

**DEN KGL. VETERINÆR- OG LANDBOHØJSKOLE**  
Institut for økonomi, skov og landskab, Sektion for økonomi  
Rolighedsvej 25C  
DK-1958 Frederiksberg C

22. oktober 2003

## **OPGØRELSE AF NATURVÆRDIER I PENGE**

**ALEX DUBGAARD**

Wilhelmudvalgets konference om Natur, velfærd og økonomi, Landstingssalen-  
Christiansborg, 16. januar 2001

## INDLEDNING

Formålet med økonomisk værdisætning er at levere information til den politiske og administrative beslutningsproces om styrken af borgernes præferencer for miljøgoder m.m. – målt som hypotetisk betalingsvilje for disse goder. Økonomisk værdisætning opgør miljøværdier m.v. i monetære enheder. Det skyldes ikke, at penge anses for værdifulde i sig selv – eller at et gode først betragtes som værdifuldt, når det er opgjort i penge. Penge fungerer som universel værdimålestok for markedsomsatte goder. Hvis et miljøgode kan opgøres i penge, er det muligt at sammenholde den samfundsmæssige værdi af godet med omkostningerne ved at frembringe eller bevare det. Denne form for økonomisk effektivitetsopgørelse (cost-benefit analyse) er det primære formål med økonomisk værdisætning.

Dette oplæg er et sammendrag af en udredning, der er udført som led i *Wilhelmudvalgets* arbejde med at tilvejebringe et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse.<sup>1</sup> Udredningens formål er at: (a) belyse det velfærdsøkonomiske teorigrundlag for værdisætning af biologisk mangfoldighed; (b) gennemgå den internationale litteratur og de empiriske resultater af internationale og nationale værdisætningsstudier vedr. biologisk mangfoldighed; og (c) undersøge mulighederne for at kvantificere den økonomiske værdi af danske projekter til bevarelse/forøgelse af den biologiske mangfoldighed gennem overførsel af værdisætningsestimater (*benefit transfer*) fra værdisætningsundersøgelser i sammenlignelige lande.

I det følgende resumeres det teoretiske grundlag for økonomisk værdisætning, herunder de videnskabelige og filosofiske kontroverser som anvendelsen af økonomisk værdisætning har givet anledning til. Egentlige værdisætningsundersøgelser ligger uden for de økonomiske og tidsmæssige rammer for udredningsarbejdet. Men ved overførsel af værdisætningsestimater (*benefit transfer*) fra en række værdisætningsundersøgelser i UK er der gennemregnet en række eksempler til illustration af den økonomiske værdi af danske naturprojekter. Det drejer sig om følgende tre cases: Drastrup-projektet: (1) skovrejsning og naturgenopretning; (2) Skjern Å-projektet; og (3) et scenarie vedr. forøgelse af biodiversiteten i de danske nåletræplantager. I slutningen af dette resume vises gennemgås resultaterne af Drastrup-analysen.

## HISTORISK BAGGRUND

Værdisætning af miljøgoder er blevet praktiseret siden 1950'erne. Gennem de sidste to årtier har der været en omfattende metodeudvikling på dette område, og der er efterhånden gennemført en lang række empiriske undersøgelser. Målt på antallet af publikationer er området i dag et af de hurtigst voksende inden for miljøøkonomien (se Sterner & van den Bergh, 1998). I boksen nedenfor ses de vigtigste trin i metodeudviklingen inden for økonomisk værdisætning. USA er førende på området, og her indgår økonomisk værdisætning direkte i den miljøpolitiske beslutningsproces (se U.S. EPA, 2000). Som det fremgår af bilag I, har stigende krav om økonomiske efficiensanalyser i den amerikanske miljølovgivning været en væsentlig drivkraft bag udviklingen af værdisætningsmetoder i det hele taget. Også i en række europæiske lande som UK, Holland, Norge og Sverige arbejdes der i betydeligt omfang med økonomisk værdisætning. I UK indgår forskellige værdisætningsmetoder blandt de analyseværktøjer, der anbefales af miljømyndighederne (se U.K. Treasury, 2000). Hidtil har værdisætning af miljøgoder ikke spillet nogen større rolle for tilrettelæggelsen af Danmarks miljøpolitik. Der kan dog spores en voksende interesse for området. Fx besluttede Bicheludvalget,

---

<sup>1</sup> Alex Dubgaard, Mikkel F. Kallesøe, Mads L. Petersen, Camilla K. Damgaard & Emil H. Erichsen: Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Udredning til Skov- og Naturstyrelsen i forbindelse med Wilhelmudvalgets arbejde med at frembringe et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Institut for Økonomi, Skov og Landskab, KVL. April 2001.

der for 1-2 år siden vurderede den danske pesticidpolitik, at der skulle foretages undersøgelser af mulighederne for at opgøre den økonomiske værdi af de miljøforbedringer, som et pesticidstop ville give anledning til, og flere styrelser er for tiden i gang med at undersøge perspektiverne i at inddrage økonomisk værdisætning i planlægnings- og politikevalueringsprocessen.

### **Udviklingen af økonomiske værdisætningsmetoder**

#### **1940'erne**

Harold Hotelling lancerer ideen til *rejseomkostningsmetoden*.

#### **1950'erne og -60'erne**

*Rejseomkostningsmetoden* kommer i anvendelse.

#### **1970'erne**

*Hedonisk værdisætning* (huspriser m.v.) og den *betingede værdisætningsmetode* tages i brug.

#### **1980'erne**

Den betingede værdisætningsmetode gennemgår betydelig metodeudvikling. Stærk vækst i brugen som følge af amerikansk miljølovgivning.

#### **1990'erne**

Videnskabelig kontrovers om den betingede værdisætningsmetode. *Choice experiments* (baseret på teknikker fra bl.a. markedsanalyse) kommer i brug. Stigende interesse for udvikling af benefit transfer metoder.

### **FORMÅLET MED ØKONOMISK VÆRDISÆTNING AF MILJØGODER**

Den økonomiske teori, der benyttes til analyse af samfundets ressourceanvendelse, betegnes som *neoklassiske velfærdsøkonomi*. Neoklassisk økonomi er den generelle betegnelse for hovedstrømmingen inden for den markedsorienterede økonomiske teori siden slutningen af atten hundredetallet. De centrale antagelser er, at det enkelte individ/forbruger bedst selv kan afgøre, hvad der er godt for den pågældende - deraf begrebet forbrugersuverænitet - samt at fuldkomne markeder kan sikre en optimal anvendelse af samfundets ressourcer. Begrebet *velfærdsøkonomi* relaterer sig ikke til det socialpolitiske begreb velfærdsstaten, men til kriterier for optimal ressourceanvendelse. Der er tale om en *normativ* økonomisk teori, hvor det etiske grundlag er, at samfundets begrænsede ressourcer bør anvendes så effektivt som muligt med henblik på optimering af den samfundsmæssige velfærd.

Den økonomiske aktivitet i samfundet medfører udledning af forurenende stoffer - i forbindelse med både produktion og forbrug - samt andre former for miljøbelastning. Disse belastningsfaktorer påvirker miljøtilstanden i form af forringet luft- og vandkvalitet, tab af biodiversitet og æstetiske værdier m.m. I neoklassisk økonomi er det som nævnt en central antagelse, at effektive markeder allokere ressourcer effektivt - dvs. i overensstemmelse med forbrugernes præferencer og med den bedst mulige udnyttelse af samfundets begrænsede ressourcer. For ikke-markedsomsatte goder, herunder de fleste miljøydelse, eksisterer der ingen priser, som kan signalere forbrugerpræferencer og relativ knaphed til økonomiens forskellige beslutningstagere. Prismekanismen leverer altså ikke incitamenter til at

udnytte sådanne ressourcer efficient. Derfor er en eller anden form politisk regulering påkrævet for miljøområdet.

Sammenhængen mellem miljøbelastning og ændring i miljøtilstanden kan beskrives ved anvendelse af fysisk-biologiske modeller, der principielt er i stand til at vise, hvor meget miljøbelastningen skal begrænses for at sikre en given miljøkvalitet. Som regel træffes miljøpolitiske beslutninger på grundlag af sådanne fysisk-biologiske analyser - suppleret med skøn over de samfundsmæssige omkostninger som diverse miljøindgreb og -foranstaltninger vil medføre. Men dette er ifølge velfærdsøkonomisk tankegang et politisk *short-cut*. Naturvidenskaben kan levere oplysninger om effekten af menneskelige aktiviteter på luft, vand økosystemer osv. Men naturvidenskabelige resultater fortæller ikke, hvordan man bør afveje miljømæssige benefits over for andre goder. Det, man sammenligner, er inkommensurable størrelser, dvs. fysisk-biologiske variable på den ene side og økonomiske størrelser opgjort i monetære enheder på den anden. Så selvom miljøpolitikens omkostninger (som regel) inddrages i beslutningsprocessen, er der ikke noget sammenligneligt mål for værdien af de miljøforbedringer, som indsatsen giver anledning til. Man har derfor ikke et økonomisk grundlag for at afgøre, om samfundet ville have været bedre stillet ved en større eller en mindre ressourceindsats på miljøområdet. En besvarelse af dette spørgsmål kræver, at omkostninger og benefits måles i samme værdienhed – det vil i praksis sige penge. Formålet med økonomisk værdisætning af miljøgoder er at opgøre miljøværdier i en monetær måleenhed, som gør det muligt at afveje fordele og omkostninger ved miljøindgreb mod hinanden – på samme måde som prismekanismen på markedet sender signaler til producenterne, som bevirker at de må tage hensyn til forbrugernes ønsker.

I løbet af det tyvende århundredes første halvdel blev der udviklet metoder til velfærdsøkonomisk vurdering af offentlige investeringsprojekters fordelagtighed for samfundet. Disse metoder betegnes i dag som *cost-benefit analyse*. Anvendelsen af cost-benefit analyse var indtil for 2-3 årtier siden forbeholdt udgiftskrævende politiske tiltag, først og fremmest større infrastrukturinvesteringer. Omkostningerne 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 i tidsbesparelser og reducerede transportomkostninger, der også ret let kunne værdisættes ud fra markedspriser. Tab af miljøgoder var der indtil for nylig ikke tradition for at indregne - i det mindste ikke i økonomiske størrelser. Med den manglende monetarisering af miljøværdier er der risiko for, at beslutningstagerne betragter miljøgoder som gratis i samfundsmæssig forstand. Som nævnt har den stigende opmærksomhed på miljøspørgsmål i løbet af de sidste 3-4 årtier ført til udvikling af analysemetoder til økonomisk værdisætning af ikke-markedsomsatte goder. Formålet er ikke at tildele alle gratis-goder en pris, som folk skal betale. Hensigten med økonomisk værdisætning er, at miljøhensyn skal kunne indgå i samfundsmæssig projektvurdering (cost-benefit analyser) på linje med markedsgoder

Økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse giver altså i *princippet* svar på, hvad der samfundsmæssigt *bør* gøres på miljøområdet. De anvendte metoder hviler imidlertid på etiske og politiske forudsætninger, der langt fra er ukontroversielle. Et afgørende spørgsmål er, i hvilket omfang det er etisk acceptabelt at reducere miljøets mange forskellige funktioner og facetter til monetære enheders endimensionale værdimål. Vi vil i det følgende se nærmere på de værdikategorier og etiske antagelser, som velfærdsøkonomien opererer med i relation til natur- og miljøværdier.

### **Det økonomiske gode- og værdibegreb**

En ofte fremført kritik mod økonomisk værdisætning er, at ikke alt der har værdi - som fx kærlighed og overholdelse af menneskerettigheder m.v. - kan eller bør opgøres i penge. Denne holdning er ikke grundlæggende i modstrid med velfærdsøkonomiens godebegreb. Om det giver mening at værdisætte et gode *økonomisk* afhænger dels af, om der er tale om et knapt gode i økonomisk for-

stand, dels af om det samfundsmæssigt anses for etisk og politisk acceptabelt at foretage afvejninger (substituere) mellem det betragtede gode og andre (økonomiske) goder.

Velfærdsøkonomisk begrundes værdi med *individuelle præferencer* for diverse goder, markedsomsatte såvel som ikke-markedsomsatte, og viljen til at *substituere* mellem disse (se fx Freeman, 1993). Man måler værdien af en enhed af et givet gode som den mængde af et andet (universelt) gode, individet er parat til at opgive til gengæld for en (ekstra) enhed af det betragtede gode. Det universelle gode, der benyttes som værdimåler, er som regel penge. Det skyldes som nævnt ikke, at penge har værdi i sig selv, men at penge som generelt transaktionsmiddel er en måleenhed for værdien af de mange forskellige reale goder, der indgår i forbrug og produktion. Substitution mellem goder er altså en forudsætning for opgørelse af værdi i velfærdsøkonomisk betydning, men hvilke goder, folk betragter som substituerbare eller ”omsættelige”, er etisk bestemt. Fx er der næppe mange, som vil acceptere handel med menneskelige organer, selvom det måske kunne give betydelige gevinster ud fra en ren nyttekalkule. Den *nytteetiske* tankegang, som økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse har rod i, støder her an mod andre (deontologiske) etikker som rettighedsetik og pligtetik. Spørgsmålet er ikke, hvad man foretrækker, men hvad man *skal* eller *ikke må* - ifølge et etisk princip.

De fleste økonomer vil afvise, at det giver mening at opgøre naturens absolutte eller totale værdi. Naturen er en forudsætning for den menneskelige eksistens, som vi kender den. På det niveau giver substitution derfor ingen mening - naturens *absolutte* værdi bliver uendelig stor. Det økonomisk værdisætning beskæftiger sig med er *marginale* ændringer i natur- eller miljøkvaliteten. Hvad, der kan betragtes som marginale ændringer, afhænger bl.a. af fysisk-biologiske antagelser om naturens tålegrænser og etisk bestemte opfattelser af, hvad mennesket kan tillade sig i relation til naturen.

Ud over etiske barrierer er der spørgsmålet om hvilke goder, det giver mening at værdisætte økonomisk. I økonomisk teori skelner man mellem *frie* goder og *knappe* goder. 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/gratis goder. Det gælder imidlertid ikke i tætbefolkede områder, hvor atmosfæren og vandmiljøet også bruges til bortskaffelse af en betydelig mængde affaldsstoffer. At sikre mennesker ren luft og rent vand her koster knappe ressourcer med alternative anvendelser - enten direkte i form af renseforanstaltninger eller indirekte i form af alternativomkostninger ved begrænsning af den økonomiske aktivitet. At den luft, vi indånder, ikke er et markedsomsat gode, er uden betydning for ræsonnementet. Det er som sagt ikke penge eller priser, der repræsenterer værdi i velfærdsøkonomisk forstand, men derimod tilfredsstillelsen af borgernes præferencer for diverse goder. Økonomisk værdisætning er derfor kun relevant for *ikke-prissatte* goder, der - på grund af deres knaphed - *ikke* kan betragtes som *gratis* i samfundsmæssig forstand.

### Værdimål

Velfærdsøkonomisk er et godes værdi ikke (nødvendigvis) identisk med godets pris. Værdien af ændringer i et godes mængde eller kvalitet opgøres i velfærdsmål, typisk en variant af *konsumentoverskuddet*. Begrebet konsumentoverskud tager udgangspunkt i det forhold, at man som forbruger ofte ville have været villig til at betale et større beløb for den forbrugte mængde af et bestemt gode, end det beløb man faktisk betaler - snarere end at undvære det pågældende forbrug. Vi kan som eksempel tage en bro, hvor trafikanterne betaler for at passere og derved skaber en omsætning af en vis størrelse. Beløbet, som brokonsortiet på den måde indtjener, vil typisk være mindre end den samfundsmæssige værdi af broens ydelser i velfærdsøkonomisk forstand. Det skyldes, at trafikanternes marginalnytte ved en hel del af de passager, der foretages, overstiger brotaksten. Betaler man fx 200 kr. for at passere en bro, men først ville have fravalgt passage ved 250 kr., så har transaktionen givet et konsument-

overskud på 50 kr. I en cost-benefit analyse opgøres værdien af de samlede benefits ved broen som indtægterne i form af bropenge plus summen af de enkelte trafikanters konsumentoverskud. Det er dette beløb – og ikke indbetalingerne – der skal sammenholdes med de samfundsmæssige omkostninger ved at frembringe godet. En offentlig investering kan derfor godt være fordelagtig samfundsmæssigt set, selvom brugerbetalingerne ikke står mål med omkostningerne – uden dermed at påstå at underskudsgivende broer nødvendigvis er gode samfundsinvesteringer.

Betragter vi et skovrejsningsprojekt, er tankegangen principielt den samme. Her betaler publikum ikke for adgang, så de samfundsmæssige benefits i forbindelse med friluftsliv udgøres af brugernes konsumentoverskud. Ideen med værdisætning er derfor at ”afsløre”, hvad hver enkelt bruger maksimalt ville have været villig til at betale for at få mulighed for at bruge den nye skov, snarere end at undvære skovrejsningsprojektet. De samlede benefits i forbindelse med friluftsliv i skoven opgøres som summen af brugernes konsumentoverskud. Denne værdi skal ifølge velfærdsøkonomisk tankegang indgå på linje med indtægterne fra salg af træ og andre markedsgoder i en cost-benefit kalkule, hvor omkostninger og indtægter/benefits afvejes mod hinanden for at vurdere projektets samfundsmæssige fordelagtighed.

Parallelt til begrebet konsumentoverskud findes der velfærds mål i form af producentoverskud. I nærværende sammenhæng er de mest relevante producentoverskudsmål ressourcerente og jordrente. Ressourcerenten er det beløb, der er tilbage, når salgsværdien af det producerede fratrækkes alle omkostninger i forbindelse med udnyttelsen af ressourcen – fx fiskebestande mineralforekomster o.l. Den ressourcerente, der opnås ved udnyttelse af jord til landbrug og skovbrug m.v., betegnes normalt som *jordrenten*. Jordrenten udgøres af differencen mellem afgrødens værdi og de samlede omkostninger ved dyrkning af jorden – dvs. udsæd, gødning og kemikalier m.v. samt arbejdsafłønning, afskrivninger og forrentning af maskiner og udstyr. Jord- eller ressourcerenten er altså ikke det samme som værditilvæksten i produktionen (dvs. den samlede aflønning af produktionsfaktorerne arbejdskraft, kapital og jord) eller profitten (dvs. nettoafkastet til den investerede kapital). Det er den rene aflønning af den naturressource, der indgår i produktionen – efter at *alle* andre involverede ressourcer, herunder kapital investeret i maskiner og udstyr, er aflønnet svarende til de pågældende produktionsfaktoreres værdi i bedste alternative anvendelse. Principielt svarer jordrenten til den forpagtningsafgift, der kan betales for jord af en given bonitet. Jordens økonomiske værdi kan man – ligeledes i princippet - opgøre som nutidsværdien af den forventede (årilige) jordrente i al fremtid tilbagediskonteret med den relevante rentefod. I cost-benefit analyser af naturgenopretningsprojekter o.l. beregnes det samfundsmæssige afkast til det anvendte areal på samme måde. Her er det blot de årilige benefits i form af konsumentoverskud ved rekreativ anvendelse, øget biodiversitet, grundvandsbeskyttelse m.v., der udgør indtægtssiden.

Når velfærdsøkonomien udelukkende ser producentoverskuddet som udtryk for værdiskabelse på produktionssiden, så er der tale om en væsentlig indskrænkning af det, der traditionelt opfattes som økonomiske gevinster ved et projekt eller en økonomisk aktivitet. Fx er det almindeligt at anse den beskæftigelse, der skabes ved gennemførelse af et projekt, som et gode i sig selv. Man ser også eksempler på, at øget omsætning eller øget værditilvækst i turisterhvervene benyttes som mål for samfundsmæssige benefits ved større naturgenopretningsprojekter o.l. I velfærdsøkonomisk teori er anvendelse af arbejdskraft og kapital udtryk for omkostninger – og altså ikke benefits. Øget beskæftigelse eller øget økonomisk aktivitet betragtes derfor ikke som goder i sig selv. Grundsynspunktet er, at disse produktionsfaktorer normalt har alternative anvendelser. Øget beskæftigelse i fx turisterhvervene er alene en samfundsmæssig gevinst i det omfang, den arbejdskraft, der overføres fra anden beskæftigelse, opnår bedre aflønning og/eller bedre arbejdsforhold i den nye beskæftigelse. Kun i det omfang, et projekt reducerer arbejdsløsheden, kan man i en cost-benefit analyse tillade sig at betragte arbejdskraft som gratis i samfundsoekonomisk forstand.

### Miljøøkonomiske værdikategorier

Økonomisk værdisætning forudsætter et antropocentrisk natursyn, hvor værdien af miljøgoder og naturressourcer udelukkende er bestemt af menneskelige præferencer. Disse præferencer kan til gengæld være mangeartede. Overordnet kan den økonomiske værdi af biodiversitet opdeles i brugs-værdier, optionsværdi og ikke-brugsværdier:

- *Direkte brugsværdi* er den nytte individer eller virksomheder opnår ved direkte anvendelse af naturen, enten i form af personlig anvendelse (af fx rekreative områder), eller som produktionsfaktor (fx grundvand, fiskebestande m.m.).
- *Indirekte brugsværdi* dækker en bred vifte af miljøets positive økologiske egenskaber/tydelser. Det gælder bl.a. filtrering og nedbrydning af forurenende stoffer og skovens CO<sub>2</sub>-lagring.
- *Optionsværdi* defineres som værdien af at have *mulighed* for at benytte eksisterende miljøgoder, fx rekreative områder eller potentielle anvendelsesmuligheder for naturressourcer som følge af nye opdagelser eller uforudsete begivenheder.
- *Ikke-brugsværdier (non-use values)* er værdier, som mennesker tillægger naturgoder *uafhængigt af deres anvendelse*. Det kan dels være et udtryk for tilfredsstillelse ved bevidstheden om naturværdiers, fx arters, blotte eksistens (*eksistensværdi*), dels et ønske om at tage hensyn til kommende generationers velfærd (*testamentarisk værdi*).

Velfærdsøkonomiens antropocentriske natursyn skal altså ikke forstås som en tilgang, der udelukker moralsk begrundede hensyn til naturen. Hvad *eksistensværdi* udspringer af, kan være vanskeligt at fastslå, men mange ser det utvivlsomt som en moralsk forpligtelse at bevare arter og økosystemer. Det betyder ikke, at det velfærdsøkonomiske værdibegreb dermed inkorporerer miljøets *egenværdi* i biocentrisk forstand. Dyr og planter m.v. kan ikke indgå som agenter (selvstændige subjekter) i den velfærdsøkonomiske model. I velfærdsøkonomisk forstand er "miljøetiske" værdier et udtryk for menneskers opfattelse af moralske forpligtelser over for ikke-menneskelige eksistenser - og vilje til at ofre noget af hensyn til disses "velfærd". Eller - når det drejer sig om testamentariske værdier - en etisk forpligtelse over for kommende generationer.

### VÆRDISÆTNINGS- OG PRISSÆTNINGSMETODER

Der findes forskellige tilgange til monetariseringen af ikke-markedsgoder. Det drejer sig om hhv. præferencebaserede og ikke-præferencebaserede metoder.

De *præferencebaserede* metoder tager udgangspunkt i økonomiske *adfærdsrelationer* i form af efterspørgselsfunktioner eller marginale betalingsviljefunktioner. Dvs. den sammenhæng mellem pris og efterspurgt mængde, som man ville kunne iagttage, hvis godet blev omsat på et marked. Man prøver med andre ord at afsløre folks betalingsvilje (fx over skatten) for goder, som ikke har en markedspris. Den estimerede betalingsviljefunktion for et ikke-markedsgode afspejler individernes afvejning af det pågældende gode over for forbrug af markedsgoder. Værdien af en given miljøindsats udtrykkes gennem velfærds mål, opgjort som ændringer i konsumentoverskuddet som følge af kvalitets- eller mængdeændringer for det betragtede miljøgode. Vi kan som eksempel betragte foranstaltninger til begrænsning af grundvandsforurening. At værdisætte en sådan politik vil sige at afsløre, hvor meget folk maksimalt vil opgive af forbrugsmuligheder/indkomst for at sikre, at grundvandet overholder nærmere specificerede renhedsstandarder.

De *ikke-præferencebaserede* metoder kan betegnes som *prissætning*. Prissætningsmetoder tager ikke udgangspunkt i individernes økonomiske adfærd, men typisk i omkostningerne ved at realisere en given miljømålsætning. Ser vi igen på grundvandseksemplet, kan overholdelse af de politisk

vedtagne grænseværdier for nitrat og kemikalier prissættes til de samfundsmæssige omkostninger ved at begrænse forureningen til et niveau, der er foreneligt med renhedsmålsætningen. Omkostningsrelationer er naturligvis uhyre relevante, når en miljøpolitik skal vurderes. Men prissætningen viser ikke, om befolkningens betalingsvilje står mål med omkostningerne – eller om der evt. er betalingsvilje for en endnu større indsats. Prissætning kan derfor ikke besvare det grundlæggende spørgsmål om, hvordan samfundets knappe ressourcer *bør* allokeres mellem miljøhensyn på den ene side og opfyldelse af andre menneskelige behov på den anden.

### Prissætningsmetoder

De hyppigst anvendte metoder inden for prissætning omfatter følgende:

- *Alternativomkostningsmetoden*: Monetariserer en ikke-markedsmæssig miljøressources ydelser ud fra omkostningerne ved at sikre tilsvarende goder gennem alternative foranstaltninger. Fx kan ”prisen” på rent grundvand til drikkevandsforsyning opgøres som omkostningerne ved at rense forurenede grundvand for nitrat og div. kemikalier. Metoden fortæller ikke, om forbrugernes præferencer/betalingsvilje i relation til drikkevandets renhedsgrad er større eller mindre end omkostninger ved at overholde den givne standard.
- *Den førte miljøpolitik omkostninger*: Her prissættes et (bevaret) miljøgode ud fra de omkostninger, en given beskyttelsespolitik medfører. Fx kunne ”værdien” af den danske urfugl sættes til de omkostninger, det offentlige påtog sig til bevarelsesforanstaltninger. Heller ikke her behøver der at være overensstemmelse mellem størrelsen af de afholdte omkostninger og befolkningens betalingsvilje for alternative foranstaltninger til artens bevarelse.
- *Retableringsomkostninger*: Et miljøgodes pris kan sættes lig omkostningen ved tilvejebringelsen af et tilsvarende miljøgode et andet sted. Sløjfes et vandhul i forbindelse med et anlægsarbejde, kan det prissættes som omkostningerne ved at etablere et tilsvarende vandhul i et nærliggende område. Metoden er begrænset til miljøressourcer, som det er muligt at genskabe med nogenlunde identiske kvaliteter. Selvom det evt. er fysisk muligt, er det ikke givet, at den berørte befolknings betalingsvilje for godet står mål med retableringsomkostningerne.
- *Dosis-responsmetoden*: Adskiller sig fra ovenstående metoder ved at der indgår fysisk-biologisk funktionsbeskrivelse af sammenhængen mellem graden af miljøbelastning (dosis) og miljøeffekt (respons) - fx udledt fosformængde  $\Rightarrow$  eutrofiering af vandmiljøet  $\Rightarrow$  reduceret fiskebestand. Opgøres den økonomiske skadevirkning af varierende forureningsomfang som tabet af *producentoverskud/ressourcerente* i fiskeriet, er der tale om et velfærdsmål – og dermed værdisætning i velfærdsøkonomisk forstand. Da metoden benytter markedspriser til monetarisering af de fysisk-biologiske størrelser, er anvendelsesområdet begrænset til miljøpåvirkningers betydninger for produktionen af markedsgoder - såsom fisk, mens tab af fx rekreativ kvalitet ikke kan opgøres, medmindre der suppleres med præferencebaserede værdisætningsmetoder.

Som omtalt giver prissætning ikke nødvendigvis et velfærdsøkonomisk korrekt mål for den samfundsmæssige *værdi* af benefits ved miljøpolitiske tiltag. Men prissætningsmetoder er generelt lettere/billigere at anvende end præferencebaserede værdisætningsmetoder – og derfor ret udbredte. Prissætning skal dog ikke altid betragtes som en nødløsning. I visse tilfælde giver værdisætning ikke meget mening i en politisk sammenhæng. Et godt eksempel er Danmarks bestræbelser på at reducere udledningen af drivhusgasser. På globalt plan giver det (i princippet) mening at værdisætte de forventede skader som følge af drivhuseffekten. Men Danmarks bidrag til den globale drivhuseffekt er så lille, at en værdisætning af den *marginale effekt*, som Danmarks udledning af drivhusgasser har for *Danmark selv*, er uden mening. Man kan derimod sige, at Danmark med de indgåede klimaaftaler har påtaget sig en forpligtelse til at reducere sit udslip af drivhusgasser i nærmere be-



stemt omfang. Realisering af denne målsætning er forbundet med omkostninger, bl.a. i form af meromkostningerne ved produktion af grøn energi. Når et miljøprojekt, fx skovrejsning, som ”bi-produkt” bidrager positivt til opfyldelsen af Danmarks reduktionsforpligtelse, er det relevant at pris-sætte denne effekt som de samfundsmæssige omkostninger ved bedste alternative reduktionsform, fx udbygning af vindmøllekapaciteten til havs.

### Værdisætningsmetoder

Værdisætningsmetoder opdeles i direkte og indirekte metoder. For begge kategorier er der tale om estimation af efterspørgselsrelationer, som kan danne grundlag for beregning af velfærds-mål/konsumentoverskud.

**Indirekte værdisætningsmetoder** søger (typisk) at identificere folks betalingsvilje for ikke-markedsgoder gennem iagttagelse af deres efterspørgsel af markedsgoder, der er komplementære til "forbruget" af det betragtede ikke-markedsgode. Et oplagt eksempel på komplementaritet er udgifterne til transport i forbindelse med besøg i rekreative områder. Kravet om komplementaritet til et markedsgode betyder, at indirekte metoder kun kan anvendes til værdisætning af miljøgoders brugsværdi.

- *Rejseomkostningsmetoden* er blevet benyttet siden 1950'erne. Ved at sammenholde den relative besøghyppighed med de besøgendes transportafstand/-omkostninger til et rekreativt område estimeres en efterspørgselsfunktion for de rekreative muligheder, som området tilbyder. Ud fra den estimerede efterspørgselsfunktion beregnes de rekreative ydelsers økonomiske værdi som konsumentoverskuddet ved at benytte området.
- Den *hedoniske værdisætningsmetode* fokuserer på sammenhængen mellem miljøkvalitet og markedspriser. Den mest udbredte variant er *husprismetoden*, der måler betalingsviljen for miljøgoder ved at sammenholde husprisforskelle med variationen i diverse miljøvariable – så som afstand til rekreative områder, udsigt, støjbelastning osv.
- *Afværgeomkostningsmetoder* værdisætter miljøkvalitet ved at sammenholde husholdningers omkostninger til diverse beskyttelsesforanstaltninger med forureningsgraden i forskellige områder. Det kan fx være køb af drikkevand på flasker som funktion af vandværksvandets forureningsgrad, eller andre foranstaltninger til beskyttelse mod forurening.

De indirekte metoder har den fordel, at værdisætningen ikke er baseret på subjektive tilkendegivelser, men folks faktiske økonomiske adfærd. Deres begrænsning er, at det som nævnt kun er muligt at værdisætte miljøgoders brugsværdi, idet værdisætningen er baseret på komplementaritet i forbruget af hhv. markedsgoder og ikke-markedsgoder.

**Direkte værdisætningsmetoder** er ikke baseret på komplementaritet mellem markeds- og ikke-markedsgoder. Der opstilles i stedet *hypotetiske markeder* for tilvejebringelse af fx miljøgoder. Repræsentativt udvalgte respondenter udspørges herefter om deres betalingsvilje, fx for en nærmere specificeret forøgelse af biodiversiteten i et bestemt område. Gennem det sidste par årtier har direkte værdisætningsmetoder vundet stigende udbredelse. Det skyldes ikke mindst, at disse metoder (i princippet) kan benyttes til værdisætning af alle værdikategorier, herunder ikke-brugsværdier. De i dag anvendte direkte værdisætningsmetoder kan rubriceres inden for to hovedgrupper:

- Den *betingede værdisætningsmetode*, *Contingent Valuation Method (CVM)*, er i dag den hyppigst anvendte værdisætningsmetode. På baggrund af et nærmere specificeret scenarium for frembringelsen af et miljøgode udspørges respondenterne om deres betalingsvilje for godet.

- *Conjoint analyser*, der oprindeligt er udviklet til markedsanalyse, har i de senere år vundet stigende udbredelse inden for økonomisk værdisætning af miljøgoder. Til forskel fra betinget værdisætning udspringer respondenterne ikke direkte om sin betalingsvilje. I stedet rangordner respondenterne forskellige varianter af samme generiske gode, hvor et af attributterne er godets pris.

De direkte værdisætningsmetoder har som nævnt et bredere anvendelsesområde end de indirekte metoder, men den manglende forankring i faktiske markedstransaktioner betyder, at resultaterne har hypotetisk karakter. Af samme grund har hypotetiske værdisætningsmetoder mødt betydelig modstand – inden for såvel som uden for det økonomiske fagområde. Vi vil i det følgende se nærmere på den mest anvendte og mest kritiserede af disse metoder – den betingede værdisætningsmetode.

### Den betingede værdisætningsmetode

Den betingede værdisætningsmetode – eller Contingent Valuation Method (CVM) – tager som nævnt udgangspunkt i et scenarium for bevarelse/frembringelse af et ikke-markedsgode, fx et miljøgode. Efter at have fået beskrevet godets karakter og reglerne for dets frembringelse og tilgængelighed bliver de udvalgte respondenter bedt om at oplyse deres betalingsvilje (fx over skatten) for det pågældende gode. Der er udviklet forskellige interviewteknikker og statistiske metoder, som bl.a. skal afsløre om respondenterne udviser strategisk adfærd ved sådanne undersøgelser, og om den bagved liggende økonomiske adfærd i det hele taget kan betegnes som rationel i velfærdsøkonomisk forstand.

Betalingsviljеспørgsmålet findes i to hovedvarianter:

- *Åbne spørgsmål (open-ended)*: Hvor meget vil du *maksimalt* betale for at have/få adgang til godet?
- *Ja-nej-spørgsmål (dichotomous choice)*: Er du villig til at betale X kr. for at have/få adgang til godet? Her varieres beløbet X systematisk mellem forskellige grupper af respondenter.

Umiddelbart minder *dichotomous choice* formatet om en opinionsundersøgelse, hvor man spørger folk, om de ville stemme ja eller nej til gennemførelse af fx Skjern Å-projektet. Selvom der er lighedspunkter, er der i økonomisk henseende afgørende forskel på værdisætning og afstemning. Som nævnt fører betinget værdisætning frem til et velfærdsmål i form af konsumentoverskud. Dvs. at det er præferencer i form af økonomiske efterspørgselsrelationer, der estimeres. En folkeafstemning, hvor man kan stemme ja eller nej til et forslag, registrerer også individuelle præferencer, men ikke i en form, der (umiddelbart) kan omsættes til et økonomisk velfærdsmål. En ja- eller nej-stemme angiver, om politikens gennemførelse foretrakkes frem for nul-alternativet; men de afgivne stemmer indeholder ikke information om stemmeafgiverens betalingsvilje.

### Den betingede værdisætningsmetodes relevans

Selvom den betingede værdisætningsmetode har opnået betydelig udbredelse, er der langt fra enighed om dens pålidelighed – eller berettigelse i det hele taget. De centrale spørgsmål er, om folk er i stand til at forholde sig økonomisk rationelt til de miljøændrings-scenarier, de skal tage stilling til, og om de svarer ærligt på betalingsviljеспørgsmålene.

Et væsentligt problem er, at folk kan have svært ved at overskue den størrelsesorden, som den omhandlede ændring indgår i. Man taler i den forbindelse om sequencing og nesting, der sammenfattende betegnes som *embedding*. Ved *sequencing* forstås, at betalingsviljen for et gode afhænger af dets orden i en sekvens af værdisætninger. *Nesting* optræder, når betalingsviljen ikke varierer (tilstrækkeligt) med omfanget af godet - fx at betalingsviljen for naturgenopretning af 10.000 ha vådområde ikke afviger (væsentligt) fra betalingsviljen for et program, der omfatter 100.000 ha. Test for

denne form for problemer er en afgørende del af kontrollen med en værdisætningsundersøgelses troværdighed.

*Strategisk adfærd* defineres som en optræden, hvor individet ved at lyve om sine præferencer bringer sig tættere på tilfredsstillelse af sine præferencer. Fx kan man forestille sig, at en respondent, der ønsker et bestemt miljøprojekt gennemført, vil overdrive sin (hypotetiske) betalingsvilje for projektet i forventning om derved at påvirke den politiske beslutningsproces til fordel for vedtagelse af projektet. Dichotomous choice formatet har den fordel, at respondentens mulighed for at overdrive sin betalingsvilje er begrænset af den ”pris”, der angives i betalingsviljespørgsmålet. En anden overbudshypotese henviser til den fornemmelse af moralsk tilfredsstillelse, som folk antages at opleve ved at give penge til et godt formål – eller i en værdisætningsundersøgelse erklære sig villige til at betale (et anseeligt beløb) til det, der opfattes som et godt formål. Da der i hypotetiske betalingsviljeundersøgelser ikke skal erlægges nogen betaling, er det naturligvis billigt at opnå en følelse af moralsk tilfredsstillelse gennem overbud – hvis antagelsen, om at folk får en sådan oplevelse, ellers holder.

Kritikere af den betingede værdisætningsmetode mener, at de nævnte problemer er så alvorlige, at metoden er uden relevans (se fx bidragene i Hausman, 1993). Kritikken er blevet imødegået med både teoretisk og empirisk begrundede argumenter. Bl.a. henvises der til en lang række værdisætningsundersøgelser, der synes at have givet realistiske skøn over betalingsviljen for diverse miljøgoder (se Hanemann, 1995 og Smith, 1997).

Den amerikanske Kongres indførte i 1990 en olieforureningslov, hvor forurenernes erstatningsansvar fik stor vægt. Den ansvarlige myndighed på området, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), blev efterfølgende pålagt at udarbejde procedurer for værdisætning af ikke-markedsværdier med henblik på at indregne disse i fastsættelsen af skadeserstatninger. NOAA nedsatte et panel bestående af fremtrædende økonomer til at vurdere den betingede værdisætningsmetodes anvendelighed i denne sammenhæng. NOAA-panelet opstillede en række kriterier for, om en betinget værdisætningsundersøgelses resultater kan betragtes som pålidelige (se Arrow, 1993). Hvis disse forudsætninger er opfyldt, kan den betingede værdisætningsmetode, ifølge NOAA-panelet, vurderes som tilstrækkeligt pålidelig til at kunne danne udgangspunkt for vurdering af (bl.a.) miljøskader (Ibid).

### OVERFØRSEL AF BENEFIT-ESTIMATER

Gennemførelse af værdisætningsundersøgelser er både tids- og ressourcekrævende. Man ser derfor en stigende interesse for at ”genbruge” resultaterne af allerede gennemførte værdisætningsundersøgelser – betegnet som *benefit transfer* i den engelsksprogede litteratur. Ved benefit transfer foretages en overførsel af værdisætningsestimater eller værdisætningsfunktioner fra et *undersøgelsesområde* (dvs. et område, hvor der er gennemført en værdisætningsundersøgelse) til et *projektområde* (dvs. et område, hvor man ønsker at værdisætte et planlagt projekt). Der sondres mellem tre metoder til benefit transfer (se fx Garrod & Willis, 1999): (1) overførsel af enhedsværdier; (2) overførsel af justerede enhedsværdier; og (3) overførsel af hele værdisætningsfunktionen fra den oprindelige undersøgelse. Den enkleste fremgangsmåde er at overføre enhedsværdier, fx den estimerede betalingsvilje pr. ha genoprettet naturområde. Ofte vil det være påkrævet at justere enhedsværdierne, fx ved at tage hensyn til indkomstforskelle mellem undersøgelsesområdet og projektområdet. Den metodemæssigt mest tilfredsstillende fremgangsmåde ville være at overføre hele den estimerede værdisætningsfunktion fra den oprindelige undersøgelse - med forskellige forklarende variable i form af socioøkonomiske og geografiske karakteristika m.v. Databegrænsninger sætter dog ofte snævre rammer for, hvor meget der på denne måde kan kalibreres på de oprindelige benefit-estimater.

Med de begrænsede muligheder for at korrigere på tallene bliver udvælgelsen af velegnede værdisætningsundersøgelser det afgørende kriterium for pålideligheden af den foretagne benefitestimatoverførsel. Desvousges et al. (1992) opstiller 5 kriterier for udvælgelse af værdisætningsundersøgelser til brug for overførsel af benefitestimater:

- De benyttede værdisætningsundersøgelser bør leve op til *state-of-the-art* kriterier for økonomisk værdisætning
- Undersøgelserne bør således indeholde regressionsresultater, der beskriver betalingsviljen som funktion af socioøkonomiske karakteristika m.v.
- De værdisatte ændringer i undersøgelsesområdet skal være af samme art som de ændringer, der forventes i projektområdet
- Undersøgelser- og projektområdet skal i videst muligt omfang indeholde sammenfaldende karakteristika mht. til såvel naturforhold som anvendelsesmønstre
- De substitutionsmuligheder, som brugerne har mellem forskellig miljøgoder i undersøgelsesområdet, skal svare til de substitutionsmuligheder, der findes i projektområdet.

Eksperimenter med benefit transfer metoder viser, at der generelt knytter sig betydelig usikkerhed til denne form for værdisætning af miljøgoder (Garrod & Willis, 1999). Benefit transfer anbefales dog som en - under visse betingelser - acceptabel fremgangsmåde af bl.a. amerikanske og britiske miljømyndigheder (se U.S. EPA, 2000 og U.K. Treasury, 2000). Alt i alt ser det ud til, at man kan få et indtryk af værdimæssige størrelsesordere for diverse miljøgoder gennem benefit transfer, men policy-analyser bør så vidt muligt baseres på data indsamlet gennem primære undersøgelser.

### **COST-BENEFIT ANALYSE AF DRASTRUP-PROJEKTET**

Gennemførelse af primære værdisætningsundersøgelser ligger uden for de økonomiske og tidsmæssige rammer for nærværende udredning. Men ved overførsel af værdisætningsestimater fra engelske og danske værdisætningsundersøgelser er der gennemregnet eksempler til *illustration* af den økonomiske værdi af danske naturprojekter. I det følgende gennemgås som eksempel en cost-benefit analyse af Drastrup-projektet.

Drastrup-projektets primære formål er at sikre rent grundvand og flere rekreative muligheder til Ålborg kommunes borgere. Ud over disse miljømæssige brugsværdier giver projektet øget biodiversitet i området. I det følgende opgøres værdierne af grundvandsbeskyttelse, rekreative anvendelsesmuligheder og CO<sub>2</sub>-binding samt eksistensværdien af øget biodiversitet. Endvidere er nettoomkostningerne ved ændret arealanvendelse i form af mistet jordrente beregnet.

**Arealanvendelse:** Projektområdet udgør i alt ca. 1000 ha, heraf er ca. 100 ha Frejlev by. Omkring 500 ha skal tilplantes med skov og hen ved 400 ha skal drives som vedvarende græsningsarealer. En del af jorden opkøbes af det offentlige, mens resten pålægges dyrkningsrestriktioner.

**Værdi af grundvandsbeskyttelse:** Der indvindes for tiden 2,2 mio.m<sup>3</sup> vand årligt fra Drastrup-området, svarende til ca. 1/3 af Ålborg Kommunes forbrug. Det antages, at det eneste reelle alternativ til Drastrup-projektet på sigt vil være at rense grundvandet for nitrat og pesticider. Derfor bruges rensningsomkostningerne som *prissætningsmetode* (alternativomkostningsmetoden).<sup>2</sup> Omkostningerne ved at rense grundvand for pesticider og nitrat er på basis af oplysninger fra Miljøstyrelsen

---

<sup>2</sup> Alternativ kunne man have forsøgt at *værdisætte* projektets indflydelse på vandkvaliteten ved at undersøge folks præferencer/betalingsvilje for drikkevand med varierende kemikaliekoncentrationer. Prissætning, ud fra en antagelse om at de lovbestemte normer for drikkevand skal overholdes, tilsidesætter altså velfærdsøkonomiens antagelse om, at værdi udspringer af *individuelle* præferencer.

sat til 1,41 kr./m<sup>3</sup>. Det antages, at der fortsat vil blive pumpet 2,2 mio. m<sup>3</sup> om året. Herved bliver den årlige (renseomkostnings)besparelse - og dermed de årlige benefits af projektets grundvandsbeskyttelse - 3,1 mio. kr. Besparelsen optræder fra det år, hvor forureningen – i projektets fravær - ville have gjort vandet ubrugeligt uden rensning. På grund af de særlige geologiske forhold i området anses det for ret sikkert, at grundvandet på sigt ville blive forurennet ud over grænseværdierne, hvis projektet ikke blev gennemført. Derimod er det usikkert, hvornår denne tilstand ville indtræde. Det antages her, at grundvandet kunne have været brugt som drikkevand i yderligere 10 år, for herefter at være ubrugeligt uden rensning. Over en uendelig tidshorison, og ved en diskonteringsrate på 3%, bliver nutidsværdien af grundvandssikringen i området knap 80 mio. kr.

**Rekreativ værdi:** Ålborg kommune er underforsynet med grønne områder, og skovprocenten er kun halvdelen af landsgennemsnittet. Drastrup-projektet vil i første række give forbedrede rekreative forhold til beboerne i Frejlev, Drastrup og den sydvestlige del af Ålborg by, der ligger inden for cykel- eller gåafstand. Områdets størrelse taget i betragtning er det sandsynligt, at det også vil tiltrække besøgende fra andre dele af Ålborg. Den lokale brugsværdi af de forbedrede rekreative muligheder er *værdisat* ved anvendelse af *husprismetoden* (hedonisk værdisætning). Ved at opstille og estimere en husprisfunktion kan man isolere skovens indflydelse på salgsprisen. Dermed fås et mål for husejeres betalingsvilje for at bo tæt på skov. Det blev undersøgt, hvad der er sket med huspriserne i det parcelhusområde, som ligger i den sydlige del af byen Frejlev. Undersøgelsen viser, at Drastrup-projektet har resulteret i en husprisstigning på i gennemsnit 237.000 kr. – vel at mærke ud over den almindelige prisstigning på huse (se Hasler et al., 2001). Der ligger 395 huse i det analyse-rede område. Multipliseret med stigningen på 237.000 kr. giver det en rekreativ (nutids)værdi af projektet på godt 90 mio. kr. Som nævnt kan det forventes, at Drastrup-området også vil blive brugt af folk fra andre dele af Ålborg-området. Den estimerede rekreative brugsværdi er derfor et underkantskøn. I et mere omfattende projekt kunne de resterende rekreative værdier estimeres ved benefit transfer, fx fra en netop afsluttet (contingent valuation) undersøgelse af betalingsviljen for adgang til nyanlagte skove i Københavns- og Herningområdet (se Dubgaard, 2000).

**CO<sub>2</sub>-binding:** Der rejses i alt omkring 500 ha skov i Drastrup-området. Skoven binder CO<sub>2</sub> i den vedmasse, der opbygges på arealet gennem opvækstperiode, og skovrejsningen medvirker derved til opfyldelse af Danmarks. Da skoven bliver fredsskov, vil der i princippet altid være en stående vedmasse på arealet, og skoven fungerer dermed som permanent CO<sub>2</sub>-lager. På grundlag af tidligere undersøgelser foretaget af Skov- og Naturstyrelsen antages det, at der bindes ca. 8 t/år i 90 år. Denne mængde CO<sub>2</sub> kunne som tidligere nævnt prissættes ud fra alternativomkostningsmetoden, fx omkostningerne ved at reducere CO<sub>2</sub>-udledningen gennem større satsning på grøn energi. Her er det dog for nemheds skyld valgt at bruge CO<sub>2</sub>-afgiften på 100 kr./t som proxy for de marginale CO<sub>2</sub>-reduktionsomkostninger. Med en binding af 8 ton CO<sub>2</sub>/ha/år og en pris på 100 kr./ton giver det for de 500 ha en nutidsværdi på godt 12 mio. kr. (ved 3% kalkulationsrente).

**Eksistensværdi af biodiversitetsforøgelse:** Drastrup-projektet forventes at øge biodiversiteten i området. På landsplan er effekten af Drastrup-projektet naturligvis marginal, men projektet kan betragtes som en del af de omfattende danske skovrejsnings- og naturgenopretningsprogrammer, der på sigt vil få mærkbar indflydelse på biodiversiteten i landet som helhed. I det perspektiv er det rimeligt at antage, at Drastrup-projektets bidrag til forøgelsen af biodiversiteten i Danmark har en *eksistensværdi* på nationalt plan. I nærværende beregningseksempel er eksistensværdien af Drastrup-projektet værdisat via benefitestimater-overførsel fra en engelsk undersøgelse af betalingsviljen for naturbevarelse/-genopretning i *Somerset Levels plus Moors* (Willis et al., 1996). Området (3.500 ha) består primært af lavtliggende arealer, der anvendes mere eller mindre ekstensivt til landbrug. Der er ofte oversvømmelser om vinteren, hvilket skaber vigtige habitater for fugle og vandplanter. Formålet med beskyttelsesprogrammet er primært at sikre/øge den biologiske mangfoldighed i om-

rådet. Det engelske undersøgelsesområdets karakteristika er kun delvis sammenfaldende med projektområdets. Men de vigtigste biologiske variable anses dog for at være så sammenlignelige, at værdiestimerne for det engelske program er anvendelige i relation til Drastrup-projektet. Benefit transfer er foretaget ved at korrigere de estimerede benefits for undersøgelsesområdet med antal husstande og forskelle i arealstørrelse. Overført til Drastrup-projektet bliver den beregnede eksistensværdi 50 øre pr. dansk husstand på årsbasis. Opgjort pr. arealenhed bliver eksistensværdien af biodiversitetsforøgelsen omkring 1.200 kr. pr. ha om året. Over en uendelig tidshorisont, og en diskonteringsrate på 3%, svarer det til en nutidsværdi på ca. 40 mill. kr. for området som helhed. Denne forsimplede benefit-overførsel er naturligvis forbundet med betydelig usikkerhed.

Skulle man gennemføre en egentlig værdisætningsundersøgelse af eksistensværdien i Danmark, ville det formentlig mest hensigtsmæssigt at se Drastrup-projektet i sammenhæng med de omfattende naturgenopretnings- og skovrejsningsprogrammer på landsplan. Man kunne forestille sig et scenarium, hvor 4-5% af det danske landbrugsareal - svarende til godt 100.000 ha - på lidt længere sigt blev inddraget under grundvandsbeskyttelses- og naturgenopretningsprogrammer af samme type som Drastrup-projektet. Vender vi tilbage til benefit-overførslen på 1.200 kr. pr. ha/år ovenfor, så skulle vi i en værdisætningsundersøgelse forvente at finde en samlet betalingsvilje på 120 mill. kr. på årsbasis for biodiversitetsforøgelsens eksistensværdi på de 100.000 ha. Pr. husstand svarer det til en betalingsvilje på knap 50 kr. om året. Umiddelbart virker denne størrelsesorden vel ikke urealistisk.

**Mistet jordrente i landbruget:** Før Drastrup-projektets start var der almindelig landbrugsdrift i det meste af projektområdet. Omkostningen ved ekstensivering og ophør med landbrug er opgjort på grundlag af landsgennemsnittet for jordrenteniveauet på sandjord, der af Dubgaard & Mortensen (2000) er beregnet til 2.150 kr./ha - inkl. EU-tilskud. Med diskonteringsrater på 3% og 5% giver det jordværdier på hhv. 71.000 kr./ha og 43.000 kr./ha. Den faktiske handelspris befinder sig formentlig et sted i dette interval. For de ca. 900 ha landbrugsjord i projektområdet bliver omkostningen godt 60 mill. kr., ved en diskonteringsrate på 3%.

**Jordrente fra vedvarende græs:** Om der her kan opnås en positiv jordrente afhænger af, om arealet må kvælstofgødskes. Hvis der - som de fleste steder i Drastrup-området - ikke må tilføres kvælstof, er jordrenten omkring nul (Dubgaard & Mortensen, 2000). Om der skal gives tilskud for at sikre afgræsning som led i arealplejen, er ikke undersøgt.

**Jordrente i skovbruget:** I projektområdet plantes der ca. 500 ha skov, som på længere sigt kan levere træ. Træproduktionen forventes dog ikke at kunne give nævneværdig jordrente på denne lokalitet. Ifølge beregninger foretaget af Skov- og Naturstyrelsen for et skovrejsningsprojekt ved Kalundborg kan der forventes en jordrente på omkring nul. Det betyder på den anden side, at omkostningerne ved at rejse skoven antages at blive dækket af træproduktionen.

**Konklusion:** De beregnede omkostninger og benefits for Drastrup-projektet (opgjort i nutidsværdier) ses i tabellen nedenfor. Ifølge beregningerne er Drastrup-projektet er særdeles fordelagtigt for samfundet, idet de forventede benefits overstiger omkostningerne med mere end halvanden hundrede mill. kr. i nutidsværdi - svarende til en samfundsmæssig værdiforøgelse på knap 180.000 kr. pr. ha i forhold til fortsat landbrugsdrift. Denne store værdiforøgelse skal ses som resultat af en særdeles fordelagtig placering af projektet, hvor flere benefits opnås samtidigt. Som det fremgår af tabellen er det ikke mindst grundvandsbeskyttelse (med omkring 80 mill. kr.) og den rekreative gevinst for husejerne i området (godt 90 mill. kr.), der giver det gunstige resultat. Den estimerede eksistensværdi af biodiversitetsforøgelsen er derimod "kun" i stand til at finansiere to tredjedele af de samfundsmæssige omkostninger ved opgivelse af den hidtidige dyrkning af jorden. Med det forbehold, at beregningerne - især for biodiversiteten - er forbundet med betydelig usikkerhed, må det

konkluderes, at naturgenopretningsprojekter især bør lokaliseres i områder, hvor der er vandindvindingsinteresser og tilstrækkeligt befolkningsunderlag til at give væsentlige gevinster i form af rekreative brugsværdier.

**De velfærdsøkonomiske konsekvenser af Drastrup-projektet  
(3% diskonteringsrate, afrundede beløb)**

<u>Omkostninger:</u>	
Mistet jordrente på 900 ha landbrugsjord	60 mio. kr.
<u>Benefits:</u>	
Jordrente i skovbruget	0 kr.
Jordrente for vedvarende græs	0 kr.
Rekreativ værdi for husejere	90 mio. kr.
Eksistensværdi af biodiversitet	40 mio. kr.
Grundvandsbeskyttelse	80 mio. kr.
CO <sub>2</sub> -binding	10 mio. kr.
Velfærdsøkonomisk overskud	<b>160 mio. kr.</b>

**AFSLUTTENDE BEMÆRKNINGER**

Økonomisk værdisætning af miljøgoder møder ofte modstand fra miljøorganisationer og i offentligheden. En del af forklaringen skal formentlig findes i divergerende etisk-politiske opfattelser af, hvad der kan betragtes som økonomiske goder, og hvad der hører hjemme i andre værdikategorier. Hastigt voksende miljøkrav har imidlertid medført stærkt stigende omkostninger til miljøpolitikken. Det har ført til stigende interesse for instrumenter til vurdering af miljøpolitikken økonomiske efficiens – dvs. om fordelene står mål med omkostningerne. Hvad, der overordnet skal ofres på at frembringe/bevare miljøgoder, bestemmes naturligvis politisk. Formålet med økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse er ikke at erstatte den politiske proces med modelberegninger, men at levere information til de politiske og administrative beslutningstagere. Fortalere for samfundsøkonomiske beregningsmodeller (det vil først og fremmest sige økonomer) erkender, at økonomiske metoder og modeller ikke kan inkorporere alle aspekter af virkeligheden. Men anvendelse af modeller i beslutningsprocessen betyder, at de afvejsninger, der ligger til grund for de truffe beslutninger, ikke er en *black box*, som kun de involverede beslutningstagere kender indholdet af. Indførelse af værdisætningsundersøgelser og cost-benefit analyser i miljøpolitikken vil betyde, at beslutningsgrundlaget vil blive klarere og de nødvendige afvejsninger vil fremstå eksplicit.

## REFERENCER

- Aakerlund, N. F. (1998): Contingent Ranking studie af danskernes præferencer for skovkarakteristika. Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole. Institut for Økonomi, Skov og Landskab. København.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radner, R. & Schuman, H. (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation, U.S. Federal Register, Vol. 58, No. 10. 4602-4614.
- Desvousges, W. H., Naughton, M. C & Parsons, G. R. (1992): Benefit Transfer: Conceptual Problems in Estimating Water Quality Benefits Using Existing Studies, Water Resources Research, vol. 28, No. 3, pp 675-683.
- Dubgaard, A. (2000): Willingness to Pay for Recreational Use of a New Urban Forest. Summary of the West Forest Survey, Institut for Økonomi, Skov- og Landskab, Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole.
- Dubgaard, A. & Mortensen, L. (2000): Dyrkningsaftaler og kompensationer. Jordrentetab ved bortfald af pesticider og reduceret kvælstofanvendelse, Konsulentrapport udarbejdet til kontaktudvalget vedr. erstatningsopgørelser i f.m. frivillige dyrkningsaftaler i indsatsområder, KVL.
- Freeman, A.M. (1993): The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods, Resources for the Future, Washington D.C.
- Garrod, G. & Willis, K.G. (1999): Economic Valuation of the Environment, Methods and Case Studies, Edward Elgar.
- Hanemann, W.M. (1995): Contingent Valuation and Economics, i K.G. Willis & J.T. Corkindale (red.): Environmental Valuation. New Perspectives, CAB International, Wallingford, UK.
- Hasler, B., Damgaard, C.K., Erichsen, E.H., Kristoffersen H. & Jordal-Jørgensen, J. (2001) (forthcoming): Rekreative værdier fra skov, sø og naturgenopretning, AKF Forlaget.
- Hausman, J.A. (Ed.) (1993): Contingent Valuation. A Critical Assessment, Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Mourato, S. & V. Foster (1997): Behavioural Consistency, Statistical Specification and the Validity in the Contingent Ranking Method: Evidence from a Survey on the Impacts of Pesticide Use in the UK, CSERGE Working Paper GEC 97-09, University of East Anglia, Norwich.
- Smith, V.K. (1997): Pricing what is priceless: a status report on non-market valuation of environmental resources, i H. Folmer & T. Tietenberg (red.): The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1997/1998, Edward Elgar.
- Sterner, T. & van den Bergh, J.C.J.M. (1998): Frontiers of Environmental and Resource Economics, Environmental and Resource Economics, 11(3-4): 243-260.
- U.K. Treasury (2000): The Treasury Green Book, <http://www.hm-treasury.gov.uk/pdf/2000/greenbook.pdf>.
- U.S. EPA (Environmental Protection Agency), (2000): Guidelines for Preparing Economic Analysis, <http://www.epa.gov/economics>.
- Willis, K. G., Garrod, G. D., Benson, J. F. & Carter, M. (1996): Benefits and Costs of the Wildlife Enhancement Scheme: A Case Study of the Pevensy Levels, Journal of Environmental Planning and Management, 39 (3), pp. 387-401.



## BILAG I

### ECONOMIC VALUATION IN US LAW AND ADMINISTRATION

#### Late 1970's

*Water Resources Council* codifies the notion of non-market goods to as part of policy analysis

S Endorses use of *Travel Cost Method* and *Contingent Valuation Method*

#### Early 1980's

Executive Order (by President Reagan) requires evaluation of potential benefits and potential costs of any major regulatory action

S Since then, the *Environmental Protection Agency* has funded extensive research in environmental valuation methods

**1980** Right to sue for environmental damages to natural resources (e.g. lakes, forests) for states and federal agencies

**1986** *Dept. of Interior* sanctioned use of CVM for measuring damages

**1989** DC court of appeals directed govt. to give equal weight to use and non-use values

**1989** *Exxon Valdez* runs aground in Prince William Sound Alaska

**1990** Congress passes Oil Pollution Act; damage recovery from oil spills provisions

**1992** *NOAA-panel* holds hearings on admissibility of CVM estimates of lost non-use values

S Exxon funds sharp critique of CVM method

**1993** NOAA-panel reports: **A...CV studies... reliable enough to be the starting point of a judicial process of damage assessment@**

**1994** NOAA issues regulations, which closely follow the panel=s recommendations.