). Skovene

og strandene har henholdsvis ca. 50 og 36 millioner besøg af danskerne hvert år. Den rekreative anvendelse af Danmarks natur spiller en central rolle for vores velfærd, trivsel og livskvalitet (13).

Når vi kommer i naturen, er det præferencer for stilhed og naturoplevelser, der ser ud til at dominere (12), (14). Mange mennesker bruger naturen til at stresses af og lade op (13). Når folk bor eller vil bo på landet, er det præferencer som at have god plads og frisk luft, at være tæt på smuk og spændende natur og at få stilhed og ro, der vejer tungest foran alt andet, herunder at komme hinanden mere ved, at bo billigere eller at betale mindre i skat (10).

Det fremgår af flere undersøgelser, at en stor del af de adspurgte danskere vil bakke op om ændringer af landbrugets anvendelse af naturgrundlaget (11),(12),(15),(16),(18). Men også, at ændringer i et eller andet omfang må kobles sammen med økonomisk kompensation (11),(15). Mange ser reduktion af brugen af sprøjtemidler og omlægning til økologisk jordbrug som nye veje at gå (15), (16). Et markant flertal af de adspurgte danskere går ind for, at tilskudsmidler til landbruget skal være natur- og miljøbetingede (11), ligesom halvdelen af de adspurgte mener, at det især er samfundets opgave at betale for natur- og miljøbeskyttelsen (11). Et flertal af de adspurgte danskere mente ikke, at de selv og myndighederne har tilstrækkelig indflydelse på landbrugets påvirkning af natur og miljø (11), ligesom et flertal mener, at ud over ejeren til jorden skal de danske myndigheder have medbestemmelse over landbrugets påvirkning af natur og miljø (11).

Undersøgelser peger endelig på, at generelle problemer vedrørende natur og miljø fortsat hører til blandt de samfundproblemer, som bekymrer danskere mest (17). Om nødvendigt må hensynet til miljøet gå forud for hensynet til arbejdspladser (12),(16).

Samlet tyder undersøgelseerne på, at de adspurgte danskere har præferencer for en udvikling, hvor beskyttelse af natur, landskab og miljø har en høj prioritering i samfundsmæssige afvejninger (10), (17). Mange af de adspurgte danskere mener således, at samfundet bør afsætte flere penge til at sikre naturen og miljøet, selvom man godt ved, hvor regningen ender (11),(16),(17).

4.5. Referencer

1. Indenrigsministeriet (2000). Landdistriktredegørelsen 2000.
2. Alex Dubgaard (2000). Internalisering af eksternaliteter. I ”Dansk Naturpolitik – i bæredygtighedens perspektiv”. Naturrådet.
3. Niels Elers Koch & Frank Søndergaard Jensen (1988). Skovenes friluftsfunktion i Danmark. IV. Del. Befolkningens ønsker til skovenes og det åbne lands udformning. Særtryk af Det Forstlige Forsøgsvæsen i Danmark. Beretning nr. 351.
4. FN Konventionen om den biologiske mangfoldighed, 5. juni 1992.
5. Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt af vilde dyr og planter.
6. Bekendtgørelse nr. 782 af 1. november 1998 om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder.
7. Lov nr. 9 af 3. januar 1992 om naturbeskyttelse.
8. Alex Dubgaard et al (2001). Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, Institut for Økonomi, skov og Landskab. Rapport til Wilhjelmudvalget.
9. Torben Bager og Villy Søgård (1994). Landbruget og miljøet. Sydjysk Universitets Center.
10. Indenrigsministeriet (1997). Landdistriktsredegørelsen 1997.
11. Gallup (1999). Hvad mener befolkningen? I Naturrådet (1999). Natur og landbrug. Temarapport nr. 1.

12. Frank Søndergaard Jensen (1999). Friluftsliv i det åbne land. Forskningscentret for Skov & Landskab. Forskningsserien nr. 25.
13. Stine Holm og Tilde Tvedt (1998). De grønne områder og sundheden. Friluftsrådet og Forskningscentret for Skov & Landskab.
14. Frank Søndergaard Jensen & Niels Elers Koch (1997). Friluftsliv i skovene 1976/77 – 1993/94. Forskningsserien nr. 20. Forskningscentret for Skov & Landskab.
15. Vilstrup Research (1997). For og imod sprøjtegifte. Politikken 16. februar 1997.
16. Specialarbejderforbundet i Danmark (2000). Holdninger til miljøet. Medlemsundersøgelser.
17. Jørn Tulstrup, Conny Bauer, Sebastian Levine og Lasse Hjort Madsen (1999). Danskerne 2000. På vej mod et nyt årtusinde. Institut for Konjunktur-analyse.
18. Danmarks Naturfredningsforening (1997). Vores Land – 5-punktsplan for beskyttelse af Danmarks Natur.

5. Økonomisk værdisætning

For at forbedre grundlaget for prioriteringer er det centralt at kunne præstere retvisende regnestykker og inden for begrænsninger, som har været nævnt i de foregående kapitler, er det relevant at udvikle metoder, der bringer os længere i retning af økonomisk værdisætning af natur- og miljækster-naliteter.

I de tilfælde, hvor en omkostning eller typisk en gevinst ved miljø- og naturforvaltningen ikke kan indgå i regnestykket med en talværdi - det vil sige, hvor en økonomisk værdisætning ikke har været mulig - bør den som minimum beskrives og ad den vej indgå i den samlede afvejning. Opgørelser af benefits volder som tidligere nævnt betydelige praktiske og metodiske problemer.

Det skal nævnes, at der – i disse år ikke mindst fra Naturrådet – fremsættes kritik af forsøgene på værdisætning og cost-benefit-analyser. Der henvises til rapportens bilag 5.

I dette kapitel skal vi se nærmere på økonomisk værdisætning. Hvor ikke andre referencer er nævnt bygger kapitlet i væsentlig grad på rapporten “Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse”, som er udarbejdet til Wilhjelmudvalget af Alex Dubgaard med flere ved Landbohøjskolen i 2000-2001 (1). Der skal endvidere henvises til rapportens bilag 1 og 2, som viser eksempler på gennemførte cost-benefit-analyser.

5.1. Priser og ikke-markedsgoder

Prisdannelsen på markedet sender signaler om forbrugerpræferencer til producenterne, der ser deres økonomiske interesse i at imødekomme disse præferencer. I dag anses markedet ofte som det bedste allokeringsinstrument for de fleste “almindelige” goder.

Men ikke alle goder kan omsættes eller ønskes omsat på et marked. Det drejer sig om rene offentlige goder som militært forsvar og håndhævelse af retssikkerheden m.m., der ikke kan omsættes på et marked, samt en række offentlige gratisydelse, som undervisning, hospitalsbehandling m.v., der ikke eller i ringe omfang ønskes fordelt via markedet.

Miljøværdier eller naturværdier som ren luft, rent grundvand, biologisk mangfoldighed, adgang til rekreative områder m.v. er enten offentlige goder, fx den luft vi indånder, og kan som sådan ikke gøres til genstand for transaktioner på markedet; eller samfundsmæssige fællesgoder, fx grundvand og adgang til rekreative områder, der ikke ønskes fordelt ved hjælp af prismekanismen. En del økonomer mener, at når der ikke er markedspriser på visse goder, kan det skyldes, at der ikke er ejendomsrettigheder til de pågældende goder.

Mængden og kvaliteten af sådanne ikke-markedsgoder forsøges styret gennem politiske beslutninger. Formålet med økonomisk værdisætning er at levere information til den politiske og administrative beslutningsproces om styrken af befolkningens præferencer for disse ikke-markedsgoder, herunder miljø- og naturgoder.

Økonomisk værdisætning opgør præferencer i penge - som regel i form af en mere eller mindre hypotetisk betalingsvilje for det undersøgte gode. Når et miljø- eller naturgode måles i penge, er det muligt at sammenholde den samfundsmæssige værdi af godet med omkostningerne ved at frembringe eller bevare det og det er muligt at sammenligne med værdien af andre goder. Og derved er der tilvejebragt et bedre grundlag for prioritering, som dog ikke tager højde for fordelingspolitiske aspekter.

5.2. Velfærdsøkonomisk analyse af ikke-markedsgoder

Inden for økonomisk teori er der en lang tradition for analyse af ikke-markedsomsatte goders værdi og tilvejebringelse. Politiske beslutninger om at frembringe offentlige gratisydelse har aldrig været og er ikke gratis for samfundet. Og der må træffes valg mellem alternative projekter og aktiviteter, som hver især kan bidrage til samfundets velfærd. De politiske afvejninger med hensyn til udbuddet af offentlige gratisydelser falder derfor ind under økonomiens analyseområde.

I løbet af det 20. århundredes første halvdel blev der udviklet analysemetoder til konkret vurdering af offentlige investeringsprojekters fordelagtighed for samfundet. Disse metoder betegnes i dag som Cost-Benefit-Analyse (i det efterfølgende benævnt "CBA").

Anvendelse af CBA var indtil for 2-3 årtier siden forbeholdt udgiftskrævende politiske initiativer, først og fremmest investeringer i infrastruktur. Omkostningerne herved kunne man som regel opgøre på grundlag af korrigerede markedspriser på de ressourcer, der medgik til anlæg og drift. Benefit-siden bestod for det meste af tidsbesparelser og reducerede transportomkostninger, der også let kunne værdisættes ud fra markedspriser.

Derimod var der indtil for nylig ikke tradition for at indregne fx tab af miljø- eller naturgoder, i det mindste ikke som økonomiske størrelser, som gør det muligt at sammenholde miljø- og naturomkostningerne med de beregnede benefits. Med den manglende monetarisering af miljø- og naturværdier er der risiko for, at beslutningstagerne/politikerne betragter miljø- og naturgoder som gratis i samfundsmæssig forstand, hvilket er en økonomisk fejlslutning af samme karakter som en forestilling om, at offentlige investeringer skal give kasseoverskud for at være samfundsmæssigt rentable.

Den stigende opmærksomhed på miljø- og naturspørgsmål har i løbet af de sidste 3-4 årtier ført til udvikling af analysemetoder til økonomisk værdisætning af ikke-markedsomsatte miljø- og naturgoder. Metoderne er hidtil især blevet anvendt til monetarisering af miljøgoders værdi, så miljøhensyn kan indgå i den samfundsmæssige projektvurdering og politikanalyse på linje med producerede goder.

5.3. Økonomisk værdisætning

Økonomisk værdisætning bygger på antagelsen om, at det er borgernes præferencer, der bør være bestemmende for, hvordan et samfunds ressourcer anvendes. Ved at bruge noget af sin indkomst til at skaffe sig et bestemt gode fravælger man uvilkårligt en række andre forbrugsmuligheder, der også kunne have bidraget til ens nytte eller velfærd.

Den neoklassiske teori⁶ forudsætter, at forbrugeren vælger det godebundt, der sikrer den pågældende den størst mulige nytte under de begrænsninger, som den pågældendes samlede købekraft/ indkomst repræsenterer. Velfungerende markeder vil på den måde sikre, at samfundets knappe ressourcer bliver anvendt i overensstemmelse med de præferencer, der kommer til udtryk gennem forbru

⁶ Neoklassisk økonomi er betegnelsen for hovedstrømningen inden for den markedsorienterede økonomiske teori siden slutningen af 1800-tallet. De centrale antagelser er, at det enkelte individ/ den enkelte forbruger bedst selv kan afgøre, hvad der er godt for den pågældende samt at fuldkomne markeder kan sikre en optimal anvendelse af samfundets ressourcer.

gernes efterspørgsel. Under den velfærdsøkonomiske⁷ antagelse om, at det enkelte individ – homo economicus, se afsnit 5.7. - er den bedste til at vurdere, hvad der er godt for den pågældende, når man frem til, at det frie forbrugsvalg sikrer den størst mulige samfundsmæssige velfærd.

Det er således forbrugernes valg eller substitution mellem alternative goder, der er udgangspunktet for det velfærdsøkonomiske værdibegreb. Man måler et givet godes værdi i form af den mængde af et andet, universelt gode, som forbrugeren er parat til at opgive for en enhed af den betragtede gode.

Det universelle gode, der benyttes som værdimåler, er som regel penge/indkomst. Det skyldes ikke, at penge i sig selv betragtes som værdifulde, men at penge udgør en praktisk måleenhed for værdien af de mange forskellige reale goder, der indgår i forbruget. Penge udtrykker generel købekraft, det vil sige, penge er det medium, der sikrer, at varer og tjenester kan substitueres fuldt ud.

Formålet med økonomisk værdisætning er derfor ikke at tildele alle goder, der i dag er gratis, en pris, som folk skal betale. Det, der velfærdsøkonomiens budskab, er, at ikke-prissatte goder ikke nødvendigvis er gratis i samfundsmæssig forstand.

Den økonomiske teori skelner mellem frie goder og knappe goder, der har en alternativ anvendelse. Frie goder er ressourcer, der findes i en sådan overflod, at vi ikke har nogen grund til at økonomisere med dem. De er derfor gratis i samfundsmæssig forstand. I Canadas vidtstrakte ødemarker er ren luft og rent vand frie og derfor gratis goder. Dette gælder derimod ikke i tætbefolkede områder, hvor atmosfæren og vandmiljøet også bruges som dræn for forurening og affald. At sikre mennesker her ren luft og rent vand koster knappe ressourcer med alternative anvendelser - enten direkte i form af renseforanstaltninger eller indirekte i form af alternativomkostninger ved begrænsning af den økonomiske aktivitet.

Formålet med den økonomiske værdisætning er at levere information til den politiske beslutningsproces om styrken af præferencerne for miljø- og naturgoder - udtrykt ved den hypotetiske betalingsvilje for disse goder eller den økonomiske kompensation, folk vil kræve for at acceptere en nærmere specificeret reduktion i mængde eller kvalitet af et miljø- eller naturgode.

Man kan for så vidt sammenligne økonomisk værdisætning af miljø- og naturgoder med markedsanalyser, der prøver at estimere den potentielle efterspørgsel på et nyt produkt, der endnu ikke er lanceret. Når et miljø- eller naturgodes værdi er opgjort i pengeenheder, er det muligt at gennemføre samfundsmæssige CBA'er, hvor gevinsterne ved at gennemføre fx naturgenopretningsprojekter sammenholdes med omkostningerne.

Det, der blandt andet adskiller miljø- og naturgoder fra andre goder, er, at de i en række tilfælde ikke omsættes på et marked. Den økonomiske værdisætning kan i et vist omfang gøre det muligt for de politiske beslutningstagere at overvinde dette problem, så samfundets ressourcer også på miljø- og naturområdet anvendes i overensstemmelse med befolkningens individuelle præferencer. Det skal nævnes, at dette ikke er en ukontroversiel opfattelse.

Umiddelbart minder undersøgelser af den økonomiske værdi om en opinionsundersøgelse, hvor man spørger folk, om de ville stemme for eller imod gennemførelsen af fx Skjernå-projektet. Selvom der er lighedspunkter, er der i økonomisk henseende afgørende forskel på økonomisk værdisætning og afstemning. En ja-stemme angiver, at politikken gennemførelse foretrækkes frem for nulalternativet; men denne accept udtrykker ikke styrken af stemmeafgiverens præference for politik

⁷ Begrebet "velfærdsøkonomi" relaterer sig ikke til det socialpolitiske begreb "velfærdsstaten/ velfærdssamfundet", men til kriterierne for optimal ressourceanvendelse – uden hensyn til indkomstfordelingen. Hvem, der har ret til hvad, betragtes som et politisk spørgsmål, der må besvares uden for den økonomiske teoris område.

ken, idet borgeren ikke oplyser sin betalingsvilje. Afstemningsprincippet sikrer derfor ikke, at borgernes aggregerede betalingsvilje for politikken mindst svarer til de samfundsmæssige omkostninger. Fx kan et flertal stemme en politik igennem, som et mindretal kommer til at betale for, selvom flertallets samlede betalingsvilje for politikken ikke står mål med omkostningerne.

Derimod viser betalingsviljen ikke alene, om respondenterne er interesseret i politikken gennemførelse (positiv betalingsvilje), men også styrken af præferencen for politikken (beløbets størrelse). Principielt giver en værdisætningsundersøgelse derfor mulighed for at gennemføre en CBA, der viser, om det vil forbedre samfundets samlede økonomiske velfærd at reducere forbruget af markeds-goder med et beløb, der svarer til omkostningerne ved det undersøgte projekt.

5.4. Eksempler på økonomiske værdisætningsundersøgelser og velfærdsøkonomiske projektvurderinger

Dubgaard (2) har i starten af 1990'erne forsøgt at vurdere værdien af Mols Bjerger til rekreative formål. Omkring 700 personer, som besøgte området, blev udspurgt efter to metoder:

- Hvor meget vil den besøgende give for et årskort, der giver adgang til området.
- Ville den besøgende acceptere at give xx kr. for et årskort til området.

Hovedparten af de adspurgte var villige til at svare på spørgsmålene, selvom der ikke er tradition for i Danmark at opkræve entre til naturområder (2). De to metoder gav samstemmende svar. Konklusionen er, at besøgende i Mols Bjerger er villige til at betale et beløb i størrelsesordenen 50-60 kroner for et årskort, der giver adgang til området. Mols Bjerger besøges af 165-200.000 personer om året. Betalingsviljen for adgang til Mols Bjerger kan opgøres til mellem 4 og 8 millioner kroner om året for alle besøgende under ét (2).

I Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut (AKF) har man gennemført værdisætning ved hjælp af husprismetoden, hvor man afdækker husejeres betalingsvilje for beliggenhed i nærheden af sø eller skov gennem analyse på data fra reelle markedstransaktioner (3). De gennemførte værdisætningsundersøgelser har vist, at for alle undersøgte søområder er huse med udsigt i gennemsnit 125.000 kroner dyrere end huse uden udsigt (3). For de byer, hvor værdien af udsigt er signifikant, udgør den 13-24% af den gennemsnitlige huspris i byen, men der er væsentlige forskelle på udsigtens betydning og værdi i forskellige byer. Disse forskelle kan primært forklares med forskelle i udsigtens kvalitet.

Beregninger af rekreative værdien af skov er foretaget på fire bynære skove, én i Jylland og tre på Sjælland. Der er regnet på betydningen af afstand fra skovbrynet til huset. Resultatet er, at for to gennemsnitshuse, der ligger henholdsvis 100 og 500 meter fra skoven, er der en signifikant højere pris for det hus, der ligger tættest på skoven i tre af de fire undersøgte byer (3). Husprisforskellen er lavest i Esbjerg med 59.000 kroner og højest i Allerød med 313.000 kroner.

AKF har desuden ved at aggregere husprisberegninger beregnet et estimat for den samlede brugsværdi af skovene. For Gjesing Plantage i Esbjerg er denne beregnet til i alt 80 mio. kroner, svarende til 32.000 kroner pr. hektar pr. år., og tilsvarende er den samlede brugsværdi af Tokkekøb Hegn beregnet til 163 mio. kr. svarende til 7.500 kr. pr. hektar årligt (3). De beregnede værdier pr. hektar er selvfølgelig kraftigt påvirket af størrelsen på skoven.

Tilsvarende er huspriserne undersøgt i et skovrejsningsområde i Drastrup uden for Ålborg før og efter skovrejsningen. Her kunne det konkluderes, at huse solgt efter skovrejsningen har været 237.000 kroner dyrere end huse solgt før, efter at der var taget højde for almindelige husprisstignin

ger (3). Værdistigningen startede allerede i planlægnings- og startfasen af projektet. Den samlede værdi af Drastrupprojektet for husejerne i området er estimeret til 93 mio. kr. Se bilag 2.

Der er også gennemført en analyse af de velfærdsøkonomiske konsekvenser af et skovrejsningsprojekt ved Vollerup nord for Kalundborg. Her ses et velfærdsøkonomisk overskud på næsten 1.100 kroner pr. hektar årligt, ligesom projektet viser, at landbrugerne, husholdningerne og EU har en økonomisk gevinst ved projektet, mens staten lider tab. Der henvises til bilag 1.

AKF konkluderer, at husprismetoden er anvendelig på danske forhold på grund af et godt datagrundlag, men også fordi en del af naturgenopretningsprojekterne er bynære (3). Beregningerne indikerer, at der er signifikante værdier knyttet til både søetablering og skovrejsning, og at værdien af både sø- og skovnærhed udgør en ganske betydelig del af husprisen.

Der er kun få eksempler på undersøgelser af betalingsvilje i relation til biologisk mangfoldighed. Fx har Oskam og Slangen (4) i Holland opgjort betalingsvilligheden for nye beskyttelsesområder til 500 hollandske gylden pr. hektar årligt svarende til ca. 1.600 danske kroner pr. hektar årligt. Dette resultatet knytter sig til værdisætningsundersøgelser af gevinsterne ved implementeringen af programmet "Ecological Main Structure" i Holland. Der er tale om et program, som omfatter landskaber med en særlig biologisk betydning, og hvor landbrug er den primære aktivitet. Der er altså ikke tale om en generel omlægning af arealanvendelsen i Holland men om en marginal ændring svarende til måske 10% af det samlede hollandske landbrugsareal. Hvis man for eksempel ser en dansk indsats for biodiversiteten på måske 10-15% af landbrugsarealet, kan der ses visse paralleller mellem de hollandske resultater og situationen i Danmark, også selvom Holland er et tættere befolket land end Danmark.

Det skal understreges, at de nævnte eksempler på værdisætning knytter sig til specifikke, lokale projekter, hvorfor resultaterne ikke umiddelbart kan overføres på andre projekter eller generelle tiltag til beskyttelse af biologisk mangfoldighed.

5.5. Værdisætningsmetoder

Økonomisk værdisætning forudsætter et antropocentrisk natursyn, hvor værdien af miljø- og naturgoder og naturressourcer er bestemt af menneskelige præferencer. Disse præferencer kan til gengæld være mangeartede og omfatte langt mere end brugsværdier i snæver forstand. Således repræsenterer natur og biologisk mangfoldighed en række værdier for mennesker.

Estimering af natur- og miljømæssige gevinster i form af fx bevaret biologisk mangfoldighed, opgøres i praksis som ændring i den samlede økonomiske værdi, som kan opdeles i en række værdikategorier. Disse kategorier er præsenteret i afsnit 2.2.

Der findes teoretisk forskellige tilgange til monetarisering af ikke-markedsgoder, henholdsvis præferencebaserede og ikke-præferencebaserede metoder:

De præferencebaserede metoder søger at måle folks betalingsvilje for ikke-markedsgoder. Det er metoder som betinget værdisætning, rejseomkostningsmetoden og husprismetoden. Disse metoder søger at estimere efterspørgselsfunktioner for ikke-markedsgoder. Metoderne kan opdeles i direkte og indirekte metoder.

Indirekte metoder søger typisk at identificere folks betalingsvilje for ikke-markedsgoder gennem iagttagelse af deres efterspørgsel af markedsgoder, der er knyttet til "forbruget" af ikke-markedsgoder. De indirekte metoder har den fordel, at værdisætningen ikke er baseret

på subjektive tilkendegivelser, men folks faktiske økonomiske adfærd. Metodernes begrænsning er, at det kun er muligt at værdisætte miljø- eller naturgoders brugsværdi.

Rejseomkostningsmetoden er den ældste af disse værdisætningsteknikker. Ved at registrere de besøgendes transportafstand og transportform til et rekreativt område kan man opgøre, hvad folk indirekte er villige til at betale i form af transportomkostninger for rekreative oplevelser.

Husprismetoden også kaldet hedonisk prissætning kan gennem forskelle i huspriser vise, hvad huskøbere er parate til at betale for fravær af trafikstøj, let adgang til rekreative områder, en smuk udsigt m.v. I afsnit 5.4. er vist et par eksempler på resultater af værdisætning gennem husprismetoden i forbindelse med naturgenopretning, skovbeliggenhed og skovrejsning.

Direkte metoder benytter sig i konsekvens af, at langt fra alle miljø- og naterydelser er knyttet til forbruget af markedsfølsomme goder, af at udspørge folk direkte om deres betalingsvilje for sådanne miljø- og naturgoder.

Contingent Valuation Method (CVM) - på dansk: den betingede værdisætningsmetode - er den hyppigst anvendte fremgangsmåde blandt de direkte metoder. CVM søger den maksimale betalingsvilje hos individer af attributter foranlediget af miljø- eller naturgoder. Dette gøres enten gennem spørgsmål om Willingness To Pay (WTP) for en velfærdsgevinst eller Willingness To Accept (WTA) i kompensation for et velfærdstab, begge på et hypotetisk marked. Fremgangsmåden er, at der for udvalgte respondenter opstilles et scenarium for bevarelse/frembringelse af et miljø- eller naturgode. Respondenterne bliver herefter bedt om at oplyse deres hypotetiske betalingsvilje (fx over skatterne) for ydelserne fra det pågældende gode. Der er i tilknytning til metoden udviklet en række interviewteknikker og statistiske metoder, der blandt andet skal afsløre om respondenterne udviser strategisk adfærd ved sådanne undersøgelser, og om der er rimelig sammenhæng mellem den oplyste betalingsvilje og respondentens økonomiske formåen. I modsætning til rejseomkostningsmetoden og hedonisk værdisætning kan CVM også anvendes til værdisætning af ikke-brugsværdier - fx eksistensværdien af biologisk mangfoldighed.

I afsnit 5.4. er præsenteret resultaterne af en CVM-analyse fra Mols Bjerger vedrørende folks betalingsvillighed i forbindelse med adgang til dette (nationale) naturområde på Djursland.

På grund af det brede anvendelsesområde har den betingede værdisætningsmetode opnået stor popularitet i de senere år. Der knytter sig imidlertid en række problemer til metoden, herunder forskellige former for bias. Fx kan der være tale om en form for gratisadfærd, hvor respondenterne angiver en lavere betalingsvilje, end den pågældende faktisk har - i forventning om, at godet under alle omstændigheder vil blive tilvejebragt, men til en lavere pris for den pågældende end ellers. Respondenterne kan modsat angive en betydeligt højere betalingsvilje, end der reelt er tale om. Det kan være rationelt, hvis respondenterne regner med, at der ikke skal erlægges en betaling for godet, men at størrelsen af den oplyste betalingsvilje fremmer den politiske beslutning om at tilvejebringe godet.

De ikke-præferencebaserede metoder kan betegnes som prissætning. Her opgør man fx de samfundsmæssige omkostninger ved at forhindre skader på miljøet eller naturen eller for at rense for

forurening eller for at gennemføre naturgenopretning. Det er metoder som offeromkostninger, alternativomkostninger, skyggepriser, offentlige tilskud og dose-response-metoden. Prissætningsmetoder er som regel lettere at anvende end egentlige værdisætningsmetoder, men de økonomiske skøn, man kommer frem til, giver ikke nødvendigvis et korrekt udtryk for de samfundsmæssige benefits ved miljø- og naturpolitiske initiativer. Fx opfanger en beregning af renseomkostninger ikke de options- eller eksistensværdier, som samfundet måtte tillægge bevarelsen af uforurenede grundvandsressourcer. Omvendt kan man forestille sig, at omkostningerne ved at sikre en given miljø- eller naturstandard overstiger den økonomiske værdi af miljø- eller naturgodet - målt som befolkningens betalingsvilje for det pågældende gode.

En almindeligt anvendt metode er *alternativomkostningsmetoden*, der sætter pris på godet ud fra omkostningerne ved at sikre godets frembringelse på anden vis. Eksempelvis kan skaderne ved forurening af grundvand, der benyttes i drikkevandsforsyningen, prissættes som omkostningerne ved at rense vandet eller omkostningerne ved etablering af vandforsyning fra andre kildepladser.

Også *dose-response-metoden* er udbredt som prissætningsmetode. Sammenhængen mellem forureningsgrad (dosis) og skadevirkning (respons) er grundlaget for modellen. Luftforureningen fra en industrivirksomhed kan eksempelvis have skadelig virkning på tilvæksten i nærliggende skove. Når den kvantitative reduktion, der kan henføres til forureningen er fastlagt, beregnes den økonomiske skade ved at multiplicere nedgangen i det fysiske udbytte med markedsprisen på det pågældende produkt. Umiddelbart er der en parallel til ammoniakemission fra et husdyrbrug, som eksempelvis kan have skadelig effekt på naturkvaliteten i et nærliggende sårbart naturområde. Her er det blot vanskeligt at opgøre effekten i forhold til fysisk skade ligesom der ikke er et marked for sårbare naturområder, så skadens økonomiske omfang kan opgøres.

5.6. Benefit transfer

Værdisætningsundersøgelser er ressourcekrævende. Indsamling af primære data om natur- og miljømæssige goder er tidskrævende, og den videre bearbejdning af data kræver tilsvarende mange ressourcer. I lyset heraf er benefit transfer taget i anvendelse som et alternativ til originale undersøgelser.

Benefit transfer er betegnelsen for den disciplin, der beskæftiger sig med overførsel af estimater for værdien af fx miljø- og naturgoder (benefits) fra et allerede værdisat område til et andet. Benefit transfer kan beskrives som overførelse af eksisterende værdier af ikke-markedsomsatte goder fra et undersøgelsesområde (study site) til et projektområde (policy site). Undersøgelsesområdet er betegnelsen for det område, hvor der tidligere er gennemført værdisætningsundersøgelser af ikke-markedsomsatte goder, mens projektområdet betegner lokaliteter og attributter, som forventes at undergå tilsvarende ændringer, og hvortil estimater fra undersøgelsesområdet ønskes overført.

Formålet med benefit transfer er således at konstruere det bedste estimat for ændringer i et givet område på baggrund af eksisterende undersøgelser andre steder. Et afgørende element i benefit transfer, bliver udvælgelsen og selekteringen af tidligere undersøgelser, der skal indgå i en benefit transfer, hvilket kan ske på baggrund af fem kriterier:

- Der bør anvendes undersøgelser, der er baseret på fyldestgørende, pålidelige metoder og korrekt empirisk teknik for at mindske overførselsfejl.

- Ændring i eksisterende undersøgelser skal svare til de ændringer, der forventes på/i projektområdet.
- Undersøgelser skal indeholde regressionsresultater, der beskriver betalingsviljen som funktion af socioøkonomiske karakteristika.
- Undersøgelser, der skal indgå i benefit transfer sammenhæng, skal være af en kvalitet, der i videst mulige omfang er sammenfaldende med beliggenheden, der ønskes overført til.
- De substitutionsmuligheder, der findes i foreliggende undersøgelser, skal svare til de substitutionsmuligheder, der findes på projektområdet.

Flere har påpeget en række fejlkilder knyttet til anvendelsen af benefit transfer. Der nævnes usikkerhed ved estimering gennem måling via modellering, gennem fastsættelse af parametre og gennem bedømmelse af estimaterne.

Såvel mange fagøkonomer som mange i andre faggrupper møder benefit transfer med en god del skepsis. Men med alle nødvendige forbehold, herunder vurdering af estimaterne fra undersøgelsesområdet for bias, er det en besnærende tanke at overføre estimater fra tidligere undersøgelser på en mindre ressourcekrævende måde til brug for tilvejebringelsen af et bedre grundlag for prioriteringer. Imidlertid er der formentlig god grund til at vente med at anvende benefit transfer metoden i større omfang indtil metoden er bedre funderet.

5.7. Kritik af økonomisk værdisætning

Det er ikke nødvendigvis sådan, at beslutninger, der træffes på grundlag af værdisætningsundersøgelser, er mere rigtige end beslutninger, der træffes på et andet grundlag. Desuden afhænger den betalingsvilje, der måles i værdisætningsundersøgelserne, blandt andet af indkomst- og formuefordelingen i samfundet. Om den givne fordeling er retfærdig, tager undersøgelsen ikke stilling til.

Kritikken af økonomisk værdisætning henviser til såvel metodemæssige som politiske og etiske problemer i forbindelse med værdisætning af miljø- og naturværdier/goder. Den metodemæssigt begrundede kritik er især kommet fra fagøkonomiske kredse, mens den etisk begrundede kritik er fremsat af blandt andre filosoffer. Se også bilag 5.

Det økonomiske fagmiljøes kritik retter sig især mod den i dag mest udbredte værdisætningmetode: contingent valuation eller betinget værdisætning, der er baseret på interviews om folks betalingsvilje (Willingness to Pay; WTP) for miljø- og/eller naturgoder på hypotetiske markeder. De væsentligste kritikpunkter er, dels at folk kan have svært ved at forholde sig til spørgsmål om deres betalingsvilje for goder, som de ikke har erfaring med at købe eller sælge, dels at man ikke kan regne med, at de adpurgte i undersøgelserne svarer oprigtigt.

Det økonomiske fagmiljøes kritik er blevet imødegået med både teoretisk og empirisk begrundede argumenter. Blandt andet henvises der til en lang række værdisætningsundersøgelser, der synes at have givet realistiske skøn over betalingsviljen for diverse miljøgoder.

Mens metodediskussionen formentlig kan afgøres med tiden gennem empiriske undersøgelser, så er de politisk og etisk begrundede indvendinger mod økonomisk værdisætning af en anden karakter. Hvilke goder, et samfund betragter som økonomiske, er etisk-politisk bestemt. Fx tillader samfundet (endnu) ikke handel med organer, selvom det måske kunne give betydelige gevinster ud fra en velfærdsøkonomisk cost-benefit-synsvinkel. Den konsekvens-etiske tankegang, som CBA bygger på, støder her mod andre etikker som rettigheds-etik og pligt-etik. Spørgsmålet er ifølge pligt-etikken ikke, hvad man foretrækker, men hvad man skal. Dette udelukker imidlertid ikke, at også pligtetikere anerkender behovet for prioritering.

Hvilke goder individer og samfund er parate til at inddrage i substitutions- og prioriteringsovervejelserne er i dette lys etisk bestemt. Og når det drejer sig om tab af essentielle miljø- og naturgoder, arter, nationale værdier og "goder" med symbolværdi, kan man ikke blot gå ud fra, at sådanne værdier uden videre kan erstattes af producerede goder. Der kan således være etiske modsætninger mellem velfærdsøkonomisk teoris antagelse om substituerbarhed mellem naturværdier og "almindelige" goder, og moralske overbevisninger om naturværdiers ukrænkelighed. Der kan som også tidligere antydte formentlig også være faglige årsager til forsigtighed med antagelsen om betydelig substituerbarhed mellem kapitaltyper. Faglige årsager, der har at gøre med begrebet kritisk naturkapital, med naturens bæreevne, med økosystemernes funktioner o.l.

Forud for økonomiske værdisætningsundersøgelser er det derfor nødvendigt at forholde sig til de bagvedliggende etiske værdiantagelser og vurdere, hvilke naturværdier det giver mening at værdisætte i monetære enheder, og hvilke man må forholde sig til ud fra andre afvejningskriterier end rent økonomiske.

Det skal nævnes, at mainstream-økonomer i stigende grad er begyndt at interessere sig for etiske problemstillinger. At Nobelprisen i økonomi 2000 blev tildelt økonomen og filosofen Amartya Sen kan ses som et udtryk for denne tendens. Sen har gennem et par årtier argumenteret for, at antagelsen om det selvisk nyttemaksimerende individ ikke kan stå alene som forklaringsmodel for menneskets økonomiske adfærd eller som normativt grundlag for den politiske beslutningsproces.

Den amerikanske filosof Mark Sagoff afviser, at individuel præferencetilfredsstillelse kan benyttes som grundlag for værdimåling, når det drejer sig om miljø- og naturværdier o.l. I relation til denne type værdier agerer individet som samfundsborger snarere end som selvisk nyttemaksimerende forbruger eller "homo economicus", som en sådan forbruger undertiden kaldes. Derfor er værdisætningsøkonomers forsøg på at måle betalingsviljen for miljø- og naturgoder - det vil sige få folk til at oplyse, hvor meget de vil reducere deres forbrug af almindelige goder til fordel for et miljø- eller naturgode - udtryk for en sammenblanding af usammenlignelige værdikategorier. Efter Sagoffs opfattelse bør prioriteringer på miljø- og naturområdet foretages politisk uden brug af økonomisk værdisætning.

Det var et diskussionspunkt gennem det meste af 1700-årene, om det var den beregnende fornuft eller de menneskelige lidenskaber og følelsesmæssige tilbøjeligheder, der talte mest, når man skulle forklare og forstå menneskelig adfærd (5). De rene rationalister mente, at fornuften i sidste ende måtte få bugt med lidenskabernes rasen, at fornuften i sidste ende ville være lidenskabernes herre. Men andre og ikke mindst den britiske filosof David Hume, der i øvrigt var Adam Smiths gode ven, mente, at fornuften højst kunne være lidenskabernes redskab, og at det derfor var lidenskab og følelse, der bestemte adfærden (5). Denne nu mere end 200 år gamle diskussion om, hvor grænsen går mellem fornuft og følelse er tydeligvis ikke afsluttet. Tanken om "homo economicus", der blandt andet fik sit afsæt i Adam Smiths arbejder, hvor han udviklede et billede af mennesker som materialistiske, egoistiske og hovedsageligt motiveret af egeninteresser, er som det ses også kernen i diskussionerne i dag. Det skal dog nævnes, at Smith med sin bog fra 1751 "The Theory of Moral Sentiments" undersøgte, hvordan det kan gå til, at mennesket, der er et selvisk væsen, kan forme moralske domme, hvori selvisheden er stillet i bero. Han mente, det lå i vor evne til at sætte os selv i trediemands sted, som en upartisk iagttager og således få en uvildig forståelse af en sags etiske sider (5). En indfølelse i modsætning til den egoistiske betragtningsmåde.

Diskussionen om homo economicus vil utvivlsomt fortsætte. I 2001 kunne man læse, at den økologiske økonomi vil trænge det nyttemaksimerende menneske i baggrunden med et nyt økonomisk sprog, for det nyttemaksimerende menneske er og bliver en abstraktion (6). Den værste anklage

mod homo economicus er måske slet ikke, at han er moralsk anløben, men at han ikke eksisterer og alligevel får lov at styre økonomi og politik (6).

I dag vil de færreste økonomer gå så langt som den amerikanske filosof Sagoff og helt afvise substitution mellem miljø- og naturværdier og andre goder. Dog mener mange miljøøkonomer, at miljø- og ressourceproblematikken ikke alene kan anskues ud fra traditionelle økonomiske kriterier. Bæredygtighed kræver opretholdelse af et vist minimum af naturressourcer, typisk nøglearter og økologiske nøgleprocesser, for derigennem at sikre økosystemernes stabilitet og evne til selvopretning og regenerering.

I bæredygtighedsdebatten, herunder hos de økonomiske vismænd (7), er det blevet fremhævet, at der for naturens livsunderstøttende funktioner kan eksistere en nedre kritisk grænse, som det vil være forbundet med store negative konsekvenser at overskride. Der kan fx være risiko for diskontinuerede spring forstået som et pludseligt sammenbrud af et økosystem, hvis nøglearter m.v. kommer under et vist niveau. For denne kritiske naturkapital giver det derfor ikke mening at foretage en værdisætning i traditionel økonomisk forstand eftersom prisen er prohibitiv høj. Da værdi i velfærdsøkonomisk forstand netop er baseret på individernes afvejninger/substitution mellem alternative goder, er økonomisk værdisætning irrelevant for miljø- og naturgoder, der betragtes om en del af den kritiske naturkapital.

Spørgsmålet er, hvilke miljø- og naturgoder, og hvor stor en del af dem, der falder ind under kategorien kritisk naturkapital. Økonomisk teori har ikke noget selvstændigt svar på dette spørgsmål. Det må afgøres politisk ud fra etiske grundholdninger og naturvidenskabelig viden samt som led i den demokratiske proces. Økonomer vil i denne proces hævde, at samfundet næppe vil kunne tilfredsstille legitime menneskelige behov og ønsker, hvis alle miljø- og naturværdier ophøjes til goder, der ikke kan gøres til genstand for økonomiske afvejninger.

Er man politisk indstillet på at foretage den nødvendige opdeling i kritisk naturkapital og substituerbar naturkapital, kan økonomisk værdisætning levere relevant information til den politiske beslutningsproces og den offentlige debat.

5.8. Måling af biologisk mangfoldighed og Noahs ark modellen

En forudsætning for at værdisætte den biologiske mangfoldighed er, at det er muligt at måle ændringer i mangfoldigheden. Dette er imidlertid ikke uproblematisk, blandt andet fordi biologisk mangfoldighed er et bredt dækkende begreb, sådan som det også fremgår af rapportens indledning. Biologisk mangfoldighed kan betegnes som et multi-dimensionalt begreb, fordi en korrekt beskrivelse af ressourcernes variabilitet skal inkludere flere forhold. Arternes rigdom, fordeling og afstand er centrale mål for disse forhold. Sidstnævnte udtrykker ikke mindst den genetiske forskellighed indenfor den samme "ressource".

Ønskes biologisk mangfoldighed bevaret er det med det nuværende vidensgrundlag i høj grad kendskabet til arternes rigdom, fordeling og afstand, der skal danne grundlag for en beslutning om fx fredning, naturgenopretning eller ekstensivering af arealanvendelsen i et konkret område. Men som tidligere nævnt, jf. rapportens indledning, er sikring af biologisk mangfoldighed ikke "blot" et spørgsmål om at bevare plante- og dyrearter.

En korrekt opgørelse af den biologiske mangfoldighed er af forståelige årsager, herunder fx det kolossale antal af mikroorganismer og gener der findes, med den eksisterende teknologi og de kendte metoder praktisk umulig. Derfor er der med henblik på opgørelse af biologisk mangfoldighed opstået metoder, der udelukkende bygger på dele af mangfoldigheden, fx arternes rigdom eller deres

fordeling. Sådanne beskrivelser kan kategoriseres under betegnelsen “second best” estimater. Det mest udbredte estimat indenfor denne kategori er artsrigdommen, arternes mangfoldighed. Her opgøres inden for et område antallet af arter med anvendelse af fx Shannons og Simpsons index.

Artsrigdommen som mål for biologisk mangfoldighed kan yderligere forsøges begrænset til kun at omfatte arter med en lang evolutionsvej. Forklaringen på denne afgrænsning skal søges i teorien om stedfortrædere (surrogacy). Her argumenteres der for, at jo længere arts evolutionsvej er, jo større sandsynlighed er der for, at arten besidder nogle af de samme kendetegn, som arter med knap så lang evolutionsvej har. Arter med kortere evolutionsvej vil derfor, ud fra en betragtning om forskellighed, ikke bidrage væsentligt til en højere biologisk mangfoldighed.

Overføres denne tankegang på et udviklingstræ, et cladogram, betyder det, at der skal sættes på de arter, der har den længste gren, og dermed den længste evolutionsvej. Disse arter forventes nemlig at besidde den største mængde information i form af genetisk historie. Med udgangspunkt i denne antagelse er der udledt en model, hvorved arter rangordnes efter behov for menneskelig indgriben i form af fx fredning, naturgenopretning eller naturpleje af særlige naturtyper. Modellen, der er kendt som Weitzmans “Noah’s Ark model”, udvælger de projekter, der maksimerer den tilknyttede forventede værdi af biodiversiteten indenfor en given budgetramme. Dette kriterium er udslagsgivende for, hvilken del af udviklingstræet, der skal sættes på.

Noahs Ark modellen er en matematisk optimeringsmodel med en budgetrestriktion som bibetingelse. Med modellen tilstræbes en rangordningen af naturbeskyttelsesprojekter i forhold til deres omkostningseffektivitet, det vil sige i forhold til deres forventede bidrag til biodiversiteten og direkte nytte sammenholdt med omkostningerne. Derved retfærdiggøres ud fra en økonomisk betragtning, hvilke projekter der skal gennemføres. Det skal understreges, at Noahs Ark modellen alene er knyttet til artsniveauet af den biologiske mangfoldighed. Men i princippet kunne den tilknyttes et hvilket som helst niveau: det molekylære, celle-, individ-, arts-, biotop- eller økosystemniveauet.

På artsniveauet gør en række forhold sig gældende: rigdom, fordeling, afstand, sammensætning og interaktion. Alle disse forhold kan indgå som mål for biologisk mangfoldighed. Weitzman afgrænser sig også her ved kun at benytte et af disse mål i sin model, nemlig afstanden mellem arterne, hvilket kan sidestilles med arternes særpræg.

Noahs Ark modellen skulle gøre det muligt at prioritere mellem fx en art, der er moderat truet, men besidder en unik genetisk historie og en art, der er ekstremt truet men som ikke har en særlig unik historie.

Det skal nævnes, at biologer ikke blot har taget den forholdsvis nye Noahs Ark Model til sig. Der forestår formentlig flere års faglige diskussioner af metodens praktiske anvendelighed, og der er ikke mindst betydelige problemer på datasiden.

5.9. Konsekvenser af tabt biologisk mangfoldighed

Indtil nu har størstedelen af forskningen indenfor betydningen af den biologiske mangfoldighed for økosystemernes processer og funktioner koncentreret sig om at afdække mulige sammenhænge mellem artsrigdom (aktuelle antal af arter) og økosystemers ydelser. Der fremtræder dog ikke klare sammenhænge, hvilket til dels kan forklares ved, at det måske kun er et fåtal af de kendte arter, der direkte påvirker økosystemets beståen. Arternes fordeling har vist sig at have langt større betydning. Med hensyn til sammensætningen af arterne i et økosystem er konsekvensen af en ændret sammensætning observeret de steder, hvor nye arter introduceres og udkonkurrerer oprindelige arter. Kon

sekvenser af arternes indbyrdes interaktion kendes også via det såkaldte rovdyr-byttedyr-forhold, hvor en reducereing i antallet af rovdyr kan medføre en drastisk stigning i antallet af byttedyr.

Man ved i dag næppe tilstrækkeligt om samspillet mellem arterne og konsekvenser for økosystemerne af sådanne samspil på lang sigt. Dette er en usikkerhed, der må tages alvorligt. Teoretiske økologer har i mere end 50 år - siden Alfred Lotka og Vito Volterra lavede deres enkle modeller af en verden befolket med harer og ræve - prøvet at forstå det komplekse samspil mellem fx en rigtig skov og den store artsrigdom. Deres matematiske modeller kan, selv om de er gode til at simulere patologier, ikke forklare den langvarige stabilitet hos de komplekse økosystemer i de fugtige tropiske regnskove. Deres modeller synes at stride mod intuitionen; de antyder, at økosystemernes skrøbelighed stiger med deres forskelligartethed. De forudsætter, at den landmand, der driver vekseldrift og holder sine levende hegn og skovpartier intakte, ikke blot er mindre effektiv, men også mindre økologisk stabil end den monokulturelle landbrugsfabrik (8). Eksempelvis kan det ud fra en snæver og kortsigtet betragtning forekomme besnærende at styre en effektiv produktion inden for rammerne af et "landbrugs-økosystem" bestående af en treleds-fødekæde: byg-svin-menneske. Men et sådant valg vil næppe kunne betegnes som bæredygtig udvikling.

Den biologiske mangfoldighed har betydning for økosystemers mulighed for at overleve eksterne forstyrrelser fx i form af klimaændringer. Der kan henvises til den såkaldte diversitets-resilience sammenhæng. Med økosystemers resilience menes blandt andet en kombination af robusthed, stabilitet, evne til regeneration og "spændstighed" måske som udtryk for en evne til at rumme dynamik uden at dette forårsager sammenbrud.

Et diversit økosystem, der repræsenterer flere arter, har således en bedre overlevelsessevne end et mindre diversit system, der ofte kolapser som følge af eksterne forstyrrelser. Dette kan blandt andet forklares ved, at sandsynligheden for substitution mellem arterne i det påvirkede økosystem stiger med artsdiversiteten. Substitutionen indebærer, at de truede arters roller i systemet overtages af andre arter, hvorved dets beståen sikres. En noget lignende argumentation kendes fra investeringsteorien, hvor en mere divers portefølje anbefales for at sprede risikoen og dermed mindske muligheden for tab.

Overført på økosystemer kan den biologiske mangfoldighed fortolkes som en forsikring mod uforudsete hændelser. Spørgsmålet er, hvor fattig den biologiske mangfoldighed kan blive, før man passerer en kritisk grænse, før bæreevnen er udhulet. Hvornår grænsen er nået og diskontinuerte spring med eventuelt sammenbrud til følge kan ske. For økologer er en del af værdien af den biologiske mangfoldighed mere eller mindre intuitivt forbundet med dens beskyttende og reguleringsmæssige betydning for økosystemernes ydelser.

Det er her, det igen skal understreges, at økonomisk værdi og værdisætning er et antropocentrisk koncept, der tager udgangspunkt i menneskets ønsker og præferencer med de styrker og svagheder, der knytter sig til dette koncept, jf. afsnit 5.5.

Disse ønsker og præferencer bygger som nævnt på forskellige motivationer strækkende sig fra egoisme til bekymring for fremtidige generationer. Derfor kan konsekvenserne af ændringer i den biologiske mangfoldighed tillægges økonomisk værdi eftersom konsekvenserne i vekslende grad påvirker menneskets velbefindende, menneskets velfærd.

Menneskets direkte eller indirekte brug af disse økosystemydelser betyder, at de kan opfattes som økonomiske goder. Deres økonomiske værdi og dermed værdien af de underliggende ydelser kan som regel ikke aflæses direkte på et marked, da goderne for de flestes vedkommende ikke er markedsomsatte. Værdien kan derimod afdækkes gennem individets præferencer for disse værdier, hvor en betalingsvilje kan aflæses eller afsløres.

Når den økonomiske værdi af økosystemernes resilience skal findes, inddrages sandsynligheden for, at et økosystem og dets enkelte ydelser forsvinder som følge af eksterne påvirkninger. Kendes sandsynligheden, opgøres værdien som individets betalingsvilje for en given resilience, hvorved økosystemets ydelser kan prioriteres sikret. Denne opgjorte værdi kan i princippet sidestilles med en forsikringspræmie.

Selve værdien af mistet biologisk mangfoldighed er således summen af to elementer:

- Ændringen i brugs- og ikke-brugsværdier forbundet med et tab af økosystemers ydelser.
- Ændringen i “forsikringspræmien/garantien” som følge af nedgangen i økosystemers resilience.

5.10. Markedsetablering for produkter og ydelser fra biologisk mangfoldighed

Markedsfejl i form af eksternaliteter i produktion og/eller forbrug af produktionsgoder giver anledning til, at private markeder ikke afspejler de samfundsmæssige omkostninger ved udnyttelsen af miljø- og naturressourcerne. Værdisætningsstudier kan demonstrere potentielle samfundsmæssige gevinster eller tab i konsumentoverskud ved ændringer i udbud eller kvalitet af miljø- og naturgoder.

Selvom værdisætningsstudier viser, at den eksisterende forvaltning af miljø- og naturressourcer, fx en landmands forvaltning af sine arealer, sker på en måde, så der måske nok er driftsøkonomisk overskud men samtidig samfundsøkonomisk underskud, så fører dette ikke nødvendigvis til, at forvaltningen ændres. Derimod kan en regulerende myndighed via regelstyring eller økonomiske styringsinstrumenter korrigere for markedsfejl og dermed sikre såkaldt paretoforbedrende⁸ ændringer i allokeringen på baggrund af informationer fra værdisætningsstudierne. På denne måde kan reguleringen generere en efterspørgsel på fx renseforanstaltninger eller CO₂-kvoter eller naturgenopretning.

Behovet for regulering opstår blandt andet af, at der ikke eksisterer private markeder for alle miljø- og naturgoder samt at eksisterende priser ikke afspejler de samlede økonomiske marginale værdi. Fraværet af private markeder eller privat ejendomsret skyldes, at denne type goder overvejende har karakter af offentlige goder, som udviser enten ikke-rivalisering eller ikke-eksklusivitet (eller begge) i forbrug.

Ikke-rivalisering betyder, at én persons forbrug ikke begrænser andres muligheder for at forbruge godet. Ikke-eksklusivitet betyder, at ingen kan udelukkes fra forbrug, når godet er udbudt. I sagens natur er der for private goder både rivalisering og eksklusivitet i forbrug, og det er netop derfor, der etableres en markedspris på private goder.

Aktuel forbrugeradfærd tyder på, at den enkelte forbruger i stadig højere grad afslører sine præferencer for miljø- og naturgoder ved at allokere mere af købekraften til fx miljøvenlige, naturnære, bæredygtige, økologiske eller grønne produkter. Dette indikerer muligheder for, at private markeder for miljø- og naturgoder kan opstå.

Verden over bliver økosystemer beskyttet eller genoprettet med henblik på at sikre mod oversvømmelser, filtrere vand, øge jordens frugtbarhed, stabilisere klimaet, fremme rekreative muligheder og recirkulere organisk affald (10). Disse anstrengelser bliver i stigende grad belønnet gennem innova

⁸ Pareto-optimalitet: Ingen personer kan stilles bedre uden at andre personer samtidig stilles ringere.

tive finansielle mekanismer, hvis sigte og udbud forventes at vokse de kommende år. Se eksemplet med det hypotetiske australske landbrug om 20 år i afsnit 3.3.

Derfor kan det såkaldte "market creation for biodiversity products and services" være et potentielt supplement til traditionel regulering. Udvikling af økologisk jordbrug, miljøcertificering, herunder af tømmer, og økoturisme, der defineres i bred forstand som naturbaseret turisme, kan ses i relation til en sådan udvikling.

I Australien er et selskab kaldet Earth Sanctuaries Ltd. blevet registreret på den australske aktiebørs (10). Det skete i maj 2000, og som sådan var det første gang i verden, at et "naturbevarings-selskab" på den måde "gik på markedet". Selskabet, der har en egenkapital på 25 millioner dollars, opkøber land, gennemfører genopretningsprojekter med henblik på sikring af de opkøbte områders plante- og dyreliv, og tjener derefter penge via turisme – en form for økoturisme -, konsulentarbejde og salg af vilde dyr. Indtil nu har selskabet opkøbt 90.000 hektar.

Bioprospecting, der betegner søgningen blandt naturligt forekommende genetisk materiale efter nye produkter af kommerciel værdi i specielt den farmaceutiske industri, er også et eksempel på markedsetablering. Opmærksomheden på bioprospecting som muligt markedsetableringsinitiativ i relation til bevaring af biologisk mangfoldighed udspringer af, at 10 ud af de 20 mest udbredte medicinske produkter er udviklet med baggrund i naturligt forekommende organismer. Disse produkter repræsenterer en anslået salgsværdi på omkring 15 milliarder dollars pr. år.

Også skoves (og vådområders tørvelag) betragtelige evne til at optage og binde CO₂ for skoves vedkommende såvel i vedmasse som i jordbundens biomasse kan gøres til genstand for "markeds-gørelse". Naturens evne til således at medvirke i en stabilisering af den stadig stigende drivhuseffekt fører i disse år til udvikling af markeder med det sigte at sikre arealer til øget skovrejsning eller arealer, hvor eksisterende naturskov ikke fældes, så der eksempelvis gennem afbrænding af træet yderligere frigøres til CO₂ til atmosfæren. Det skal i den sammenhæng nævnes, at tal fra FAO viser, at i de tropiske u-lande blev et areal på ca. 129.000 km² med regnskov ryddet årligt alene i perioden 1990-1995 (9). Det skal endvidere nævnes, at fx en nyplantet dansk løvskov kan binde og danne et stabilt lager af CO₂ på ca. 8 tons pr. hektar årligt gennem skovens ca. 90-årige opbygningsperiode. Der er næppe tvivl om, at såvel skoves som vådområders evne til binding af CO₂ vil få stigende betydning som en væsentlig økosystemydelse. Se også bilag 1 og 2.

Siden 1997 har Costa Ricas regering betalt jordejere for at sikre adskillige økosystemydelser (10). Det drejer sig om betaling for CO₂-binding, beskyttelse af vandområder, sikring af biologisk mangfoldighed og smukke udsigter. Betalingerne har udgjort ca. 50 dollars pr. hektar årligt og finansieres delvis gennem skatter på fossile brændstoffer. Regeringens initiativ har resulteret i bemærkelsesværdige bevarings- og genopretningsprojekter i Costa Ricas regnskovsområder. Costa Rica har også solgt CO₂-bindingsaftaler til flere europæiske lande.

5.11. Referencer

1. Alex Dubgaard, Mikkel Kallesøe, Mads Petersen, Michael Arentsen & Elisabeth H. Frederiksen (2001). Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Den Kg. Veterinær- og Landbohøjskole. Institut for Økonomi, Skov og Landskab. Rapport til Wilhjelmsudvalget.
2. Alex Dubgaard (1994). Værdisætning af rekreative goder. Skoven 3/1994.
3. Berit Hasler, Camilla Damgaard og Emil Erichsen (2000). Rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning. Nyhedsbrev nr. 5. SØM, november 2000.

4. Alex Dubgaard (2000). Økonomisk værdisætning af miljøforbedringer ved ophør med pesticidanvendelse. Samfundsøkonomen.
5. Erik Sepstrup Jensen (1995). Økologi & økonomi – et spørgsmål om værdi. Jurist- og Økonomforbundets Forlag.
6. Carsten Fenger-Grøn (2001). Kritik af den økonomiske fornuft. Kronik i Information den 21. marts.
7. Det Økonomiske Råd (1998). Dansk Økonomi, efterår 1998. Bæredygtighed: Balance mellem generationer.
8. James E. Lovelock (1989). Jordens tider - en biografi om Gaia. Hovedland.
9. Jørn Jensen (2000). Drivhuseffekten - en naturlig proces påvirket af mennesker. Kaskelot nr. 129.
10. Gretchen C. Daily et al (2000). The Value of Nature and The Nature of Value. Science 289 (5478):395.

6. Samfundsøkonomiske omkostninger ved initiativer til fremme af biologisk mangfoldighed

Med dette kapitel gives en kort metodemæssig introduktion til opgørelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved at fremme biodiversiteten. Hensigten er for det første at øge forståelsen for disse omkostningsberegninger med henblik på at sikre en korrekt fortolkning af beregningsresultaterne. For det andet er det hensigten at gøre rede for, hvilke informations- og datamæssige krav der skal være opfyldt, for at omkostningsberegningerne kan gennemføres.

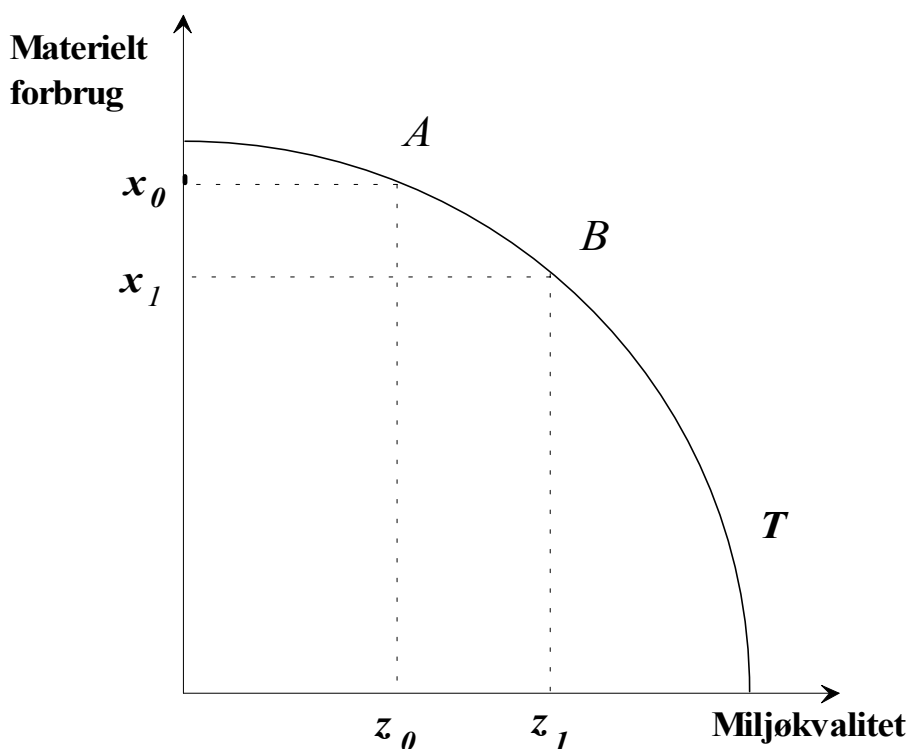
For en væsentlig mere udførlig introduktion til emnet - herunder også praktiske eksempler på omkostningsberegninger - henvises til (1).

6.1. De samfundsøkonomiske omkostninger

Når initiativer til fremme af biodiversiteten i mange tilfælde må antages at påføre samfundet omkostninger, skyldes det, at initiativerne normalt vil lægge begrænsninger på vore muligheder for at udnytte vore knappe produktionsfaktorer - arbejdskraft, produktionskapital og ikke mindst jorden/miljøet. Med givne mængder af disse faktorer er det muligt at frembringe forskellige mængder af forbrugsgoder og miljøkvalitet - herunder biodiversitet.

Normalt indebærer en øget produktion af forbrugsgoder, at mængden af miljøkvalitet reduceres og omvendt - jf. figur 6.1, hvor transformationskurven T repræsenterer de med den givne mængde af produktionsfaktorer maksimalt mulige kombinationer af forbrugsgoder og miljøkvalitet. Hvis miljøkvaliteten i den nuværende situation A ønskes forøget fra z_0 til z_1 , vil det afstedkomme en reduktion i mængden af forbrugsvarer fra x_0 til x_1 - situation B . Denne reduktion er udtryk for de samfundsøkonomiske omkostninger ved at øge miljøkvaliteten.

Figur 6.1. Transformationskurve for materielt forbrug og miljøkvalitet.



Der arbejdes reelt med tre forskellige, ”ikke-konkurrerende” omkostningsbegreber, som ikke altid holdes tilstrækkeligt klart ude fra hinanden:

- Budgetøkonomiske omkostninger
- Nationaløkonomiske omkostninger
- Velfærdsøkonomiske omkostninger

Med *budgetøkonomiske omkostninger* forstås de netto-udgifter for de økonomiske aktører, der vil være forbundet med at gennemføre de overvejede miljøforanstaltninger. Omkostningerne opgøres som de i markedspriser - typisk faktorpriserne ekskl. afgifter og subsidier - beregnede udgifter eller indtægtstab ved at gennemføre den overvejede foranstaltning.

De budgetøkonomiske omkostningsberegninger omfatter normalt både en opgørelse af de samlede budgetøkonomiske omkostninger og en opgørelse af hvem, der lider indkomsttabet - f.eks. den offentlige sektor, virksomhedssektoren eller husholdningerne. Anvendelsen af de budgetøkonomiske omkostninger som omkostningsmål er forholdsvis udbredt i forbindelse med analyser, hvor man forsøger at sammensætte den billigste ”teknologiske pakke”, der kan føre til den opstillede miljømålsætnings opfyldelse.

Med *nationaløkonomiske omkostninger* forstås omkostningerne for samfundet i form af enten mistet forbrug eller netto-nationalprodukt NNP. NNP er et mål for den samlede økonomiske netto-værditilvækstskabelse i samfundet i løbet af et år - brutto-værditilvækstskabelsen BNP fratrukket de beregnede afskrivninger på produktionskapitalen. NNP angiver for et givet år værdien af det maksimalt mulige forbrug af markedsomsatte goder samt offentligt forbrug. En reduktion i NNP er altså udtryk for en reduktion i disse muligheder, hvilket repræsenterer en omkostning for samfundet.

Ved opgørelsen af miljøforanstaltningernes nationaløkonomiske omkostninger tages der normalt hensyn til den adfærdsmæssige tilpasning i samfundet, som bl.a. gennem de analyserede miljøforanstaltningers påvirkning af de relative priser i samfundet bliver resultatet af initiativerne. Dette i modsætning til den budgetøkonomiske bottom up analyse, som, selvom der principielt ikke er noget i vejen herfor, normalt ikke omfatter disse tilpasningsmekanismer. Til at beskrive tilpasningen benyttes miljøøkonomiske makro- og sektormodeller. Den nationaløkonomiske analyse benyttes da også især i forbindelse med vurderingen af styringsmæssige indgreb, der sigter mod at påvirke adfærden i samfundet – jf. afsnit 6.3.

Hverken det budgetøkonomiske eller det nationaløkonomiske omkostningsbegreb omfatter andre konsekvenser end de rent økonomiske - dvs. produktionsfaktor- og råvareforbrug samt værdien af den indenlandske og udenlandske efterspørgsel (privat og offentligt forbrug, private og offentlige investeringer samt eksport). Endvidere omfatter disse omkostningsberegninger ikke miljøforanstaltningernes konsekvenser for andre miljøkvalitetsforhold end lige netop det forhold, foranstaltningerne sigter mod at påvirke. Endelig tager de to omkostningsbegreber ikke tilstrækkeligt højde for, at foranstaltningerne påvirker de relative priser i samfundet og dermed vanskeliggør en entydig opgørelse af omkostningerne - skal disse beregnes ved brug af priserne i udgangs- eller slutsituationen.

Disse forhold søges inddraget i forbindelse med opgørelsen af de *velfærdsøkonomiske omkostninger*, der skal opfattes som en indikator på foranstaltningernes velstandsmæssige konsekvenser for befolkningen. De velfærdsøkonomiske omkostninger omfatter principielt også værdien af miljøforanstaltningernes konsekvenser for andre miljøforhold end dem, foranstaltningerne primært sigter mod at påvirke, og de tager gennem det udviklede velstandsændringsmål - Equivalent Variation⁹ - eksplicit hensyn til ændringerne i de relative priser.

⁹ Equivalent Variation: Angiver den indkomstfremgang, som i nyttemæssig henseende ville stille befolkningen lige så godt som de betragtede foranstaltninger.

Ved omkostningsberegningerne benyttes såkaldte beregningspriser, der skal opfattes som indikatorer på befolkningens marginale nytte af foranstaltningernes forskellige konsekvenser. Man taler gerne om befolkningens marginale betalingsvillighed herfor. For markedsomsatte goder fastsættes beregningspriserne på grundlag af de gældende markedspriser, og for ikke-markedsomsatte miljøgoder er der udviklet en række direkte og indirekte metoder til at afsløre befolkningens betalingsvillighed - jf. kapitel 3 i (1). De velfærdsøkonomiske omkostninger beregnes primært i forbindelse med Cost Benefit Analyser af enkeltstående projekter samt i nogen udstrækning i forbindelse med rangordning af foranstaltninger med henblik på opfyldelsen af en given miljømålsætning.

Uanset hvilket omkostningsbegreb man vælger at arbejde med, må omkostningerne opgøres over en længere periode. Dette giver anledning til det velkendte diskonteringsproblem - hvilken vægt skal omkostninger i forskellige perioder tillægges, jf. også kapitel 3.2. I forbindelse med nationaløkonomiske analyser er der tradition for at se bort fra problemet. Omkostningerne angives som reduktionen i NNP i et givet år - i forhold til hvad NNP ellers ville have været i det pågældende år. Som sammenligningsår vælges normalt et fremtidigt år, hvor økonomien forventes at være i ligevægt - både før den betragtede miljøforanstaltning bliver gennemført, og efter at den er blevet gennemført.

I forbindelse med såvel budgetøkonomiske som velfærdsøkonomiske analyser løses diskonteringsproblemet normalt på traditionel vis gennem diskontering med en passende valgt kalkulationsrente. Der kan både argumenteres mod at anvende en kalkulationsrente på nul og mod at anvende en "relativt høj" rente, der afspejler de alternative afkastmuligheder. Imellem disse to yderpunkter må den tidspræferencebestemte kalkulationsrentes størrelse imidlertid siges at være indetermineret. Hermed tilføjes omkostningsberegningerne et betydeligt usikkerhedsэлемент, ud over det der er knyttet til opgørelsen af foranstaltningernes konsekvenser og til valget af beregningspriser.

Som prioriteringsgrundlag er de velfærdsøkonomiske omkostninger afgjort at foretrække for de to øvrige omkostningsbegreber. Dette skyldes, at de direkte er udviklet med henblik på at opgøre velstandsændringer. Herved er de velfærdsøkonomiske omkostninger også direkte sammenlignelige med værdien af biodiversitetsforbedringerne, som ligeledes fastsættes på et velfærdsøkonomisk grundlag. Hverken de budgetøkonomiske eller nationaløkonomiske omkostninger er sammenlignelige med de afslørede betalingsvilligheder for miljøkvalitetsforbedringer. Af hensyn til vurderingen af hvilke samfundsgrupper der hhv. vinder og taber ved en foranstaltning, bør de velfærdsøkonomiske beregninger dog suppleres med budgetøkonomiske.

Omkostningerne såvel som forbedringerne ved en miljøforanstaltning skal altid opgøres som omkostningerne og forbedringerne ved at ændre de økonomiske aktiviteter i forhold til et givet udgangspunkt - jf. figur 1. Det er derfor af hensyn til den korrekte fortolkning af resultaterne særdeles vigtigt, at dette udgangspunkt specificeres meget nøje - man taler om nulsituationen eller "business as usual". Nulsituationen kan principielt fastsættes som den nuværende situation, den forventede udvikling eller den målsatte udvikling. Der kan ikke gives noget entydigt svar på, hvilken af disse muligheder, det normalt vil være hensigtsmæssigt at vælge. Set i relation til landbrugets arealanvendelse kan nulsituationen for omkostningsberegningerne således både fastsættes som den nuværende situation eller som en situation, hvor konsekvenserne af EU's fælles landbrugspolitik, af EU-udvidelsen og /eller af WTO-forhandlinger er indarbejdet. Den nuværende situation kender man imidlertid, mens en anden nulsituation vil have hypotetisk karakter. Det er under alle omstændigheder helt afgørende for fortolkningen af omkostningsberegningerne, at nulsituationen er velbeskrevet.

Hvis Wilhjelms udvalgets økonomiske analyser skal vedrøre nye biodiversitetsforanstaltninger, der skal bidrage til yderligere at fremme biodiversiteten, bør udgangssituationen specificeres som en situation, hvor samtlige hidtil vedtagne foranstaltninger med konsekvenser for biodiversiteten - her

under Vandmiljøplan II - er slået fuldt igennem miljømæssigt og økonomisk. Når der i det følgende afsnit tales om forskellige ændringer i arealanvendelsen, er der altså tale om ændringer i forhold til en sådan udgangssituation.

6.2. Samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige ændringer i arealanvendelsen

Da hovedparten af initiativerne til fremme af biodiversiteten må antages at sigte mod at ændre arealanvendelsen, skal det i det følgende specificeres, hvorledes de budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger beregnes for forskellige specifikke ændringer heri. Der kan fx være tale om følgende former for ændret arealanvendelse:

- ❑ Reduktion af landbrugsarealet - f.eks. naturgenopretning.
- ❑ Overgang til mindre intensiv drift - f.eks. økologisk jordbrug.
- ❑ Skovrejsning.
- ❑ Naturnær skovdrift.
- ❑ Anlæggelse af faunakorridorer i forbindelse med infrastrukturændringer.

Omkostningerne ved at ændre arealanvendelsen bør budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk opgøres på grundlag af foranstaltningens konsekvenser for landbrugets jordrenteindtjening. Jordrenten beregnes på følgende måde:

$$\begin{array}{l} \text{Værdi af produktion} \\ - \text{Værdi af arbejdskraftforbrug} \\ - \text{Værdi af forbrug af maskiner og bygninger} \\ - \text{Værdi af forbrugte råvarer (såsæd, gødning, foder, energi etc.)} \end{array}$$

Jordrente

Jordrenten er således udtryk for produktionsfaktoren jords bidrag til værditilvækstskabelsen i samfundet. Når arealanvendelsen reducerer jordrenten, indebærer det for det første på længere sigt et tilsvarende indtægtstab for landbruget. For det andet indebærer jordens reducerede bidrag til værditilvækstskabelsen et tab af forbrugsmuligheder for samfundet og dermed et velstandstab.

Som det fremgår af den skitserede jordrenteberegning, er det nødvendigt for alle biodiversitetsforanstaltninger, der medfører en ændret arealanvendelse, af opgøre foranstaltningernes årlige konsekvenser pr. ha for

- ❑ de producerede mængder af forskellige afgrøder og animalske produkter
- ❑ forbruget af arbejdskraft
- ❑ forbruget af maskiner og bygninger (opgjort som årlig afskrivning og forrentning over kapitalapparatets levetid af de nødvendige investeringer)
- ❑ forbruget af råvarer (udsæd, gødning, pesticider, foder, energi etc.).

De angivne konsekvenser opgøres principielt først i mængdemæssige enheder, hvorefter de til brug for de budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske beregninger værdisættes med hvert sit prissæt. I de budgetøkonomiske beregninger benyttes de priser, landmanden faktisk modtager for sine produkter og skal betale for de benyttede input. I de velfærdsøkonomiske beregninger benyttes beregningspriser, der afspejler forbrugernes betalingsvillighed og marginale nytte over for produkter og input.

Ud over jordrenteberegningen bør de budgetøkonomiske omkostningsberegninger også omfatte ændringerne i landbrugets støtte fra den danske stat og EU samt eventuelle kompensationer for den ændrede arealanvendelse. Principielt burde beregningerne også omfatte eventuelle ændringer i skattebetalingerne; men da disse typisk er meget individuelle, må der i praksis ses bort herfra. De budgetøkonomiske omkostninger for landbruget opgøres altså som det samlede indtægtstab for eventuelle skattebetalinger. Ud over de budgetøkonomiske konsekvenser for landbruget påvirkes også kommunernes, statens og EU's finanser af de med den ændrede arealanvendelse forbundne erstatninger og ændrede udgifter til landbrugsstøtte. Disse konsekvenser er også en del af de budgetøkonomiske omkostningsberegninger.

Den velfærdsøkonomiske omkostningsberegning omfatter udover ændringen i jordrenten også eventuelle ændringer i landbrugsstøtten fra EU. Denne repræsenterer en valutaindtjening for det danske samfund, og bør derfor indgå i den velfærdsøkonomiske velstandsberegning. Hertil kommer som nævnt også de øvrige miljøkonsekvenser af den betragtede biodiversitetsforanstaltning. Den ændrede arealanvendelse må således i visse tilfælde antages at have andre miljøkonsekvenser end den umiddelbare biodiversitetsvirkning - fx ændret risiko for grundvandsforurening, ændret emission af drivhusgasser, ændret emission af luftarter, der bidrager til forsurening af miljøet, ændret næringsstofbelastning af søer, vandløb og indre farvande samt landskabsmæssige ændringer. En del af disse konsekvenser har selvsagt en indirekte betydning for biodiversiteten; men denne vil formentlig være særdeles vanskelig at opgøre.

De øvrige miljøkonsekvenser bør principielt - såfremt der er tale om miljøgevinster - indgå som negative omkostninger i de velfærdsøkonomiske omkostningsberegninger. Der er imidlertid utallige praktiske problemer med at opgøre og især prissætte disse miljøkonsekvenser. I den udstrækning det forekommer muligt, bør kvantificering og prissætning af konsekvenserne selvfølgelig forsøges - herunder eventuelt angivelse af de alternative omkostninger ved at opnå gevinsterne, men i mange tilfælde vil det formentlig kun være muligt at give en kvalitativ beskrivelse af nogle af de øvrige miljømæssige fordele ved de betragtede biodiversitetsforanstaltninger.

Det skal herefter kort skitseres, hvorledes de budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostningsberegninger gennemføres for de ovenfor opstillede mulige biodiversitetsforanstaltninger.

Reduktion af landbrugsarealet - f.eks. naturgenopretning

For at gennemføre omkostningsberegningerne er det nødvendigt at have kendskab til den hidtidige anvendelse af arealerne - driftsform, afgrødevalg og husdyrhold - samt af hensyn til information om jordens bonitet arealernes geografiske placering. Ud fra den foreliggende regnskabsstatistik fra SJFI er det herefter muligt at beregne hhv. de budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske konsekvenser af at tage arealerne ud af drift. Et eksempel på en sådan beregning findes i (1) og i (2).

Overgang til mindre intensiv drift - f.eks. økologisk jordbrug

Ligesom ved reduktionen af landbrugsarealet er det i dette tilfælde nødvendigt at vide, hvilke arealer der er tale om - deres geografiske placering og hidtidige anvendelse. Det er på dette grundlag muligt umiddelbart at beregne de samlede omkostninger ved at ophøre med intensiv drift. Grundlaget herfor er det samme ved reduktion af landbrugsarealet. Disse samlede omkostninger må imidlertid modregnes for de budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske gevinster ved f.eks. økologisk drift på arealet. Gevinsterne beregnes selvsagt efter samme principper som omkostningerne. Det er derfor nødvendigt at have kendskab til, hvilken form for økologisk jordbrug der påtænkes på arealet samt udbytte, inputforbrug og priser herfor. Disse oplysninger kan tilvejebringes fra SJFI's regnskabsstatistik for økologisk jordbrug.

Skovrejsning på hidtidigt landbrugsareal

Omkostninger beregnes ved at opgøre de budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske tab ved at indstille den hidtidige landbrugsproduktion og modregne dette for de tilsvarende gevinster ved skovdrift på arealet. I skovbruget indtjenes en ressource, som er defineret fuldstændig parallelt til landbrugets jordrente. For at kunne gennemføre beregningerne er det selvsagt fortsat nødvendigt at kende arealernes geografiske beliggenhed og deres hidtidige anvendelse. Beregningsgrundlaget er for den ophørte landbrugsproduktion stadig den omtalte regnskabsstatistik, og for skovdriften vil der kunne benyttes en tilsvarende statistik. Det er dog en forudsætning, at det specificeres, hvilken type skov der er tale om - træartsvalg og driftsform. I (1) kap. 12 er der et eksempel på den skitserede beregning. Se endvidere kapitel 8 i denne rapport.

Naturnær skovdrift

De budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger ved en naturnær skovdrift i forhold til en egentlig produktionsskov opgøres som forskellen i den økonomiske gevinst ved de to driftsformer - inkl. etableringsomkostninger ved hhv. produktionsskov og naturnær skov. Disse og den geografiske placering af skovene må derfor specificeres nøje. Som omtalt i skovrejsningseksemplet foreligger der tilstrækkelig regnskabsstatistik til at kunne gennemføre beregningerne for almindelig produktionsskov; men hvorvidt der foreligger tilsvarende regnskabsoplysninger for mindre intensive driftsformer er uvist.

Anlæggelse af faunakorridorer i forbindelse med infrastrukturændringer

Anlæggelse af faunakorridorer indebærer typisk inddragelse af hidtidigt landbrugsareal. Omkostningerne herved kan derfor, forudsat de nødvendige oplysninger om geografisk placering og hidtidig anvendelse af arealerne foreligger, beregnes som angivet i tilfældet med reduktion af landbrugsarealet. Hertil kommer muligvis i visse tilfælde yderligere omkostninger i form af øgede produktionsomkostninger, når arealer splittes op af korridorerne.

6.3. Muligheder for at opgøre omkostninger og gevinster for biologisk mangfoldighed ved forskellige former for styringsmæssige indgreb

I omtalen af omkostningerne ved ændret arealanvendelse i afsnit 6.2. er det forudsat, at ændringen er nøje specificeret på forhånd - altså hvilke arealer der er tale om, deres hidtidige anvendelse og den planlagte fremtidige anvendelse. Det er også forudsat, at der ikke sker ændringer i anvendelsen af andre arealer end de specificerede. Endvidere antages den ændrede arealanvendelse at være marginal, det vil sige uden betydning for de relative priser i samfundet. Endelig er det ikke specificeret, på hvilken måde ændringen kommer i stand - om det sker fx ved ekspropriation eller om det sker ved at der skabes økonomiske incitamentter hertil.

De i afsnit 6.2. skildrede omkostningsberegninger er mest relevante i forbindelse biodiversitetsforanstaltninger, der har karakter af ekspropriation eller på anden måde er en del af den offentlige sektors fysiske planlægning. Sådanne foranstaltninger kan formuleres som egentlige projekter, og de omtalte forudsætninger for omkostningsberegningerne kan med lidt god vilje antages at være opfyldt. Selvfølgelig er det muligt, at ekspropriationen af et givet areal kan få konsekvenser for anvendelsen af andre arealer, og at omfattende ændringer i arealanvendelsen kan få konsekvenser for de relative priser på råvarer og produkter. Selvom der principielt intet er i vejen for at tage højde herfor, vil man normalt af praktiske årsager se bort herfra.

Det er vanskeligere at gennemføre omkostningsberegningerne for såkaldte strukturelle foranstaltninger, der påvirker de relative priser. Dette er fx tilfældet, hvor den ændrede arealanvendelse sker ved at skabe incitamentter hertil. Dette kan enten ske ved at stille lovmæssige krav til produktionsforholdene, ved gennem afgifter på miljøbelastende input at ændre ressourceallokeringen eller ved

gennem forskellige subsidier at skabe positive økonomiske incitamenter til den ændrede arealanvendelse. Problemerne ved at beregne omkostningerne for sådanne biodiversitetsforanstaltninger er specielt knyttet til bestemmelsen af ændringerne i arealanvendelsen.

Foranstaltninger af den beskrevne karakter vil normalt påvirke arealanvendelsen og ressourceallokeringen i land- og skovbruget generelt. De bagved liggende mekanismer kan skitseres på følgende måde:

- *Ændrede krav til produktionsforholdene* ⇒ ændrede produktionsmuligheder og -omkostninger ⇒ ændret ressourceallokering, produktionsstruktur og arealanvendelse ⇒ ændret indtjening.
- *Afgifter på miljøbelastende input* ⇒ ændrede inputpriser ⇒ ændrede produktionsomkostninger ⇒ ændret ressourceallokering, produktionsstruktur og arealanvendelse ⇒ ændret indtjening.
- *Subsidier til særlige produktionsformer eller arealanvendelse* ⇒ ændrede produktionsomkostninger ⇒ ændret ressourceallokering, produktionsstruktur og arealanvendelse ⇒ ændret indtjening.

Problemet er altså at beskrive foranstaltningernes konsekvenser for ressourceallokeringen, produktionsstrukturen og arealanvendelsen. Det er disse konsekvenser, som er bestemmende for foranstaltningernes biodiversitetskonsekvenser samt budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske konsekvenser. For anvendelse af subsidieordninger i mindre skala - fx geografisk målrettede ordninger - kan det med tilnærmelse antages, at de relative priser forbliver upåvirkede. Den med ordningerne forbundne arealanvendelse kan derfor skønnes direkte ud fra en analyse af de budgetøkonomiske netto-fordele ved at tilslutte sig ordningerne.

I praksis kan beskrivelsen af de samlede økonomiske konsekvenser af økonomiske afgifts- og subsidieindgreb, der påvirker de relative priser, kun ske ved brug af en empirisk økonomisk model for landbrugssektoren. En sådan med navnet *ESMERALDA* er udviklet på Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut. Ved hjælp af denne er det muligt at beregne de økonomiske konsekvenser og konsekvenserne for arealanvendelsen af forskellige generelle styringsmæssige indgreb - forudsat, at disse er tilstrækkeligt præcist specificeret til at kunne "oversættes" til ændringer i modellens parametre og variable. Modellen er opbygget inden for en budgetøkonomisk ramme; men de beregnede konsekvenser for arealanvendelsen vil kunne benyttes i en videre analyse af de betragtede indgrebs velfærdsøkonomiske konsekvenser.

ESMERALDA modellen er landsdækkende og beskriver samtlige tilpasninger i produktionsstrukturen, ressourceallokeringen og arealanvendelsen som følge af de styringsmæssige indgreb. Modellen kan tilpasses forskellige geografiske opløsninger og vil i kombination med geografiske informationssystemer (GIS) kunne modelere tilpasninger på lokalt niveau i den udstrækning, der foreligger lokale data om bedriftsstrukturen (3).

En total økonomisk analyse af de styringsmæssige indgrebs konsekvenser kræver endelig også en beskrivelse af konsekvenserne for resten af samfundet - herunder bl.a. fødevarerindustrien - af de ændrede relative landbrugspriser og af landbrugets tilpasning hertil. En sådan beskrivelse kan enten gennemføres ved brug af SJFI's nationale AGL-model AAGE (5) eller ved brug af det nyudviklede ADAM-model-kompleks, hvori *ESMERALDA*-modellen også indgår (6).

Med den generelle ligevægtsmodel AAGE (Agricultural Applied General Equilibrium model of the Danish economy), som blandt andet indeholder en detaljeret beskrivelse af produktionsstrukturen i dansk landbrug samt af EU's fælles landbrugspolitik, er det muligt at simulere de sektor- og sam

fundsøkonomiske konsekvenser af indgreb i landbrugets produktionsforhold. AAGE-modellen beskriver forhold i andre mere partielle modeller, fx ESMERALDA-modellen, konsekvenserne i primærsektoren noget mere aggregeret, men er til gengæld bundet sammen med resten af økonomien. Dette muliggør sektor- og samfundsøkonomiske konsekvensberegninger af ændringer i landbrugets eller øvrige erhvervs vilkår, idet modellen fanger vigtige interaktioner og feed-back mekanismer i hele økonomien. Modellen giver således mulighed for at vurdere de langsigtede konsekvenser for bruttonationalproduktet, konsum, import, eksport m.v. (4)

6.4. Afslutning

For at kunne opgøre omkostningerne og biodiversitetskonsekvenserne ved forskellige foranstaltninger til fremme af biodiversiteten er det nødvendigt, at foranstaltningernes konsekvenser for arealanvendelsen specificeres nøje - dvs. arealernes geografiske placering, deres hidtidige anvendelse og den forventede fremtidige anvendelse. Den ændrede arealanvendelse giver anledning til ændringer i produktionens omfang og sammensætning og dermed i anvendelsen af forskellige produktionsfaktorer og råvarer. Det er denne ændring i ressourceallokeringen, som giver anledning til en ændring i jord- og ressource-renteindtjeningen og dermed til en omkostning for samfundet.

Når der er tale om fysiske planlægningsinitiativer, som ikke påvirker de relative priser i samfundet, kan den ændrede arealanvendelse beskrives direkte. Når der derimod er tale om overordnede styringsmæssige indgreb, der søger at påvirke arealanvendelsen gennem generelle restriktioner og incitament, er det nødvendigt at anvende en empirisk miljøøkonomisk model for at kunne beskrive, hvorledes land- og skovbruget tilpasser sig de ændrede produktionsvilkår. For at kunne anvende modellen er det nødvendigt, at indgrebene specificeres på en måde, der gør det muligt at formulere dem som ændringer i modellens parametre og variable. Dette er undertiden et problem, fordi de økonomiske modeller kun repræsenterer en forholdsvist generaliseret beskrivelse af landbrugets produktion og faktoranvendelse.

Som prioriteringsgrundlag for biodiversitetsforanstaltningerne bør de velfærdsøkonomiske omkostninger foretrækkes. Disse repræsenterer et direkte forsøg på at opgøre foranstaltningernes velstandsmæssige konsekvens, og de kan sammenholdes med værdien af de opnåede biodiversitetsforbedringer - som disse prissættes i overensstemmelse med de velfærdsøkonomisk baserede prissætningsmetoder. Beskrivelsen af de velfærdsøkonomiske omkostninger bør af hensyn til beskrivelsen af de økonomiske konsekvenser for forskellige grupper i samfundet - land- og skovbrugere, andre erhverv, kommunerne, staten og EU - suppleres med budgetøkonomiske beregninger. I (1) og (7) er der eksempler på konkrete beregninger af hhv. velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske omkostninger ved forskellige miljøprojekter (se også bilag 1 og 2).

6.5. Referencer

1. Møller F., Andersen S.P., Grau P., Huusom H., Madsen T., Nielsen J. & Strandmark L. (2000). Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.
2. Schou J.S. & Birr-Pedersen K. (2000). The costs of Spatial Planning. European Environment (submitted for publication).
3. Rygnestad H., Jensen J.D. & Dalgaard T. (2000). Målrættede eller generelle politiske virkemidler? Økonomiske analyser i geografisk perspektiv. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomisk Institut. Working Paper no. 17/ 2000.
4. Jacobsen L.B. (2001). Potentialet for økologisk jordbrug. Sektor- og samfundsøkonomiske beregninger. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomisk Institut. Rapport nr. 121.
5. Frandsen S:E. (2001). De input-output baserede AGL-modeller. Eksempler fra det landbrugsøkonomiske og -politiske område. Samfundsøkonomen nr. 2, marts 2001.
6. Andersen F.M. et al (2001). Environmental satellite models for ADAM. Risø 2001.
7. Damgaard C., Erichsen E. og Huusom H. (2001). Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollestrup. Skov- og Naturstyrelsen, marts 2001.

BILAG 1

Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup

Skovrejsningsområdet Vollerup Skov 4 km nord for Kalundborg i Vestsjællands Amt er i regionplanen udpeget til skovrejsningsområde. Området ligger mellem Kalundborg, Saltbæk Vig og Røsnæs i umiddelbar tilknytning til et sommerhusområde med 5-700 sommerhuse ved Sejrøbugten. Kalundborg Kommune er skovfattig med en skovprocent på ca. 5,5, hvilket er under halvdelen af landsgennemsnittet. Vollerup Skov vil øge kommunens skovprocent med et procentpoint.

Det er i projektvurderingen tilstræbt så vidt muligt at anvende standardoplysninger i form af regnskabsoversigter og tabelværker samt eksisterende dokumentation om skovrejsningsprojektet. Konkrete opgivelser fra projektområdet er kun fremskaffet, når det ikke er skønnet muligt at anvende standardoplysninger – hverken direkte eller efter en skønsmæssig tilpasning til projektet.

Det er undersøgt, om det velfærdsøkonomisk er hensigtsmæssigt at gennemføre det pågældende statslige skovrejsningsprojekt frem for at fortsætte den hidtidige landbrugsproduktion i området. Der er således tale om at sammenligne de væsentligste produktions- og miljømæssige konsekvenser af to alternative arealanvendelser – henholdsvis en fortsat konventionel landbrugsdrift i området og en anvendelse af arealet til det statslige skovrejsningsprojekt.

Som led i undersøgelsen er der gennemført en budgetøkonomisk analyse, hvor det undersøges, hvorledes statens, landbrugernes, EU's og husholdningernes økonomi påvirkes af projektet.

Projektvurderingen vedrører et allerede gennemført skovrejsningsprojekt, og der er derfor ikke tale om en typisk ex ante vurderingssituation, hvor det vurderes om gennemførelsen af projektet vil være hensigtsmæssig. Der er derimod tale om at vurdere fordelagtigheden af et allerede igangsat projekt overvejende med henblik på at afprøve og udvikle den allerede beskrevne metode, jf. (1).

Der er tale om at vurdere skovrejsning som en alternativ arealanvendelse i forhold til udgangssituationen (referencesituationen), som i dette tilfælde primært har været konventionelt landbrug.

Det skal nævnes, at arealer anvendt til offentlig skovrejsning som ved Vollerup pålægges fredskovspligt. Dette betyder i princippet, at området for altid skal være skov. I en projektvurderingssammenhæng betyder det, at der er tale om et projekt med en uendelig tidshorisont.

Den korte gennemgang i dette kapitel bygger på rapporten ”Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup” (2).

Den umiddelbare konklusion på den samfundsøkonomiske projektvurdering viser, at skovrejsningsprojektet i Vollerup har haft en positiv velfærdsøkonomisk effekt og samlet set har den nye skov forøget den samlede velfærd i samfundet.

1. Velfærdsøkonomisk vurdering

Skovrejsningsområdet Vollerup Skov omfatter i alt 220 hektar, hvoraf ca. 160 hektar landbrugsjord er omlagt fra planteavl til skovbrug over en periode fra 1995-1999. Denne projektvurdering afgrænser

ser sig til alene at se på de 160 hektar. De fysiske konsekvenser af projektet er således betinget af nedlæggelsen af landbruget og det begyndende skovbrug.

De direkte økonomiske konsekvenser omfatter reduceret landbrugsproduktion samt øget skovbrugsproduktion med heraf følgende reduceret forbrug af realkapital, arbejdskraft, energi, gødning og pesticider.

Miljøkonsekvenserne omfatter forbedrede rekreative muligheder, øget CO₂-lagring, reduceret miljøbelastning af terrestriske miljøer og navnlig vandmiljøet med især kvælstof og pesticider, øget biologisk mangfoldighed samt ændrede landskabelige forhold.

De velfærdsøkonomiske konsekvenser af de fysiske ændringer er opgjort i annuieret form, det vil sige som årlige omkostninger eller benefits for samfundet som helhed. Samlet fås, med en række forbehold og antagelser, et velfærdsøkonomisk overskud på 1.085 kr. pr. hektar årligt svarende til ca. 173.000 kr. pr. år for hele Vollerup Skov, jf. tabel 1.

Tabel 1. De velfærdsøkonomiske konsekvenser af projekt Vollerup Skov.

	Tab	Gevinst
	Kr. pr. hektar årligt	Kr. pr. hektar årligt
Mistet jordrente for landbruget	2.261	
Jordrente i skovbrug		141
Øget jagtlejeindtægt		200
Mindsket udledning af kvælstof og pesticider		184
CO ₂ -binding		737
Rekreative værdier		1.643
Biologisk mangfoldighed	/	/
Landskabelige værdier m.v.	/	/
Indirekte miljøkonsekvenser som følge af mindre intensiv drift		441
	2.261	3.346
Velfærdsøkonomisk overskud pr. hektar årligt		1.085
Velfærdsøkonomisk overskud for Vollerup Skov årligt		173.000

Det skal nævnes, at det velfærdsøkonomiske overskud pr. hektar årligt kun kan anvendes/overføres på skovrejsning m.v. af lignende projekter. Man kan således ikke bare multiplicere op med en faktor X.

Det skal videre nævnes, at for de projekter, hvor værdien af CO₂-binding inddrages til at opfylde Danmarks CO₂-binding, at det i dag ikke ligger klart i hvilken grad og omfang, at skovrejsning kan inddrages til at opfylde de nationale målsætninger for CO₂-begræsning.

Det er endelig bemærkelsesværdigt, at det tyder på, at der ved naturprojekter sker en ikke ubetydelig stigning i værdien af privat ejendom.

2. Budgetøkonomiske konsekvenser

Også projektets budgetøkonomiske konsekvenser er analyseret. Det viste sig, at landbrugerne, husholdningerne og EU har en økonomisk gevinst ved projektet, mens staten lider et økonomisk tab. Det er altså staten, der finansierer projektet, hvilket ikke er overraskende, eftersom Vollerup Skov er et statsligt skovrejsningsprojekt.

Den budgetøkonomiske analyse viser imidlertid, at det er dyrt for staten at rejse skov, og eftersom der er begrænsede midler til skovrejsning, gælder det om at få mest mulig værdi for pengene. Det er derfor relevant at overveje, om der kunne have været opnået større samfundsøkonomisk overskud gennem andre projekter, hvor målsætninger om eksempelvis bynærhed og drikkevandsbeskyttelse i højere grad er tilgodeset. Man kunne også overveje at etablere ny skov gennem fri succession, hvilket i etableringsfasen ville gøre projektet billigere. Omvendt er det usikkert, hvordan en sådan etableringsform vil påvirke afkastet fra skoven siden hen.

I de undersøgelser af rekreative værdier, der bruges til at overføre estimater fra, er der ved bynære skove fundet rekreative værdier på op til 32.000 kr. pr. hektar årligt, hvilket er ca. 20 gange højere end den estimerede værdi i Vollerup Skov.

I projektvurderingen af et grundvandsbeskyttelsesprojekt med blandt andet skovrejsning i et vigtigt drikkevandsområde ved Ålborg er der beregnet en værdi af grundvandssikringen på et par tusinde kroner pr. hektar årligt, se bilag 2. Den tilsvarende værdi af næringsstoff tilbageholdelse i Vollerup Skov er estimeret til mindre end 10% af dette nemlig 184 kr. pr. hektar årligt.

Det skal dog nævnes, at skovrejsningsprojektet ved Vollerup, der hverken betyder meget for grundvandet eller har et stort publikumspotentiale, ser ud til at give et samfundsøkonomisk overskud.

3. Skovrejsning, økonomi og biologisk mangfoldighed

Det indgår som mål med de nuværende skovrejsningsaktiviteter at understøtte mulighederne for den biologiske mangfoldighed, herunder at skabe velegnede levesteder for plante- og dyrelivet. Skovrejsning på intensivt drevne landbrugsjorder kan fremme den biologiske mangfoldighed i et område ved at skabe mere rum til det vilde plante- og dyreliv, som desuden styrkes, fordi landbrugsdriften afløses af en ekstensiv arealdrift med færre forstyrrelser.

Det er imidlertid vanskeligt at kvantificere natureffekten af et skovrejsningsprojekt. Dog er det muligt at beskrive naturkvaliteten af et givet projekt, og i nogen grad at sammenligne forskellige projekter. Dette kan fx ske med på grundlag af fire kriterier for naturkvalitet: Vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet (3).

Som led i projekt Vollerup Skov blev det imidlertid konkluderet, at de beskrevne kriterier ikke er tilstrækkelig beskrevet hverken kvalitativt eller kvantitativt. Af samme grund har det ikke været muligt i projektet at gennemføre egentlige økonomiske beregninger knyttet til biologisk mangfoldighed.

Det konkluderedes endvidere med projektet, at der mangler systematisk overvågning af naturens udvikling i skovrejsningsprojekter, og at der endnu er langt til en situation, hvor biologisk mangfoldighed kan kvantificeres og beskrives tilstrækkelig entydigt.

Endelig er det – med snævert henblik på sikring af biologisk mangfoldighed – vigtigere at tilpasse arealanvendelsen i eksisterende skov frem for at etablere ny skov.

4. Referencer

1. Møller et al (2000). Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.
2. Camilla Damgaard, Emil Erichsen og Henrik Huusom (2001). Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup. Skov- og Naturstyrelsen, marts.
3. Danmarks Miljøundersøgelser (1999). Naturkvalitet – kriterier og metodeudvikling. Faglig rapport fra DMU nr. 274.

BILAG 2

Velfærdsøkonomiske konsekvenser af Drastrup-projektet - skitse til cost-benefit analyse (CBA)

Som nævnt i kapitel 5.4. gennemføres der i Drastrup-området ved Ålborg en omfattende skovrejsning blandt andet med det sigte at sikre forsyningen med rent drikkevand til Ålborgs borgere. Den igangværende skovrejsning har som nævnt ført til betydelige stigninger i områdets ejendomspriser.

Som led i Alex Dubgaards afrapportering til Wilhjelmudvalget af "Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse" har Camilla Damgaard og Emil Erichsen udarbejdet en skitse til CBA for det samlede Drastrup-projekt (1). Denne skitse skal refereres her, dels fordi den viser anvendelsen af nogle af de metoder til værdi- og prissætning, der er nævnt i afsnit 5.5., dels fordi skitsens samlede resultat er interessant i relation til den ændrede arealanvendelse, der i en række sammenhænge vil blive foreslået med henblik på at sikre og fremme den biologiske mangfoldighed. Det skal understreges, at der alene er tale om en skitse til CBA.

1. Drastrup-projektet

De geologiske forhold i Drastrup-området betyder, at den nitrat, der udvaskes fra landbruget, ikke bliver reduceret på vej ned gennem jorden. Der er målt meget høje koncentrationer af nitrat i de øverste vandlag i jorden, og ved en uændret udvaskning ville grundvandet således på sigt blive ubrugeligt på grund af for højt nitratindehold med mindre vandet først blev rensat. En fortsættelse af landbrugsproduktionen i området vil derfor formentlig gøre grundvandsmagasinet i Drastrup-området ubrugeligt som drikkevand.

Drastrup-projektets primære formål er derfor at sikre rent grundvand. Men det er også hensigten at skabe flere rekreative muligheder til Ålborg Kommunes borgere, idet det er vurderingen, at der generelt er mangel på skov og grønne områder omkring Ålborg. Med Drastrup-områdets lokalisering vil Ålborg med tiden få et bynært skov- og naturområde i kraft af det planlagte projekt. Ud over disse direkte brugsværdier forventes projektet at give øget biologisk mangfoldighed i området.

Projektområdet udgør i alt ca. 1.000 hektar, heraf omfattes ca. 100 hektar af byen Frejlev. Ca. 500 hektar skal tilplantes med skov og ca. 400 hektar skal drives som vedvarende græsningsarealer. I Frejlev forsøger man at få haveejerne til at undlade at bruge pesticider i deres haver. En del af jorden opkøbes af det offentlige, mens resten pålægges dyrkningsrestriktioner.

I det følgende vil projektets konsekvenser kort blive beskrevet og værdisat, således at der gives et estimat over de økonomiske konsekvenser af Drastrup-projektet, som er påbegyndt i starten af 1990'erne men endnu ikke afsluttet. Da analysen blot tjener til at give overblik over de velfærdsøkonomiske konsekvenser, er året 2000 valgt som udgangspunkt.

2. Grundvand

Der indvindes for tiden 2,2 mio. m³ vand årligt fra Drastrup-området, men der menes at være et potentiale for en årlig indvinding af 2,8 mio. m³, hvilket svarer til 1/3 af Ålborgs Kommunes vandforbrug. Oplandet til grundvandsmagasinet er vurderet til ca. 1.100 hektar.

I princippet burde det sikrede drikkevand i Drastrup værdisættes som den nedgang i nytten en forurening ville medføre eller som den nytte forbrugerne har af drikkevandet. Dette ville formentlig inkludere dels en brugsværdi af drikkevand, dels en optionsværdi, nemlig værdien af at vide, at der vil være drikkevand til rådighed for fremtidige generationer. Under antagelse af at al drikkevandet ville blive ødelagt her og nu uden Drastrup-projektet, ville denne værdi kunne opgøres ved brug af en efterspørgselskurve for vand. Denne er imidlertid ikke kendt og vanskelig at udlede.

Prissætningen kunne også baseres på alternativomkostningsmetoden. Fx ville omlægning af vandforsyningen her kunne lægges til grund, forudsat der var alternative områder i oplandet til Ålborg, hvorfra vandet kunne hentes. Dette er ikke muligt, eftersom de forhold, der er gældende i Drastrup-området gælder for stort set hele oplandet til Ålborg. Alternativ vandforsyning ville således skulle tilvejebringes langt væk fra Ålborg til en meget høj pris.

På denne baggrund valgtes det at beregne prisen på vand som omkostningen ved at rense vandet for pesticider og nitrat. Omkostningerne ved en sådan rensning udgør ifølge Miljøstyrelsen 1,41 kr. pr. m³. Det antages, at der fortsat vil blive pumpet 2,2 mio. m³. Herved fås en årlig rensekomkostning og dermed en indirekte årlig værdi af grundvandet på 3,1 mio. kr. pr. år fra det år, hvor forureningen sker. Under en antagelse om, at forureningen først var indtruffet om 10 år og med en diskonteringsrate på 3% bliver nutidsværdien 77 mio. kr. (se tabel 1).

Tabel 1. Værdi af grundvandssikring afhængig af tidspunkt for, hvornår forureningen indtræffer.

Antal år før grundvandsforureningen indtræffer	Nutidsværdi i millioner kroner
0	103
10	77
20	57
30	42
40	32

Selvom det med ret stor sikkerhed vides, at grundvandet under Drastrup-området vil blive forurenet på sigt, ved man ikke med sikkerhed, hvornår det vil ske. Denne tidsmæssige usikkerhed betyder meget for værdien af grundvandssikringen. Hvis det eksempelvis antages, at forureningen ville være indtruffet her og nu, svarer det til en nutidsværdi på 103 millioner kroner ved en diskonteringsrate på 3% (se tabel 1). Sker forureningen – under de samme forudsætninger – først om 40 år, vil nutidsværdien være 32 millioner kroner.

3. Rekreative værdier

Øgede rekreative muligheder var et andet hovedmål med projektet. Drastrup-projektet vil umiddelbart give forbedrede rekreative forhold for beboerne i Frejlev, Drastrup og det sydvestlig Ålborg.

Ved værdisætning af de steder, der har størst betydning for lokalområdet, er husprismetoden meget anvendelig. Husprismetoden udnytter, at prisen på et hus er afhængig af en lang række faktorer, hvoraf nogen knytter sig til huset (størrelse, alder, kvalitet) og andre til beliggenhed. Beliggenheden i forhold til skov eller sø har indflydelse på husprisen.

Ved at opstille og estimere en husprisfunktion kan man isolere eksempelvis skovens indflydelse på salgsprisen. Dermed fås et afledt udtryk for husejernes villighed til at betale (WTP) for at bo tæt på en skov. Det er undersøgt, hvad der sker med huspriserne i det parcelhusområde, som ligger i den

sydlige del af Frejlev. Frejlev har 2.400 indbyggere og der ligger 395 huse i det analyserede område.

Analysen anvender registerdate fra Kommunedata. Der indgår 142 hushandler i undersøgelsen, der er foregået i perioden fra fem år før projektstart til 2000. De generelle huspriser har langt fra været konstante i perioden, og der for er det nødvendigt at deflatere handelspriserne med et husprisindeks, således at de fremstår med nutidspriser.

Konklusion blev, at huse solgt i perioden 1991-1995 var 103.000 kroner dyrere end huse solgt i perioden 1985-1990. Merprisen i perioden 1996-2000 har været 237.000 kroner. Resultaterne vurderes at være statistisk stærk signifikante. Den kapitaliserede værdi af hele Drastrup-projektet for huse beliggende i Frejlev er således 237.000 kroner ganget med de 395 huse. Dette giver en samlet værdi på 93 mio. kr. De stigende huspriser kan formentlig også delvis begrundes med en reduceret trafikmængde i Frejlev-Drastrup-området som følge af etableringen af Ny Nibevej først i 1990'erne.

Estimatet dækker ikke over de rekreative værdier, som Drastrup-projektet har skabt for andre besøgende, fx besøgende fra Ålborg. Der er med andre ord tale om et underestimat for den rekreative værdi.

4. CO₂-binding

Der rejses ca. 500 hektar skov i Drastrup-området. Skoven binder CO₂ i hele sin vækstperiode, og da skoven er løvskov, antages det, at skoven binder ca. 8 tons CO₂ pr. hektar årligt i 90 år. Denne mængde CO₂ kan værdisættes ud fra alternativomkostningsmetoden, da skovens CO₂-binding medvirker til, at Danmark kan opfylde den fastsatte CO₂-målsætning.

Prisen på at reducere et ton CO₂ alternativt er imidlertid svær at opgøre, så det er valgt at bruge CO₂-afgiften på 100 kr./ton som pris. 8 ton CO₂ pr. hektar årligt multipliceret med 100 kroner pr. ton multipliceret med 500 hektar i 90 år giver en nutidsværdi for CO₂-binding i skoven i Drastrup på 12,4 millioner kroner ved en kalkulationsrente på 3%.

5. Tabt jordrente fra land- og skovbrug

Før projektstart har der været konventionelt landbrug i stort set hele projektområdet. Ved at opgøre alle input og output fra landbrugsproduktion kan der udregnes en jordrente for netop dette område. Dette er udtryk for den forrentning af jorden, som mistes ved ændret arealanvendelse.

I denne skitse er det valgt at bruge en gennemsnitlig jordrente for den pågældende jordtype, da en specifik jordrenteberegning er meget omfattende og ikke nødvendigvis mere præcis. Jordrenten på sandjord kan opgøres til 2.150 kroner pr. hektar. Dette er et budgetøkonomisk tab, som med en realrente på 5% ville betyde en handelspris på jord på ca. 43.000 kroner pr. hektar.

Den velfærdsøkonomiske jordrente er højere end den budgetøkonomiske, og det velfærdsøkonomiske tab er derfor større end handelsprisen. Det er dog vanskeligt at lave en tilnærmet beregning af det velfærdsøkonomiske tab, så det antages, at det velfærdsøkonomiske tab ved nedlæggelse af landbrugsproduktionen i området er på ca. 50.000 kr. pr. hektar.

Jordrenten fra vedvarende græsarealer er afhængig af, om der må tilføres ekstra kvælstof til arealet. Hvis der ikke må tilføres ekstra kvælstof, hvilket der generelt ikke må i Drastrup-området, er jord

renten ca. 0. Omlægning fra konventionelt landbrug til vedvarende græs sker altså med et jordrentetab på 2.150 kr. pr. hektar.

500 hektar i området tilplantes med skov, der på lang sigt kan levere træprodukter. Den egentlige skovdrift i form af træproduktion giver dog ikke overskud på ret mange jorder. I analysen af skovrejsningsprojektet Vollerup ved Kalundborg blev træproduktionen beregnet til at give et velfærdsøkonomisk underskud på 400 kr. pr. hektar årligt, se bilag 1. Dette underskud udlignes dog af EU-tilskud til skovrejsning, således at der inklusiv EU-tilskud fås en positiv jordrente på godt 100 kr. pr. hektar årligt. Det antages derfor, at træproduktionen i Drastrup, når EU-tilskuddet til kommunal skovrejsning indregnes, balancerer. Omlægning fra konventionelt landbrug til skov er således også forbundet med et jordrentetab på 2.150 kr. pr. hektar.

Det skal bemærkes, at der er givet et ekstraordinært EU-tilskud (EU-LIFE) på 6 millioner kroner til Drastrup-projektet, fordi det er et demonstrationsprojekt i forhold til grundvandsbeskyttelse. Dette EU-tilskud er ikke indregnet.

6. CBA-oversigt

Opstilles de beskrevne omkostninger og benefits i nutidsværdier for hele projektet fås følgende udtryk for de velfærdsøkonomiske konsekvenser.

Tabel 2. Cost-benefit analyse baseret på skitse til Drastrup-projektet.

Kategorier	Costs i mio. kr.	Benefits i mio. kr.
Mistet jordrente på 900 hektar landbrugsjord	- 45	
Jordrente i skovbrug		0
Jordrente på vedv. Græs		0
Rekreative værdier for husejere		93
Grundvand		77
CO ₂ -binding		12
Biologisk mangfoldighed		?
Benefits i alt		182
Velfærdsøkonomisk overskud	137 millioner kroner	

Regnestykket viser, at det er meget inefficiant at opretholde en landbrugsproduktion på bynære områder med vigtige og sårbare grundvandsressourcer. Det er meget dyrt at rense og endnu dyrere at omlægge grundvandsforsyningen ved en risiko for forurening, men ret billigt at nedlægge landbrugsproduktionen.

Det koster således formentlig samfundet under 50 millioner kroner at ændre arealanvendelsen i Drastrup-området, men knapt 80 millioner kroner at rense grundvandsmagasinet under Drastrup. Dertil kommer betydelige rekreative værdier, værdien af CO₂-bindingen samt en ikke værdisat sikring af den biologiske mangfoldighed.

Det samlede resultat af Drastrup-projektet er således et solidt velfærdsøkonomisk overskud.

7. Referencer

1. Alex Dubgaard, Mikkel Kallesøe, Mads Petersen, Michael Arentsen & Elisabeth H. Frederiksen samt Camilla Damgaard og Emil Erichsen (2001). Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. Institut for Økonomi, Skov og Landskab. Rapport til Wilhjelmudvalget.

BILAG 3

Casestudies af værdisætning fra projekter, hvor forskellige aspekter af natur, biologisk mangfoldighed, økosystemfunktioner m.v. er centrale elementer

Med forbehold for metodiske og fortolkningsmæssige problemstillinger refereres i det følgende en række case-studies af værdisætning fra projekter, hvor aspekter af natur, biologisk mangfoldighed, økosystemfunktioner m.v. er centrale elementer.

Det har med eksemplerne været formålet dels at give et indtryk af, hvor den økonomiske værdisætning er på vej hen, dels at præsentere nogle resultater. Eksemplerne stammer alle fra Dubgaard m.fl. (2001). Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse, jf. bilag 2 afsnit 7 ”referencer” overfor.

1. Pevensey Levels, England

Problemstilling/formål: Som led i Wildlife Enhancement Scheme (WES), der er et statsfinansieret naturbevarelsesprogram opfordres landmænd og jordejere i udpegede områder til at dyrke jorden på en traditionel og skånsom måde. Deltagelse udløser en økonomisk kompensation på 72 engelske pund pr. hektar årligt.

Formålet med undersøgelsen er at klarlægge ændringer i brugs- og ikke-brugsværdier i området som følge af WES samt at fastlægge om de estimerede benefits kan måle sig med omkostningerne til kompensation.

Lokalitet: Det undersøgte område er et 3.500 hektar landbrugsområde i Sydengland. Det omfatter 6.500 husholdninger. Området består hovedsagelig af vådområder, eng og overdrev. Indenfor en radius af 60 km er der ca. 825.000 husholdninger, hvor af ca. 85.000 tillægger området en rekreativ værdi gennem besøg.

Metode: Contingent Valuation Method (CVM), hvor 592 respondenter via face to face interviews blev stillet overfor et bidding game (auktion).

Resultater: Næsten 54% af de adspurgte var villige til at betale mere end det beløb projektet indirekte kostede dem over skatten. Overføres gevinsterne ved ikke-brugsværdier sammen med den observerede betalingsvilje (WTP) for ikke-brugsværdier til samtlige husstande i UK, bliver den samlede gevinst i form af brugs- og ikke-brugsværdier 2,7 millioner engelske pund.

Selvom det forventes, at der er aftagende marginal nytte og derved faldende WTP ved gennemførelsen af flere lignende projekter, menes eksistensværdien at være så stor, at fremtidige projekter sagtens kan reffærdiggøres økonomisk.

2. Environmentally Sensitive Areas (ESA), England

Problemstilling/formål: Med henblik på naturbevarelse som led i programmet Environmentally Sensitive Areas Protection Scheme kan landmænd få økonomisk kompensation i de udpegede områder for at ekstensivere landbrugsdriften eller genskabe arealer til oprindelige græssletter.

Formålet med undersøgelsen er overordnet at klarlægge ændringen i brugs- og ikke-brugsværdier i området som følge af gennemførelsen af programmet, samt at fastlægge om de estimerede benefits kan måle sig med omkostningerne til kompensation.

Lokalitet: To ESA'er, South Downs og Sommerset Levels plus Moors. Områder med betydelige landskabelige, naturmæssige og arkæologiske interesser.

Metode: CVM med opdeling af respondenterne i tre kategorier med open ended spørgsmål (OE) og med tillæg af et payment card. Willingness To Pay (WTP) for 10 ESA's udtrykkes i forhold til såvel OE som dichotomous choice spørgsmål (DC).

Resultater: Den samlede værdi af brugsværdier og ikke-brugsværdier er estimeret til 52,7 millioner engelske pund pr. år. Undersøgelsen viser en markant forskel i WTP for samtlige ESA'er alt efter benyttet metode, OE eller DC. Undersøgelsens resultater for beboere og besøgende er robuste i forhold til økonomisk teori samt tilfredsstillende ud fra en statistisk betragtning.

3. Eng- og moseområder, Holland

Problemstilling/formål: Ved det hollandske Agricultural Wildlife Management Programme ønskes offentlighedens benefits værdisat således, at udgiften til de deltagende landmænd kan reffærdiggøres ud fra en CBA. Landmændene i området kan mod kompensation fra staten frivilligt indgå aftale om omlægning til en mere skånsom drift.

Lokalitet: Det tætbefolkede Alblasserwaard i Sydøstjylland med bevaringsværdige eng- og moseområder. Projektområdet er på ca. 15.660 hektar.

Metode: CVM via 3.100 postomdelte spørgeskemaer med tre OE WTP-spørgsmål:

- WTP1/husstand/år for generel højere miljøkvalitet - angivet i beløbsintervaller.
- WTP2/husstand/år for bevarelse af karakteristiske landskaber i landbrugsområder - angivet m. faste beløb.
- WTP3/husstand/år for bevarelse af Alblasserwaard - uden forslag til beløb.

Den generelt højere miljøkvalitet i Holland, WTP1, ville blive finansieret via skatten. WTP2 og WTP3 var relateret til indbetaling til en privat fond.

Resultater: Den estimerede WTP omregnet pr. hektar gav en rekreativ værdi på 7.386 gylden pr. ha årligt og en eksistensværdi på 4.660 gylden pr. ha årligt. Antages det store antal protestsvar at være reelle nulbud, hvorved de inkluderes i undersøgelsen, falder den samlede WTP for Alblasserwaard fra 6.331 til 3.605 gylden pr. ha.

Det er usikkert, om resultaterne kan anvendes i en CBA på grund af mange protestsvar, der til dels kan forklares ved en skepsis overfor at skulle betale til en privat fond. Protestsvarene kom især fra bedre uddannede og fra adspurgte med højere indtægter. WTP var aftagende med afstanden til området.

4. De norske skove, Norge

Problemstilling/formål: Antallet af truede arter i de norske skove er voksende. Der findes ca. 15.000 arter i de norske skove, hvoraf et par hundrede er truede. Derfor blev det undersøgt, hvilken WTP nordmænd har for bevarelse af samtlige truede dyrearter i de norske skove, således at det kan fastslås, hvor stor en kompensation det er muligt at give skovejerne ved en omlægning af driften.

Lokalitet: Samtlige skove i Norge.

Metode: CVM rettet mod mere end 1.000 norske husholdninger, der ud fra fire forskellige scenarier blev bedt om at udtrykke deres WTP for en delvis eller fuld bevarelse af den biologisk mangfoldighed i de norske skove. Scenarierne strakte sig fra bevarelsen af en enkelt art til bevarelsen af den samlede biologiske mangfoldighed. Halvdelen af husholdningerne skulle udtrykke WTP via OE-spørgsmål uden tillæg af et payment card, mens de øvrige husholdninger skulle udtrykke WTP via OE-spørgsmål med tillæg af payment card. Endelig kunne man vælge mellem betaling som en skattestigning eller en frivillig indbetaling til en privat fond.

Resultater: Et forsigtigt estimat for brugs- og ikke-brugsværdier for at bevare samtlige truede dyre- og plantearter i de norske skove er ved OE opgjort til 761 norske kroner pr. husstand pr. år. Ca. 80% af husholdningerne forklarer deres WTP med arveværdien, mens ca. 42% tillægger den biologiske mangfoldighed en eksistensværdi. Kun 26% argumenterer på baggrund af en rekreativ værdi. Summen er større end 100% da flere respondenter har angivet flere argumenter for deres WTP.

Undersøgelsen viste endelig en generel aversion mod indbetaling til en privat fond. Endvidere viste statistiske tests signifikans både med hensyn til indkomst, alder og udnyttelsen af ressourcen.

5. Konvertering af nåleskov, England

Problemstilling: For at leve op til internationale aftaler, har den engelske Forestry Commission (FC) forpligtet sig til at bevare og øge den biologiske mangfoldighed i britiske skove. Størstedelen af den kommercielle skovdrift baseres på ikke-hjemmehørende arter af nåletræer, primært sitkagran, hvilket ikke danner grundlag for særlig høj biologisk mangfoldighed.

Lokalitet: Isolerede nåletræsplantager med ringe besøgspotentialer i England hovedsagelig bestående af sitkagran til kommerciel udnyttelse, i alt 300.000 hektar.

Formål: At værdisætte den forventede stigning i den biologiske mangfoldighed i relation til tre scenarier:

- ❑ Scenarie A: At producere mest muligt tømmer mens skovstrukturen ændres. 10% af arealet efterlades ubeplantet efter hugst til naturlig regenerering, hvilket tillader åbne arealer. 5% af arealet genplantes med hjemmehørende løvtræarter. 1% af sitkagranerne overlades til naturligt forfald. De resterende 85% af arealet fortsætter som produktionsskov.
- ❑ Scenarie B: At producere mest muligt tømmer mens skovstrukturen ændres. 20% af arealet efterlades ubeplantet. 15% af arealet genplantes med andre arter af nåletræer end sitkagran. 10% af arealet genplantes med hjemmehørende løvtræarter. 3% af sitkagranerne overlades til naturligt forfald. Andelen med sitkagran begrænses til 55% af arealet.

- Scenarie C: At give naturbeskyttelsen højeste prioritet. Skoven ændres hen mod en skov bestående hovedsageligt af hjemmehørende arter af løvtræ, der i begrænset omfang anvendes til tømmerhugst. Der genplantes med birk, pil, eg, elm, ask, hassel, fyr, fuglekirsebær, vilde kirsebær og enebær. Ved genplantning anvendes en blanding af ovenstående arter, der er ensaldrende, hvilket giver et varieret kronedække. Områder af forskellig størrelse efterlades åbne.

Undersøgelsen: For at estimere ikke-brugsværdier er anvendt contingent ranking metoden. Undersøgelsen er baseret på WTP fra 650 husholdninger fordelt over hele Storbritanien. WTP er identificeret i forhold til de nævnte tre scenarier samt et nul scenarium, hvor der ikke foretages ændringer i skovstrukturen. Respondenterne foretager trade-off mellem en sum penge og en ændring i den biologiske mangfoldighed:

- Scenarium 0: Ingen forbedringer
- Scenarium A (Basic): Lav/medium forbedring
- Scenarium B (Desired): Medium/høj forbedring
- Scenarium C (Native Woodland): Stor forbedring

Respondenterne fik oplyst, at enhver ændring af skovstrukturen i forhold til nul-scenariet skulle finansieres via en skattestigning, samt at de fleste af respondenterne sandsynligvis aldrig ville besøge disse skove. Endvidere blev respondenterne gjort opmærksomme på, at ændret skovstruktur ville resultere i en øget biologisk mangfoldighed.

Resultater: WTP-estimerne bygger på 650 face to face interviews foretaget i september 1995. Heraf afgav 648 respondenter brugbare svar. Foruden respondenternes WTP, blev en række andre forhold angivet, herunder deres indkomst. Resultatet af undersøgelsen viste, at WTP var størst for scenarium B og herefter A og C.

Det vurderes, at undersøgelsen er af en kvalitet, der retfærdiggør anvendelse til benefit transfer. For at anvende undersøgelsen til benefit transfer, bør ændringerne i projektområdet være af samme omfang som i undersøgelsesområdet, da de estimerede WTP netop udtrykker sådanne ændringer. Overførsler af estimater på væsentligt mindre områder eller med væsentlig større omlægninger af driften, må derfor betragtes som problematisk.

Da en række danske hedeplantager svarende til de her præsenterede engelske sitkagranbevoksninger er karakteriseret ved lavt besøgstal og ensidig træartssammensætning ville benefit transfer i relation til omlægning af skovstrukturen i danske hedeplantager måske kunne komme på tale.

6. Benefit transfer

Resultaterne fra den engelske undersøgelse vedrørende konvertering af nåleskov kan eventuelt overføres til Danmark og måske kombineres med en dansk undersøgelse, der - med udgangspunkt i den rekreation danskerne nyder i de danske skove - har estimeret WTP for ændrede (forbedrede) rekreative muligheder. Også den danske undersøgelse definerede nogle scenarier:

- Scenarium 1: Andelen af bøg og eg i de næste 40 års kulturer vil blive øget med 5 procentpoint for begge arter på bekostning af rødgran.
- Scenarium 2: Andelen af bøg og eg i de næste 40 års kulturer vil blive øget med 10 procentpoint for begge arter på bekostning af rødgran.
- Scenarium 3: Andelen af bøg og eg i de næste 40 års kulturer vil blive øget med 15 procentpoint for begge arter på bekostning af rødgran.

Den danske undersøgelse baseret på contingent ranking via 761 spørgeskemaer med 346 brugbare svar estimerede WTP for de tre scenarier. Omregnet til hele landet ville hver dansk husstand årligt betale 44,3 kroner for scenarie 1, 89,4 kroner for scenarie 2 og 135,2 kroner for scenarie 3. Undersøgelsen angav tillige resultater opdelt på henholdsvis Sjælland, Fyn og Øerne samt Jylland. Resultatet vurderes som robust.

Det vurderes, at det via benefit transfer til en vis grad er muligt at kombinere den engelske og den danske undersøgelse med det formål at estimere den danske befolknings WTP for en "opblødning" af plantagelignende skove.

BILAG 4

Referat af ni danske analyser og undersøgelser fra perioden 1993-2000 af danskeres præferencer for aspekter af biologisk mangfoldighed, natur, natur- og miljøbeskyttelse, anvendelse af natur osv.

De adspurgte personer i undersøgelserne bliver ikke oplyst om størrelsesordenen af omkostningerne i form af fx øget skatteprocent eller stigning i priserne på landbrugsvarer. Ingen af de refererede undersøgelser og analyser kobler således aktivt fra de adspurgtes præferencer til deres eventuelle betalingsvilje. Dette betyder, at undersøgelserne ikke i sig selv kan anvendes til prioritering på tværs af sektorer.

Sammenfatningen i bilaget er udtryk for indholdet i de respektive undersøgelser og er ikke nødvendigvis udtryk for arbejdsgruppens holdning.

1. Landmanden og miljøet

I 1993-1994 gennemførtes undersøgelsen "Landmanden og miljøet" (1). Det samlede antal besvarede skemaer var 1.983, hvilket svarer til en svarprocent på 61.

Overordnet fastslog undersøgelsen dengang, at "landmændene har ændret miljøadfærd i de senere år" (1). Undersøgelsen var opdelt i en række temaer, hvor temaet "Økonomi og miljø" er af særlig interesse i denne sammenhæng. Fra dette tema kan følgende resultater findes i undersøgelsen:

- Et mindretal af landmændene accepterer et lavere økonomisk udbytte end det opnåelige af hensyn til miljøet.
- Ca. 10% prioriterer efter eget udsagn miljøhensyn højere end hensynet til økonomien, når de tager beslutning om tilførsel af handelsgødning og sprøjtemidler.
- 9% accepterer så meget ukrudt, at det kan reducere dækningsbidraget.
- 20% har mere eller mindre overfladisk overvejet at lægge om til økologisk jordbrug.
- 10-20% af samtlige landmænd, og i særlig grad blandt de yngre landmænd og ejere af småejendomme, udgør et betydningsfuldt potentiale for udbredelse af økologiske, integrerede og miljøskånsomme produktionsformer.

Selvom undersøgelsen er fra 1993-1994, og meget er sket siden da (alene hvad angår handlingsplaner og strategier fx: Strategi for biologisk mangfoldighed, Aktionsplan for fremme af den økologiske fødevarerproduktion i Danmark, Vandmiljøplan II og Pesticidhandlingsplan II), giver undersøgelsen formentlig et rimeligt dækkende udtryk for landmænds miljøbevidsthed og deres holdninger også i dag til at gøre en ekstra indsats for naturen.

2. Indenrigsministeriet 1997

I forbindelse med regeringens redegørelse til Folketinget "Landdistriktredegørelse 1997" (2) blev der gennemført en spørgeskemaundersøgelse, hvor man ville afdække, hvilke fordele folk fandt vigtigst ved enten at bo på landet eller ved at flytte på landet. Vilstrup Research gennemførte analysen for Indenrigsministeriet. Man interviewede 1.001 personer, hvoraf 85% allerede boede på landet og 15% boede i byhusstande, hvor man overvejede at flytte på landet (se tabel 1).

Tabel 1. Fordele ved at bo på landet eller ved at flytte på landet (2)

	Fordele	%		
		Alle (1.001)	landboere (851)	potentielle landboere (150)
a.	Der er god plads og frisk luft på landet	56	57	63
b.	Man kommer hinanden mere ved på landet	17	23	12
c.	Der er billigere boliger på landet	7	2	11
d.	Man kan selv dyrke grønsager og blomster på landet	8	8	14
e.	På landet kan jeg tæt på min familie og mine venner	3	8	1
f.	Der er mange penge at spare ved, at man på landet hjælper hinanden med mange praktiske ting	1	1	0
g.	På landet kan man finde stilhed og ro	33	34	39
h.	På landet kan man bo tæt på smuk og spændende natur	55	52	58
i.	I de fleste landkommuner betaler man mindre i skat end i byerne	4	2	3
j.	Jeg har lettere ved at finde egnet arbejde på landet end i byerne	0	0	0
k.	Børn har alt i alt bedst af at vokse op på landet	6	6	11
l.	Ældreboligerne på landet byder på et bedre miljø end tilsvarende boliger i byerne	1	0	1
m.	Jeg har boet mange år på landet og vil gerne igen bo mange år på landet	2	5	1
n.	Skolerne på landet giver børn i folkeskolealderen større værdier end skolerne i byerne	2	2	3
	Andre svar	21	34	18
	Ingen fordel (udtrykkeligt)	6	1	1

Blandt de fordele, de adspurgte opfatter ved at bo på landet, vejer kvaliteter som ”god plads”, ”frisk luft”, ”smuk og spændende natur” samt ”stilhed og ro” tungest. ”At komme hinanden mere ved”, ”at bo billigere”, ”at spare i skat” og ”at det er bedst for børnene” langt nede på prioriteringsstigen. For folk på landet og for folk, der gerne vil bo på landet, må det derfor vurderes, at naturen og landskabet spiller en meget vigtig rolle.

3. Danmarks Naturfredningsforening 1997

I 1997 udgav Danmarks Naturfredningsforening en 5-punktsplan for beskyttelse af Danmarks natur (3). Heri gengav DN en række resultater fra undersøgelser foretaget af Gallup, Teknologirådet og Forskningscentret for Skov & Landskab. Ifølge Danmarks Naturfredningsforening kunne man på denne baggrund således sige, at (3):

- 91% af befolkningen besøger skoven mindst én gang om året.
- 90% af befolkningen mener, at samfundet skal stille krav til landbruget, så natur og miljø ikke forringes.
- 89% af befolkningen synes, at Danmark skal gøre en særlig indsats for at beskytte truede dyr og planter.
- 84% af borgerne mener, at vi bør beskytte vandet mod forurening, blandt andet gennem en begrænsning af brugen af gødning og pesticider.
- 81% af befolkningen mener, at der skal være skrappe regler for at opstille reklameskilte og telemaster samt bygge virksomheder og hoteller i det danske landskab.

De høje procenttal koblet sammen med de budskaber, der ligger i besvarelserne, indikerer et billede af, at mange danskere ønsker en udvikling, der sikrer beskyttelsen af natur, landskab og miljø.

4. Vilstrup 1997

Vilstrup Research (4) gennemførte i 1997 en undersøgelse ”For og imod sprøjtegifte”, hvor man via interviews stillede 1.017 personer en række spørgsmål (se tabel 2).

Tabel 2. For og imod sprøjtegifte (4)

Spørgsmål	%		
	ja	nej	ved ikke
Er det acceptabelt, at landbrugets økonomiske resultat bliver mærkbart ringere som følge af nedsat brug af sprøjtemidler?	44	42	14
Skal dansk grundvandspolitik bygge på, at korrekt brug af sprøjtemidler ikke har nogen betydende effekt på grundvandet?	59	28	13
Skal landbruget nedsætte brugen af sprøjtemidler på al landbrugsjord – mod økonomisk kompensation?	69	22	9
Skal landbruget helt holde op med at bruge sprøjtemidler – mod økonomisk kompensation?	41	47	12
Bør Danmark arbejde hen imod en omlægning til økologisk landbrug, dvs. uden brug af sprøjtemidler og med nedsat forbrug af gødning?	64*	20*	3

* 12% af besvarelserne signalerede ”delvis omlægning til økologisk landbrug”.

Det ser ud som om, at mange danskere - under forudsætning af økonomisk kompensation til landmændene - gerne ser en omlægning af landbrugets driftsformer fra et højere niveau, hvad angår brugen af sprøjtemidler, til et lavere niveau eller slet ingen anvendelse af pesticider.

Undersøgelsen her fokuserer på grundvand/drikkevand og siger således ikke specifikt noget om natur eller landskab. Men det kan næppe udelukkes, at en del af de adspurgte også ser fordele for naturen af reduceret brug eller ophør med brug af pesticider, og ved omlægning til økologisk drift.

5. Naturrådet 1999

Gallup gennemførte i 1999 for Naturrådet en undersøgelse ”Hvad mener befolkningen?” (5). 709 repræsentativt udvalgte personer over 18 år besvarede via interviews en række spørgsmål inden for tre temaer, der præsenteres herunder.

Tema 1: Naturoplevelser og adgang

- 90% mener, at naturoplevelser i skov- og kystlandskaber har stor eller meget stor betydning.
- 83% er generelt tilfredse med adgangen til landbrugslandet.
- 74% mener, at naturoplevelser også i landbrugslandskabet har stor eller meget stor betydning.

Tema 2: Landbrugets hensyntagen til natur og miljø

- 74% mener, at Danmark skal være førende i EU inden for natur- og miljøvenligt landbrug.
- 54% mener, at skovbruget er den sektor, hvor natur- og miljøbeskyttelsen er højest prioriteret.
- 38% mener, at landbruget i høj grad tager hensyn til natur og miljø.
- 27% mener, at landbruget kun i ringe grad tager hensyn til natur og miljø.

- 45% mener, at beskyttelsen af drikkevand inden for landbruget er den vigtigste natur- og miljøindsats de kommende år. På en skala fra 1-5, hvor "1" er vigtigst og "5" er laveste prioritering, prioriteres fem foreslåede indsatsområder således:
 1. Beskyttelse af drikkevand.
 2. Begrænsning af brugen af pesticider.
 3. Forbedring af vandmiljøet.
 4. Forbedring af dyrevelfærd.
 5. Forbedring af levevilkår for det vilde plante- og dyreliv.

Her udtrykkes en prioritering, hvor vandmiljøet generelt, herunder specielt pesticidpåvirkningen, er det område, de adspurgte tillægger størst vægt.

Tema 3: Landbrug og politik/økonomi

- 84% mener, at landbrugets støtte fra det offentlige skal gives på betingelse af overholdelse af fastsatte krav på natur- og miljøområdet.
- 74% mener, at ud over ejeren til jorden er det de danske myndigheder, der skal have medbestemmelse over landbrugets påvirkning af natur og miljø.
- 70% mener, at mere end 20% af landbrugsstøtten bør være natur- og miljøbettinget.
- 65% mener ikke, at de har tilstrækkelig indflydelse på landbrugets påvirkning af natur og miljø.
- Mere end 50% mener, at det især er samfundets opgave at betale for natur- og miljøbeskyttelsen i landbrugslandet.

Naturrådet siger i sin sammenfatning (5), at undersøgelsen viser bred folkelig opbakning til at gennemføre en landbrugspolitik, som i øget omfang integrerer hensyn til natur og miljø.

6. Friluftsliv i landskabet

I 1999 udgav Forskningscentret for Skov & Landskab og Skov- og Naturstyrelsen en publikation (6), der på baggrund af flere undersøgelser (7),(8) blandt knap 6.000 repræsentativt udvalgte personer over 15 år (svarprocent 86-91) kunne konkludere, at:

- 96% af alle voksne kommer ud i naturen mindst én gang om året.
- 75% har været i naturen inden for de sidste 14 dage.
- Godt 90% kommer i skovene eller på strandene på en kortere eller længere tur mindst én gang om året.
- 67% har været i skoven på deres seneste tur.
- 48% har været ved stranden på deres seneste tur.
- 34% har været ude ved markerne på deres seneste tur.
- 22% har været nede ved en sø på deres seneste tur.

Af undersøgelserne fremgår det videre, at de voksne i Danmark tilsammen aflægger ca. 75 millioner besøg i landskabet hvert år (når man lægger tallene sammen giver det mere end 75 mio., hvilket skyldes, at vi som regel besøger flere typer områder på samme tur) (6):

- 50 millioner af besøgene går til skove.
- 36 millioner af besøgene går til strande v/kysten.
- 25 millioner af besøgene går til marker.
- 16 millioner af besøgene går til søer.
- I gennemsnit kommer vi i skoven ca. 38 gange om året. "Median-danskeren" kommer i skoven 10 gange om året.
- Landskabet tiltrækker en betydelig større del af befolkningen end for eksempel biblioteker, kunst-udstillinger og sportspladser.

Undersøgelserne (6) fortæller også, at vi først og fremmest kommer for at gå en tur og opleve naturen:

- 67% af de besøgende går tur.
- Næsten lige så mange siger, de oplever landskabet.
- 10-15% er beskæftiget med at studere naturen, cykle en tur, bade/tage solbad eller spise.
- 63% af besøgene varer typisk 1-2 timer.
- Ca. 10% af besøgene varer ½ time eller mindre.

Forskerne har i kraft af den såkaldte "eksperimental-metode" udviklet ved Projekt Skov og Folk (6),(8) undersøgt, hvad vi helst vil møde/have, og hvad vi helst ikke vil møde/have på en tur i skoven. Resultatet ser i prioriteret rækkefølge således ud ("1"- "10" i den positive ende af spektret er det, vi helst vil møde/have; "90"- "100" i den negative ende af spektret er det, vi helst ikke vil møde/have):

1. *Stilhed*
2. *Et rådyr*
3. *En sø*
4. *Et vandløb*
5. *Et egern*
6. *Anemoner*

..

50. *Et bålsted med brænde*

..

96. *En militærøvelse*

97. *En knallertkører*

98.10 *bilister*

99. *En bunke affald*

100. *10 knallertkørere.*

Stilhed og naturoplevelser ser også ifølge disse undersøgelser (6),(8) ud til at være de højst prioriterede ønsker hos de adspurgte.

Forskningscentrets undersøgelser giver mulighed for at se på udviklingen i befolkningens (skov-) præferencer fra 1970'erne til 1990'erne. Det kan her eksempelvis nævnes, at brugen af pesticider og kunstgødning i skovbruget i dag vurderes mere negativt end for godt 20 år siden. Undersøgelserne (6),(7) behandler også de adspurgte danskeres syn på en række spørgsmål i relation til eksempelvis adgangsregler og -muligheder, informationer, miljøkampagner (eksempelvis "Blå Flag"), skovrejsning m.v.

Det kan endelig nævnes, at på et spørgsmål om afvejning mellem naturområder og beskæftigelse angiver godt 80%, at "naturværdier skal bevares, selvom det i nogle tilfælde vil komme til at koste arbejdspladser", mens knap 20% bedre kan stå inde for, at "der skal skabes flere arbejdspladser, selvom det i nogle tilfælde vil kunne komme til at skade naturværdierne".

7. De grønne områder og sundheden

Forskningscentret for Skov & Landskab har gennemført en omfattende dokumentation af, at de grønne områder, herunder skovene og det åbne land, har betydning for vores trivsel (9). Man har gennem spørgeskemaundersøgelsen "Byens parker og grønne områder" fra 2.614 personer og 1.355 institutioner og foreninger i 6 større danske byer fået svar på en række spørgsmål. Blandt undersøgelsens resultater skal nævnes (9):

- Det er vigtigt for folk er at få frisk luft, opleve naturen og være i det fri med familie og venner.

- De flittigst besøgende er børneinstitutioner, skoler, idrætsforeninger og friluftsföreninger.
- Institutionerne efterspørger især at opleve naturen, årstidernes skiften, frisk luft, vejret m.m.

Forskningscentrets dokumentation (9) fremdrager tillige en række forskningsresultater fra andre (især udenlandske) undersøgelser:

- Flere undersøgelser peger på, at ophold i grønne områder øger modstandsdygtigheden over for sygdomme.
- Udeophold kan modvirke knogleskørhed, justere menneskets biologiske ur og forbedre søvnkvaliteten.
- Selv kortvarig kontakt med natur og grønne områder kan afhjælpe stress-påvirkning af kroppen.
- Ophold i naturen giver sansesystemet mulighed for at slappe af og opbygge ny energi.
- Natur og grønne områder spiller en vigtig rolle i menneskets opbygning af sin identitet.
- Udendørs oplevelser i barndommen hænger ved livet igennem, fordi oplevelser i det fri er nemmere at huske end så meget andet.
- Jo mere natur, der er adgang til, jo flere udeaktiviteter foregår der.
- De grønne områder søger man hen i, når man har brug for at tænke sig om og bruger dem som tilflugtssted, når man er stresset eller i dårligt humør.
- De grønne områder spiller en rolle for livskvaliteten i al almindelighed.
- Adgang til natur er et vigtigt element både for tilfredsheden med samfundet og med boligområdet.
- Der er en sammenhæng mellem livskvalitet og tilfredsheden med naturen i lokalmiljøet.

Forskningscentrets egen undersøgelse og de mange resultater fra forskellige andre undersøgelser, som forskningscentret refererer til, viser en generel sammenhæng mellem adgang til natur og menneskers trivsel og sundhed.

8. Institut for Konjunktur-analyse

Institut for Konjunktur-analyse (IFKA) har i 1999 udgivet analysen "Danskerne 2000" og her blandt andet set på danskernes miljøbevidsthed (10). Instituttet når gennem interviews med 600 repræsentativt udvalgte danskere i 1997 frem til følgende resultater:

- 85% af danskerne er særligt bekymrede for forurening af drikkevandet.
- 74% af danskerne er bekymrede for medicinrester i fødevarer.
- 66% af danskerne er særligt bekymrede for iltsvind i vandløb, søer og fjorde.

Tabel 3. Danskernes bekymringer 1999 (13).

Samfundsproblem	Graden af bekymring i %. Alle = 100%			
	Meget	En del	Kun lidt	Slet ikke
Vold & kriminalitet	54	28	14	4
Ventelister på hospitaler	52	28	13	7
Ældres vilkår i samfundet	42	27	23	8
Forurening	41	32	21	6
Det høje skattetryk	28	24	27	21
Indvandrere og flygtninge	23	24	28	25
Arbejdsløshed	18	31	33	18
Undervisningen i folkeskolen	15	24	29	32
Betalingsbalancen	14	25	36	25
Inflation/prisstigninger	9	23	42	26

IFKA har i maj 1999 gennem interviews af 600 repræsentativt udvalgte danskere over 15 år undersøgt, hvilke samfundsproblemer danskerne bekymrer sig om og i hvilken grad de bekymrer sig (10).

41% bekymrer sig meget og 32% bekymrer sig en del om forurening. Danskernes bekymring om forurening overgås i undersøgelsen kun af bekymringer om vold og kriminalitet, om ventelister på hospitaler og om ældres vilkår i samfundet (10) (se tabel 3).

IFKA fastslår på baggrund af sine analyser endelig, at (11):

- Danskernes fokus er ændret fra katastrofer i fjerne dele af verden til forhold tæt på os selv.
- Fokus er vendt fra problemer til løsninger, som vi er villige til at betale for.
- Et stort flertal i befolkningen mener, at samfundet bør afsætte flere penge til at sikre miljøet, selv om vi godt ved, hvor regningen ender.

9. Specialarbejderforbundet i Danmarks (SID) medlemsundersøgelser

SID har gennemført en række medlemsundersøgelser, hvor man har adspurgt repræsentative udsnit af SID's medlemmer. Her præsenteres fire eksempler på spørgsmål, svar og svarfordeling. Til en vis grad siger SID's resultater såvel noget om holdninger som om betalingsvillighed.

Tabel 1. Holdninger til miljøet (12)

De grønne afgifter på benzin bør sættes i vejret (%)						
	Helt uenig	Delvis uenig	Delvis enig	Helt enig	Ved ikke	Opinionsbalance
8/1999	60	16	10	15	0	+51
2/2000	64	14	13	9	1	+56
10/2000	81	7	7	5	1	+76

1999 N=1307; 2/2000 N=1164; 10/2000 N=1082;

Tabel 2. Holdninger til miljøet (12)

Om nødvendigt må hensynet til miljøet gå forud for hensynet til arbejdspladser (%)						
	Helt uenig	Delvis uenig	Delvis enig	Helt enig	Ved ikke	Opinionsbalance
8/1999	12	14	26	48	0	-48
2/2000	10	17	30	41	2	-44

1999 N=1261; 2000 N=1164;

Tabel 3. Holdninger til miljøet (12)

Indsatsen for at forbedre miljøet må ikke gå så vidt, at den skader erhvervslivets konkurrenceevne overfor udlandet (%)						
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--	--	--	--	--	--

	Helt uenig	Delvis uenig	Delvis enig	Helt enig	Ved ikke	Opinionsbalance
8/1999	19	19	28	35	0	-25
2/2000	14	22	29	32	3	-25

8/1999 N=1252; 2/2000 N=1164;

Tabel 4. Holdninger til miljøet (12)

Jeg køber som regel økologisk, også selv om det koster lidt mere (%)						
	Helt uenig	Delvis uenig	Delvis enig	Helt enig	Ved ikke	Opinionsbalance

8/1999	48	12	19	21	0	+20
2/2000	44	15	19	22	0	+18

8/1999 N=1316; 2/2000 N=1164;

10. Referencer

1. Torben Bager og Villy Søgård (1994). Landbruget og miljøet. Sydjysk Universitets Center.
2. Indenrigsministeriet (1997). Landdistriktsredegørelse 1997.
3. Danmarks Naturfredningsforening (1997). Vores land – 5-punktsplan for beskyttelse af Danmarks natur.
4. Vilstrup Research (1997). For og imod sprøjtegifte. Politikken 16. februar 1997.
5. Gallup (1999). Hvad mener befolkningen? I Naturrådet (1999). Natur og Landbrug. Temarapport nr. 1.
6. Tilde Tvedt & Frank Søndergaard Jensen (1999). Friluftsliv i landskabet. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen & Forskningscenter for Skov og Landskab.
7. Frank Søndergaard Jensen (1998). Friluftsliv i det åbne land 1994/95. Forskningsserien nr. 25. Forskningscentret for Skov & Landskab.
8. Frank Søndergaard Jensen & Niels Elers Koch (1997). Friluftsliv i skovene 1976/77 – 1993/94. Forskningsserien nr. 20. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole & Forskningscentret for Skov & Landskab.
9. Stine Holm og Tilde Tvedt (1998). De grønne områder og sundheden. Forskningscenter for Skov og landskab.
10. Jørn Tulstrup, Conny Bauer, Sebastian Levine og Lasse Hjorth Madsen (1999). Danskerne 2000. På vej mod et nyt årtusinde. Institut for Konjunktur-Analyse.
11. Jørn Tulstrup (2000). Danskerne 2000. Institut for Konjunktur-Analyse. Her citeret fra Miljø-Danmark, februar 2000.
12. Specialarbejderforbundet i Danmark (2000). Holdninger til miljøet. Medlemsundersøgelser. Tabellerne 25, 27, 28 og 29.

BILAG 5

Bilaget er udarbejdet af Naturrådet og er ikke udtryk for en enig opfattelse i Wilhjelmudvalgets arbejdsgruppe vedrørende økonomi og velfærd. Bilaget har ikke været behandlet i arbejdsgruppen og er således alene Naturrådets ansvar.