

Verdsetting av økosystemtjenester

Dag Morten Dalen, Michael Hoel og Steinar Strøm

VISTA ANALYSE AS



Dokumentdetaljer

Vista Analyse AS	Rapport nummer 2012/08
Rapporttittel	Verdsetting av økosystemtjenester
ISBN	978-82-8126-057-3
Forfatter	Dag Morten Dalen, Michael Hoel og Steinar Strøm
Dato for ferdigstilling	14. april 2012
Prosjektleder	Steinar Strøm
Kvalitetssikrer	Henrik Lindhjem
Oppdragsgiver	Oljedirektoratet
Tilgjengelighet	Offentlig
Publisert	April 2012
Nøkkelord	Økosystemtjenester, verdsetting, betinget verdsetting, opsjonsverdi, bruksverdi, kvasiopsjonsverdi

Forord

I rapporten drøfter vi verdsetting av tjenester som naturmiljøet kan gi oss. Disse tjenestene kalles økosystemtjenester. Vi viser de fordeler, men også mange problemer, som er knyttet til å gi pengemessige verdier til disse tjenestene. Den viktigste verdsettingsmetoden vi diskuterer er betinget verdsetting. I arbeidet med rapporten har vi hatt stor hjelp av Henrik Lindhjem, Vista Analyse. Rapporten er skrevet på oppdrag fra Oljedirektoratet (OD).

14 april 2012

Prosjektleder: Steinar Strøm

Vista Analyse AS

Innhold

Forord	1
1 Innledning	5
2 Hvilke verdier er det tale om?.....	6
3 Metoder for verdsetting	7
3.1 Direkte metoder.....	7
3.2 Betinget verdsetting.....	10
4 Forskningsfronten for betinget verdsetting av økosystemtjenester.....	13
4.1 Diskontering og endring i betalingsvillighet over tid.....	14
5 Avsluttende merknader: Styrker og svakheter ved verdsettingsmetodene	15
Referanser	17
Vedlegg: Estimering av WTP og WTA.....	19

1 Innledning

I en mye omtalt rapport initiert av FN beskrives og klassifiseres de tjenester som naturens økosystem kan gi oss, MEA (2003). Dette arbeidet er fulgt opp i europeiske rapporter hvor en også kommer inn på hvordan tjenestene fra økosystemer eventuelt kan verdsettes økonomisk, TEEB (2008).¹ TEEB har fått stor betydning for både den vitenskapelige og politiske debatten, og er hovedgrunnen til at flere land, deriblant Norge, nylig har initiert egne prosesser for å vurdere verdien av nasjonale økosystemtjenester.²

I MEA (2003, side 8) er økosystemer og biodiversitet definert som:

“An ecosystem is a dynamic complex of plant, animal, and microorganism communities and the nonliving environment, interacting as a functional unit. Humans are an integral part of ecosystems”.

“A well-defined ecosystem has strong interactions among its components and weak interaction across its boundaries. A useful ecosystem boundary is the place where a number of discontinuities coincide, for instance in the distribution of organisms, soil types, drainage basins, or depth in a water body. At a larger scale, regional and even globally distributed ecosystems can be evaluated based on a commonality of basic structural units”.

“Biodiversity is the variability among living organisms. It includes diversity within and among species and diversity within and among ecosystems. Biodiversity is the source of many ecosystem goods, such as food and genetic resources, and changes in biodiversity can influence the supply of ecosystem services”.

Tjenester fra økosystemer er omtalt som følger:

“Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems. These include provisioning services such as food and water; regulating services such as flood and disease control; cultural services such as spiritual, recreational, and cultural benefits; and supporting services, such as nutrient cycling, that maintain the conditions for life on Earth”.

I en rapport fra Sweco (2010) er 24 marine økosystemtjenester identifisert i henhold til klassifiseringen i MEA (2003): produserende økosystemtjenester (fisk med mer), kulturelle økosystemtjenester (rekreasjon og bidrag til utdannelse, vitenskapelig

¹ ”The Economics of Ecosystems and Biodiversity”-prosjektet har resultert i en rekke publikasjoner skreddersydd for ulike lesergrupper, og en ny fase av prosjektet er under veis. For mer informasjon se <http://www.teebweb.org/>

² Et nytt offentlig utvalg om verdien av Norges økosystemtjenester startet arbeidet i desember 2011. Videre arbeider Kystverket med en forstudie for verdsetting av skader på økosystemtjenester ved oljeutslipp langs kysten, og Nordisk Ministerråd har nylig initiert to prosjekter om nordiske økosystemtjenester og økosystemtjenester i vassdrag.

informasjon og til vår kulturarv, havets testamente), støttende og regulerende økosystemtjenester (det biogeokjemiske kretsløpet, evnen til å regulere klimaet, mm).

Sammenhengen mellom biologisk mangfold, som det ofte er knyttet konkrete miljøpolitiske målsetninger til, og økosystemtjenester i rammeverket til MEA/TEEB er noe uklar og mye diskutert. En kan se på biologisk mangfold som en komponent som (på komplekse måter) understøtter økosystemprosesser, som en endelig økosystemtjeneste og som et gode som kan verdsettes i seg selv (gjærne plassert som en del av de kulturelle økosystemtjenestene).

I denne rapporten vil vi se nærmere på noen styrker og svakheter knyttet til å verdsette tjenester fra naturens økosystem som ikke omsettes i markeder. Vi vil komme inn på en del erfaringer en har med slik verdsetting av tjenester.

2 Hvilke verdier er det tale om?

I TEBB (2008) presiseres det at de økonomiske verdsettinger som er aktuelle, er ikke verdsettinger av de totale økosystemtjenester, men av endringene i disse tjenestene som følge av aktiviteter som påvirker økosystemene, for eksempel de virkninger olje- og gass virksomhet kan ha på marine økosystemer. Dette er et helt sentralt poeng, og forsøk på å verdsette den totale verdien av økosystemtjenester, som for eksempel forsøkt av Costanza m.fl. (1997) fører galt av sted bl.a. fordi det er uklart hva som ville skje i referansealternativet der all natur skulle opphøre å eksistere.

I Sweco (2010) er de økonomiske verdiene av (marine) økosystemtjenester definert som følger:

- *Bruksverdi*: Som igjen kan deles i henholdsvis *direkte bruksverdi* og *indirekte bruksverdi*
- *Opsjonsverdi* og eventuelt *kvasiopsjonsverdi*
- *Ikke-bruksverdi* som igjen kan deles i *eksistensverdi* og *bevaringsverdi*

Med *bruksverdi* menes verdier knyttet til bruk av godet. *Direkte bruksverdier* vi får fra marine økosystemer er for eksempel verdien av fiskeressurser og andre arter med kommersiell verdi, samt rekreasjonstjenester som bading, dykking, hvalsafari osv.

Indirekte bruksverdier referer seg til nytte som er relatert til tjenester vi får fra funksjonen av marine økosystemer og overlevelse av marine ressurser, selv om disse ikke har noen direkte kommersiell verdi. De kan også være knyttet til det å se hav, havmiljø, kystlandskap osv.

Opsjonsverdi betyr at personer som ikke bruker en ressurs i dag, kan verdsette *muligheten* /opsjonen til å bruke ressursen i fremtiden.

Kvasiopsjonsverdien kan ses på som en korreksjonsfaktor når man har med *irreversible inngrep* å gjøre, for eksempel utryddelse av arter, eller endring av økosystemer utover det nivået der de kan komme tilbake til tidligere tilstand. Kvasiopsjonsverdien er verdien av den økte informasjon man får av *ikke* å gjennomføre irreversible tiltak.

Ikke-bruksverdi er verdien av godet/økosystemtjenesten uten tanke på egen bruk, men knyttet til å ville bevare den for seg selv og andre i dag (*Eksistensverdi*) og for fremtidige generasjoner (*Bevarings- eller arveverdi*). Eksistensverdien referer til nytten som oppstår ut fra kunnskapen om at marine økosystemer er beskyttet uten å bli brukt.

Ser vi bort fra de direkte bruksverdier der det finnes markedspriser, vil de andre verdiene være knyttet til tjenester som ikke omsettes i et marked. For å lage anslag på disse verdiene må en derfor få frem berørte personers betalingsvillighet for endringer i de aktuelle økosystemtjenestene. For å kunne gjøre dette må en ikke bare skaffe seg anslag på hva en person er villig til å betale for å unngå en endring i økosystemtjenestene, men en må også definere den populasjonen av personer som berøres av endringene. Denne populasjonen kan bestå av personer som ikke er bosatt i nærheten av de økosystemer som berøres. En kan for eksempel tenke seg at det er en betalingsvillighet for å hindre inngrep i et marint område i Norge blant folk som bor helt andre steder på kloden. Det er imidlertid vanlig å begrense "markedet" oppad for endringer i nasjonalt avgrensede økosystemtjenester til landets befolkning.

3 Metoder for verdsetting

Det er to hovedtyper av metoder til å tallfeste betalingsvillighet for tjenester som ikke omsettes i markeder: direkte og indirekte metoder, Førsumd og Strøm (2000). I internasjonal litteratur kalles disse metodene ofte avslørte (*revealed preferences*) og oppgitte preferanser (*stated preferences*).

3.1 Direkte metoder

Den direkte metoden betyr at en spør personer om de er villige til å betale for å unngå endringer i økosystemtjenestene, og gitt at de sier ja, hvor mye de er villige til å betale, typisk per år for husstanden. En kan enten intervjuere personer, eller avdekke villigheten til å betale for miljøgoder gjennom folkeavstemninger.¹ Den direkte metoden er den eneste som kan fange opp ikke-bruksverdier.

¹ Et mye brukt alternativ innenfor spørreundersøkelser, som vi ikke ser på her, er å beskrive økosystemtjenesten ved dens ulike attributter og la folk avveie indirekte hvor viktige hver av attributtene er ved å krysse av for foretrukne alternativ i en rekke valg der attributtene nivåer varieres og medfører ulike

Hovedmetoden som benytter personintervjuer, går under navnet "betinget verdsetting", eller CV – *contingent valuation*. Navnet henspiller på at målet er å konstruere et hypotetisk marked for miljøgodet som respondentens verdsetting er betinget av. I intervjuene stilles det hypotetiske spørsmål om betalingsvillighet for å unngå negative endringer i økosystemtjenester eller (oftere) for å oppnå positive endringer. Intervjuobjektene blir stilt direkte spørsmål for å avdekke hva de er villige til å betale for et gitt gode (WTP=willingness to pay), eller vil kreve i kompensasjon for å gi det opp (WTA=willingness to accept), under visse gitte og spesifiserte forutsetninger.

Det er viktig å beskrive endringene i økosystemtjenestene slik at intervjuobjektene får god kjennskap til hva miljøendringene går ut på og gjøre endringsscenariene og betalingsmekanismen (for eksempel økt skatt) så troverdig som mulig. Spørsmålene er oftest av tre typer:

- Åpent spørsmål om betalingsvillighet, med eller uten betalingskort der beløp kan angis
- Bud-prosedyre med flere alternativer
- Ja-nei spørsmål til angitte beløp

Formuleringen av spørsmålet har som oftest betydning for hvilken betalingsvillighet folk oppgir. Det er derfor viktig å teste og om mulig kontrollere for slike effekter.

I analysen av svarene er det ofte to forhold det er viktig å ta hensyn til, fordi de er avgjørende for den gjennomsnittlige betalingsvilligheten som beregnes:

- Opphopning av nullsvar
- Ekstremt høye beløp

Nullsvar har oftest to hovedårsaker: Enten er ikke endringen i godet verdt noe for respondenten (som også kan skyldes at han ikke har råd) eller så er nullsvaret et uttrykk for en eller annen form for protest mot verdsettingsoppgaven. For den første kategorien, inkluderes svarene som vanlig i datamaterialet siden de indikerer at endringen ikke har noen verdi for respondenten ("reell null"). For den andre kategorien er det vanlig å ta svarene ut av materialet siden respondentene ikke har tatt stilling til spørsmålet på en måte som indikerer at de har gjort en økonomisk avveining..

Ekstremt høye beløp kan skyldes at intervjuobjektet går ut fra at han ikke skal betale. En måte å takle dette på er å benytte medianverdien i stedet for gjennomsnittsverdien når en skal lage et summarisk mål på betalingsvilligheten. Denne fremgangsmåten er imidlertid ikke helt uproblematisk, da det prinsipielt sett er gjennomsnittlig betalingsvillighet som gir det korrekte bildet av verdien av

kostnader (for eksempel i form av økt skatt) for respondentens husholdning. En kan på denne måten avdekke marginal verdsetting av hver attributt og den totale betalingsvilligheten. Denne metoden kalles valgeksperimenter (*choice experiments* eller *choice modelling*), og har ellers mange likhetstrekk med betinget verdsetting.

endringen i tjenestestrømmen (for bruk i for eksempel nytte-kostnadsanalyser). En annen mulighet enn å bruke medianen er å ekskludere høye svar etter nærmere angitte regler (som for eksempel svar over en viss prosent av oppgitt årsinntekt).

Dersom en i intervjuene spør om et beløp, vil dette kunne dekke betalingsvilligheten ikke bare for direkte bruksverdier, men for alle de verdier som er omtalt ovenfor, dvs. for en "pakke" av tjenesteverdier. Det er som oftest vanskelig (og heller ikke nødvendigvis ønskelig) å forsøke å skille de ulike verdiene fra hverandre, for eksempel i bruks og ikke-bruksverdier. Forsøker man å verdsette ulike økosystemtjenester hver for seg, som et alternativ, kan en fort ved summering begå "dobbel-telling", siden tjenestene ofte kan være vanskelige å dele opp. Dette er et argument for å behandle endringer i et sett av økosystemtjenester fra for eksempel et miljøtiltak til havs under ett i verdsettingen, som er det betinget verdsetting som oftest gjør

Indirekte metoder

Ved den indirekte metoden tar en utgangspunkt i at en trenger ulike typer av goder og tjenester for å kunne utnytte naturressurser. Et eksempel er å bruke transportkostnader folk har til rekreasjonsområder i tallfestingen av etterspørselen etter rekreasjon. I den forbindelse må en ta hensyn til at folk med sterke preferanser for rekreasjonstjenester fra et bestemt naturområde kan bosette seg nær området. I så fall vil transportkostnadsmetoden undervurdere betalingsvilligheten for rekreasjonstjenester fra dette området. Det er også andre utfordringer ved denne metoden, for eksempel at folk gjerne har flere formål med en reise og at tiden som går med til reisen ikke nødvendigvis alltid bør regnes som en kostnad.

Et annet eksempel er å benytte eiendomspriser. Dersom nærhet til et naturområde gir seg utslag i eiendomspriser, kan disse prisene brukes til å gi et indirekte anslag på verdien av tjenestene fra naturområdet.

Det er også andre metoder en kunne klassifisere som indirekte metoder, som vi ikke går nærmere inn på her. To eksempler er å verdsette en miljøskade utifra det det ville koste å restaurere miljøet tilbake til utgangssituasjonen, eller ved den kostnaden et tiltak for å unngå en bestemt skade ville medføre. Metoder i denne kategoriene er ikke basert på folks preferanser for bestemte endringer i økosystemtjenester, men snarere på kostnadsvurderinger.

Selv om det ikke er en egen verdsettingsmetode i snever forstand, kan en også regne verdioverføring som en metode som gir anslag på verdien av endringer i økosystemtjenester. Denne metoden er mye brukt i praksis, og baserer seg på eksisterende verdsettingslitteratur for liknende goder og tiltak, for å avlede verdianslag som så kan overføres, som oftest i justert form, til den miljøendringen en er interessert i å verdsette. Denne metoden vil være uforholdsmessig upresis hvis den litteraturen en baserer seg på er gammel eller miljøendringen er svært forskjellig. TEEB benyttet verdioverføring for de fleste økosystemtjenestene der det fantes internasjonal litteratur. I Norge er verdsettingslitteraturen begrenset, og nærmest ikke-eksisterende innenfor marine økosystemtjenester.

Fordi betinget verdsetting er den mest utbredte metoden for å verdsette mange økosystemtjenester og fordi det er den eneste metoden som kan fange opp både bruks- og ikke-bruksverdier skal vi gå nærmere inn på denne metoden i de neste to avsnittene. Det er også den metoden som er mest anvendelig for å verdsette marine økosystemtjenester, der flere av de andre metodene ikke er aktuelle. Først viser vi hvordan vi kan utlede WTP og WTA fra mikroøkonomisk teori. Deretter går vi nærmere inn på styrker og svakheter ved betinget verdsetting.

3.2 Betinget verdsetting

Vi starter med å beskrive hvordan vi kan utlede en enkel persons etterspørsel etter "vanlige private goder" og hvor preferansene til personen avhenger av et fellesgode, som vi her regner som de typene av økosystemtjenester som kan karakteriseres som fellesgode.¹ Deretter skal vi vise hvordan vi kan estimere betalingsvillighet for miljøgodet, dvs. økosystemtjenestene, basert på intervjudata som inkluderer et utvalg av personer.

WTA eller WTP?

La $\mathbf{x}$ være en vektor av private goder og la $\mathbf{p}$ være prisvektoren knyttet til disse godene. La videre U være personens nyttefunksjon og M omfanget av økosystemtjenester fra nærmere spesifiserte naturressurser. Vi antar at personens etterspørsel kan avledes fra nyttemaksimering under en gitt budsjettbetingelse og hvor y er personens disponible inntekt. V er personens indirekte nyttefunksjon som er lik den direkte nyttefunksjonen med etterspørselsfunksjonene innsatt.

$$\begin{aligned} & \max_{\mathbf{x}} U(\mathbf{x}, M) \\ & \text{gitt} \\ & \mathbf{p}\mathbf{x} = y \\ (1) \quad & \text{dvs} \\ & \mathbf{x} = \mathbf{g}(\mathbf{p}, y, M) \\ & \text{Indirekte nyttefunksjon :} \\ & U(\mathbf{g}(\mathbf{p}, y, M), M) = V(y, M) \end{aligned}$$

Anta at omfanget av miljøtjenestene, fra et miljøgode, reduseres fra M_1 til M_0 , $M_1 > M_0$.

To spørsmål kan stilles til et intervjuobjekt:²

- 1) Hva er du villig til å betale for å hindre miljøforverringen? Beløpet kalles WTP.

¹ Det vil si at de i stor grad er ikke-rivaliserende (dvs. en persons bruk reduserer ikke andre personers bruk) og ikke-ekskluderende (dvs. ingen kan stenges ute fra å bruke godet, uten store kostnader). Noen av økosystemtjenestene, for eksempel de produserende tjenestene, vil være nærmere private goder på skalaen. Vi ser ikke på disse her.

² Vi kunne også sett på en positiv endring i miljøgodet, men begrenser oss her til den situasjonen hvor en aktivitet eller tiltak påvirker økosystemtjenesten negativt.

- 2) Hva må du ha i kompensasjon for å akseptere det forringete miljøet? Beløpet kalles WTA.

Da er

$$(2) \quad \begin{aligned} V(y - WTP, M_1) &= V(y, M_0) \\ V(y, M_1) &= V(y + WTA, M_0) \end{aligned}$$

Av den første likningen ser vi at vi må trekke beløpet WTP fra den disponible inntekten i en situasjon med naturmiljø før det forringes for at nytten i denne situasjonen skal bli lik nytten i en situasjon med forringet naturmiljø. Beløpet WTP er lik det beløp personen er villig til å betale for å unngå forverringen, dvs. som gjør respondenten indifferent mellom før- og ettersituasjon.

I den andre likningen ser vi at må legge til et beløp til den disponible inntekten i en situasjon med forringet naturmiljø for at nytten i denne situasjonen skal bli lik nytten før forverringen av naturmiljøet. Dette beløpet WTA er lik det beløp personen må ha i kompensasjon for å akseptere et forringet naturmiljø. Estimeringsmetode for WTP og WTA er gitt i vedlegget.

I valget mellom WTP og WTA er det sentralt hvordan en vurderer rettighetene til før- og ettersituasjonen. Hvis folk mener de har rett til den miljøkvaliteten som eksisterer nå, vil de vanskelig kunne akseptere å måtte betale for å unngå en forverring. Hvis det derimot er en viss aksept for at de som driver aktiviteter som har negative konsekvenser for miljøet (så som oljeproduksjon) har en rett til å fortsette slike aktiviteter, vil det være mer akseptert at de som berøres bes om å betale for at deler av den skadelige aktiviteten skal opphøre. Arten av endringene i økosystemtjenestene vil ha betydning for hvordan disse rettighetene tolkes. Dersom det er snakk om forbedringer av økosystemtjenestene vil WTP være mest hensiktsmessig. Ved forverringer av økosystemtjenestene kan det være mer hensiktsmessig å spørre om WTA, se Arrow et al (1993). I forbindelse med olje- og gassproduksjon i Lofoten/Vesterålen, for eksempel, vil det kunne være tale om en eventuell forverring av økosystemtjenestene. I så fall vil spørsmål om WTA være mest hensiktsmessig. Problemet med bruk av WTA er at en i mange undersøkelser har fått mange protestsvar fordi respondentene typisk ikke aksepterer betingelsene i det hypotetiske markedet som er konstruert og mange svært store beløp, siden respondentenes oppgitte WTA ikke er begrenset av deres budsjettbetingelse. Gjennomsnittet av WTA-svar har ofte vært klart høyere enn gjennomsnittet av WTP-svar. Dette kan skyldes gale svar, men en kan heller ikke utelukke at svarene er riktige. Uansett vil det kreve at data analyseres på en grundig og statistisk sett avansert måte.

Krutilla (1967) argumenterte for at det kunne være betydelige forskjeller mellom WTP og WTA knyttet til store naturopplevelser, dvs til store inngrep i viktige økosystemtjenester. I modellen ovenfor vil et stort inngrep bety at $M_1 \gg M_0$. Store naturopplevelser, eller viktigheten av økosystemtjenestene, fanges opp av individenes betalingsvillighet for miljøgodet. Som vist i vedlegget vil forskjellen mellom WTP og WTA bli større jo større M_1/M_0 og/eller betalingsvilligheten for miljøgodeter.

Hanemann (1991) viste at rent teoretisk kunne det også være store forskjeller mellom WTP og WTA: "Thus, large empirical divergences between WTP and WTA may be indicative not of some failure in the survey methodology but of a general perception of the part of the individuals surveyed that the private market goods available in their choice set are a rather imperfect substitute for the public good under consideration". Et annet teoretisk arbeid som har en liknende konklusjon er Amiran and Hagen (2003).

Etter Hanemanns artikkeler kom det mange artikler som diskuterer forskjellen mellom WTP og WTA. Bateman et al (1996) undersøkte folks betalingsvillighet, WTP, for å la et skogsområde i Oxfordshire, England, bli et rekreasjonsområde. De spurte også bønder om hva de måtte ha i kompensasjon, WTA, for dette inngrepet i sin næringsvirksomhet. De fant at bøndene var bedre i stand til å gi meningsfulle svar på WTA-spørsmål enn hva folk var til å gi svar på WTP-spørsmål. Brown and Gregory (1999) laget en oversikt over foretatte undersøkelser og finner at dersom WTP blir brukt til å anslå betalingsvillighet for tap av økosystemtjenester kan verdien av tapet blir underestimert. De mener at WTA i stedet gir bedre anslag på verdien av slike tap. Georgantzis and Navarro-Martinez (2010) har gjennom eksperimenter funnet at WTA vil klart overstige WTP jo mer respondenten mener at de har et eierskap til økosystemene og/eller jo større risikoaversjon respondentene har i forhold til et usikkert tap av økosystemtjenestene.

Sugden (1999) viser at fra økonomiske teori får vi: $\frac{\partial WTP}{\partial y} \approx 1 - \frac{WTP}{WTA}$, hvor y er

personenes inntekt. I modellen vår gjelder denne sammenhengen eksakt, se likning (5) i vedlegget. Horowitz and McConnell (2003) har individobservasjoner av WTA, WTP og y . Fra disse observasjonene beregner de sammenhenger mellom WTP og y som gjør at de kan beregne elastisiteten av WTP med hensyn på inntekt. De finner inntektselastisiteter som varierer mellom 20 og 3000. Disse høye elastisitetene er ikke i samsvar med implikasjonen av likning (5) eller Sugdens approksimasjon, av likning (5) får vi at elastisiteten av WTP med hensyn på inntekt er lik

$$y \left[\frac{1}{WTP} - \frac{1}{WTP} \right]$$

Forfatterne konkluderer derfor med at WTA/WTP-svarene ikke er konsistente med økonomisk teori, spesielt svarene på WTA-spørsmål

4 Forskningsfronten for betinget verdsetting av økosystemtjenester

Det vil gå for langt å gjøre rede for hele forskningsfronten på betinget verdsetting her, men noen områder vil nevnes kort. Betinget verdsetting, og dens metodesøster valgekspesimenter (se fotnote 3), er den mest brukte verdsettingsmetoden for miljøgoder. Flere tusen studier har vært gjennomført internasjonalt, men relativt få så langt i Norge. Mange av anvendelsene til nå har ikke eksplisitt verdsatt miljøgoder uttrykt i et økosystemtjenestespråk, bl.a. fordi dette rammeverket er ganske nytt med MEA og senere TEEB. Det er dermed ikke lett å klassifisere de godene tidligere studier har verdsatt i forhold til dagens økosystemtjenesteinndeling, noe for eksempel TEEB forsøker seg på ved bruk av nytteoverføringsmetoder. Betinget verdsetting er bedre egnet for endringer i grupper av tjenester som følge av en aktivitet/tiltak, enn enkelttjenester hver for seg.

Siden økosystemtjenestebegrepet er relativt nytt, ligger en hovedutfordring i å tilpasse nyere studier til dette rammeverket. I tillegg til den naturvitenskapelige utfordringen som ligger i å modellere endringer i de ulike typene økosystemtjenester (som er stor for marine økosystemtjenester), er det beskrivelsen og forklaringen av disse tjenestene til respondentene som er den største utfordringen. Når det godet folk bes verdsette blir komplekst nok, kan det være vanskelig å formidle informasjonen og regne med troverdige svar gjennom klassiske spørreundersøkelser, for eksempel postalt eller over internett (se for eksempel Lindhjem og Navrud 2011). En løsning på dette problemet har vært å legge større vekt på læring og tid for å tenke, for eksempel i mer fokusgruppe-baserte verdsettingseksersiser. Andre tilnærminger legger opp til stegvis læring i spørreundersøkelsen eller legger mer vekt på nye måter å visualisere økosystemendringene på (for eksempel gjennom virtuelle vikelighetsbeskrivelser i undersøkelser som gjøres på datamaskiner).

Andre utviklingsområder for betinget verdsetting er å gjøre metoden mer geografisk eksplisitt, både i modellering og beskrivelser av miljøendringer og i analysen av "markedet", dvs. hvilke mennesker som berøres, hvor de kommer fra og hvor de bor. Flere studier forsøker å beregne funksjoner som sier noe om hvordan folks betalingsvillighet endres med avstand til de økosystemtjenestene som berøres. Her er det naturlig å anta en avtakende funksjon for bruksverdier, mens sammenhengen er mer komplisert for ikke-bruksverdiene. En underliggende utfordring er å forstå bedre hva som bestemmer folks preferanser for endringer i økosystemtjenester i tid og rom. Her er det fortsatt store kunnskapshull. For eksempel har en dårlig kontroll på hva som forklarer forskjeller i WTP, både i forhold til egenskaper ved miljøgodet (for eksempel kvalitet/kvantitet målt på ulike måter) og karakteristika ved respondentene. En sentral utfordring er å forstå bedre hvordan folks preferanser for miljøgoder endres over tid, og spesielt om disse verdiene kan antas å øke relativt sett mer enn verdien av andre goder. Vi går inn på tidsdimensjonen i neste avsnitt.

4.1 Diskontering og endring i betalingsvillighet over tid

Både i TEB (2008) og i MEA (2003) er en bekymret for at diskontering kan kvele verdier av miljøtjenester og viser til at ved 4% rente vil en verdi av miljøtjenester om 50 år være verdt 14% av verdien i dag. Som vist i Dalen, Hoel og Strøm (2008) kan usikkerhet om fremtidige kalkulasjonsrenter føre til at kalkulasjonsrenten faller over tid. En annen mulighet for at fremtidige verdier av miljøtjenester ikke kveles, er at betalingsvilligheten for miljøtjenester kan stige over tid. La W være nåverdien i dag av fremtidige betalingsvilje for miljøtjenester og la g og r være henholdsvis veksten i betalingsvilligheten og kalkulasjonsrenten. w_0 er verdien av betalingsvilligheten det første året. T er tidshorisonten. Da er W gitt ved

$$(14) \quad W = w_0 \sum_{t=1}^T (1+g)^t (1+r)^{-t}$$

Vi ser at dersom veksten i betalingsvillighet er lik eller større enn kalkulasjonsrenten, så er nåverdien av betalingsvilligheten lik dagens betalingsvillighet eller høyere.

5 Avsluttende merknader: Styrker og svakheter ved verdsettingsmetodene

Styrken til den betingete verdsettingsmetoden er at den i stand til å måle individers verdsetting av goder som ikke er omsatt i markeder, og spesielt ikke-bruksverdiene. Mange marine økosystemtjenester er eksempler på slike goder. Carson and Groves (2007) understreker at dersom det kommer klart frem at svarene i betingete verdsettingsundersøkelser har klare konsekvenser for utnyttningen av fellesgodet, her marine økosystemtjenester, så er svarene mer til å stole på enn om svarene ikke har noen direkte konsekvenser. Carson et al (2001) har liknende konklusjoner og understreker viktigheten av en god og realistisk beskrivelse av økosystemtjenestene overfor de personer som deltar i undersøkelsen, en klar redegjørelse for de konsekvenser verdsettingsundersøkelsen har for utnyttningen av økosystemtjenestene, og en realistisk plan for hva folk må betale og ikke bare si hva de skal betale.

En klassisk referanse når det gjelder det siste er Seip og Strand(1992). De spurte folk om hva de var villige til å betale for å støtte Norsk Naturvernforbund. De som svarte med et høyere beløp enn medlemsavgiften i dette forbundet, fikk tilsendt en bankgiro pålydende medlemsavgiften og med spørsmål om å melde seg inn. Bare 6 av 64 meldte seg inn i forbundet. Selv om denne studien har en rekke svakheter, viser den likevel at folk har en tendens til å si en ting og gjøre noe annet. Intervjuobjektene kan ha incentiver til å oppgi for høye beløp slik at det de ønsker, men ikke egentlig er villige til å betale så mye for, blir gjennomført.

Svakhetene er mange og mye diskutert i litteraturen om betinget verdsetting. Hypotetiske spørsmål kan gi urealistiske og hypotetiske svar. Det er imidlertid en rekke studier som undersøker dette problemet i litteraturen, og en løsning er å "kalibrere" de svar folk gir med en faktor som er mindre enn 1, basert på litteratur som sammenlikner faktiske og hypotetiske svar.

Økosystemtjenestene kan være forklart slik at intervjuobjektene har vanskeligheter med å forstå spørsmålene. Et mye omtalt problem er "scope-problemet", som henviser til at mange studier ikke finner noen klar sammenheng mellom størrelsen eller kvaliteten på godet og betalingsvilligheten. Det kan enten skyldes svakheter ved undersøkelsen, eller ha andre, mer naturlige forklaringer som ikke nødvendigvis diskrediterer metoden (se for eksempel Amiran and Hagen 2010). For eksempel, vil nok mange vurdere det som "bra nok" å ha et visst minimum av en del økosystemtjenester der endringer utover dette ikke gir noe særlig ekstra verdi.

Dersom intervjuobjektene blir spurt om de er villige til å betale et oppgitt beløp kan disse beløpene eller beløpsgrenser prege svarene. Folk har for eksempel en tendens til å svare ja oftere enn det de mener, bl.a. på grunn av press de kan føle i en intervjusituasjon.

En mulig svakhet som ikke er omtalt så mye i litteraturen om betinget verdsetting, er avgrensning av den populasjonen som berøres av endringer i naturmiljøet. Det kan

f.eks. være en del flere enn innbyggerne i Norge som har en betalingsvillighet for å unngå endringer i økosystemer langs norskekysten. Dette kan gjøre en betinget verdsettingsundersøkelse knyttet til marine økosystemtjenester i Norge ufullstendig hvis den bare undersøker den norske befolkningen.

Gitt den økende interessen for verdsetting av økosystemtjenester både nasjonalt og internasjonalt og den manglende dekningen i Norge av tidligere studier, i hvert fall innenfor det marine området¹, kan det være gode grunner til å vurdere om en eller flere slike studier kunne gjennomføres som del av beslutningsgrunnlaget framover. Det er en rekke avveininger knyttet til for eksempel økt skipstrafikk, oljeutvinning og -beredskap og tiltak i forbindelse med arbeidet med forvaltningsplanene for havområdene og nytte-kostnadsanalyser, der en bedre forståelse av verdien av marine økosystemtjenester ville vært nyttig.

¹ Det området som kanskje er best dekket i Norge er vannkvalitet og rekreasjonsverdier knyttet til ferskvann, selv om mange av disse studiene er ganske gamle.

Referanser

- Amiran E Y and Hagen D A (2010) The Scope Trials: Variation in Sensitivity to Scope and WTP with Directionally Bounded Utility Functions. *Journal of Environmental Economics and Management* 59(3): 293-301
- Arrow, K., R. Solow, P.R. Portney, E.E. Leamer, R. Radner and H. Schuman (1993): "Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation", *Federal Register* **58**: 4601-4614
- Bateman, I.J, E. Diamand, I. H. Langford and A. Jones (1996): "Household Willingness to Pay and Farmers' Willingness to Accept Compensation for Establishing a Recreational Woodland", *Journal of Environmental Planning and Management*, **39**(1), 21- 43.
- Brown, T.C. and R. Gregory:" Why the WTA-WTP Disparity Matters", *Ecological Economics*, **28**, 323-335
- Carson, R. T. and T. Groves (2007):" Incentive and Informational Properties of Preferences", *Environmental and Resource Economics*, **37**, 181-210
- Carson, R. T., N.E. Flores and N.E. Meade (2001):" Contingent Valuation: Controversies and Evidence", *Environmental and Resource Economics*, **19**, 173-210
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R S, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R, Paruelo J, Raskin R, Sutton P and van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**: 253-260.
- Dalen, D.M.,M. Hoel og S. Strøm(2008): "Kalkulasjonsrenten i en usikker verden, *Samfunnsøkonomen* nr 8.
- Førsund, F.R. og S. Strøm (2000): "*Miljøøkonomi*", 4.utgave, Gyldendal.
- Georgantzis, N. and D. Navarro- Martinez (2010): "Understanding the WTA-WTP Gap: Attitudes, Feelings, Uncertainty and Personality", *Journal of Economic Psychology*, **31**,895-907
- Haavelmo, T. (1944): "The Probability Approach in Econometrics", Supplement to *Econometrica*, **12**, July.
- Haneman, W. M. (1991): "Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ?", *The American Economic Review*, **81**, 635-647.
- Horowitz, J.K. and K.E. McConnell(2003):" Willingness to Accept, Willingness to Pay and the Income Effect", *Journal of Economic Behavior and Organization*, **51**,537-545.
- Krutilla, J. (1967): "Conservation Reconsidered". *The American Economic Review*, **57**: 777-786.

Lindhjem H and Navrud S (2011) Using Internet in Stated Preference Surveys: A review and comparison of survey modes. *International Review of Environmental and Resource Economics* 5(4): 309-351

MEA (2003): ” *Ecosystems and Human Well-being*”, Millenium Ecosystem Assessment, United Nation, Island Press.

Seip, K. and J. Strand:” Willingness to Pay for Environmental Goods in Norway: A CV Study with Real Payment, *Environmental and Resource Economics*, 2, 91-106.

Sugden, R. (1999): “Alternatives to the Neo-Classical Theory of Choice”, in Bateman, I.J. and Willis, J.K. (eds): “*Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU and Developing Countries*”, Oxford University Press, New York.

Sweco (2010): “*Verdsetting av marine økosystemtjenester. Metoder og eksempler*”, Staten forurensningstilsyn, TA 2528.

TEEB (2008), ”*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*”, European Communities

Vedlegg: Estimering av WTP og WTA

Som et eksempel vil vi anta følgende funksjonsform:

$$(3) \quad V(y, M) = a \ln y + b \ln M$$

hvor $a > 0$, $b > 0$. Både a og b kan avhenge av prisvektoren $\mathbf{p}$. Med denne funksjonsformen får vi:

$$\begin{aligned} WTP &= \frac{A(M_1, M_0) - 1}{A(M_1, M_0)} y \\ WTA &= (A(M_1, M_0) - 1)y \\ (4) \quad A(M_1, M_0) &= \left[\frac{M_1}{M_0} \right]^{\frac{b}{a}} > 1 \\ \frac{WTA}{WTP} &= A(M_1, M_0) > 1 \end{aligned}$$

Vi ser at WTA er høyere enn WTP og at denne forskjellen vil være større jo større miljøforverringen er og/eller jo større grensenytten av økosystemtjenester (b) er i forhold til pengenes grensenytte (a).

Fra (4) får vi:

$$(5) \quad \frac{\partial WTP}{\partial y} = \frac{A - 1}{A} = 1 - \frac{1}{A} = 1 - \frac{WTP}{WTA} > 0$$

siden $WTP < WTA$. Anta at vi har definert den populasjonen som er berørt av miljøforverringen. La oss først vise hvordan vi kan estimere den ukjente parameteren b/a når vi tar hensyn til at den kan variere over de personer som berøres av forverringen. Når fordelingen til b/a er estimert, kan vi finne fordelingen til WTP og WTA ved hjelp av (4). I det følgende skal vi anta at vi har fått svar på spørsmål av WTA typen.

$$\text{La WTA for individ } i \text{ være } W_i \text{ og la } \left(\frac{b}{a} \right)_i = \beta_i$$

$$m = \ln \frac{M_1}{M_0}$$

Da har vi fra (4):

$$(6) \quad \ln(W_i + y_i) = \beta_i m + \ln y_i$$

$$\text{La } \beta_i : N(\beta, \sigma)$$

Da er

$$(7) \quad \frac{\beta_i - \beta}{\sigma} = \varepsilon_i : N(0, 1)$$

dvs

$$\beta_i = \beta + \sigma \varepsilon_i$$

Parameteren β er den gjennomsnittlige marginale betalingsvilligheten i befolkningen, mens parameteren σ angir spredningen av denne betalingsvilligheten i befolkningen.

Og vi får da:

$$\ln(W_i + y_i) - \ln y_i = \beta + \sigma \varepsilon_i m$$

dvs

$$(8) \quad \ln\left(\frac{W_i}{y_i} + 1\right) = \beta + \sigma \varepsilon_i m$$

dvs

$$\frac{1}{\sigma m} \ln\left(\frac{W_i}{y_i} + 1\right) = \frac{\beta}{\sigma m} + \varepsilon_i$$

La $f(\varepsilon_i)$ være standard normaltettheten med forventning null og spredning lik 1.. Setter vi inn for ε_i fra (7) får vi:

$$f(w_i) = f\left(\frac{1}{\sigma m} \ln\left(\frac{w_i}{y_i} + 1\right) - \frac{\beta}{\sigma m}\right)$$

(9) dvs

$$f(w_i) = f\left(\frac{1}{\sigma m} \ln\left(\frac{w_i}{y_i} + 1\right) - \frac{\beta}{\sigma m}\right)$$

ε_i er den uobserverbare stokastiske variabelen. Det vi observerer er utfallet w_i fra fordelingen til den stokastiske variabelen W_i . Vi må derfor foreta en transformasjon fra fordelingen til den uobserverbare stokastiske variabelen til fordelingen for den observerbare stokastiske variabelen, Haavelmo (1944). Dette må vi ta hensyn til når vi skal estimere de ukjente parametrene. Konkret betyr det at vi må multiplisere følgende uttrykk inn i likelihooden som benyttes ved estimering av modellen:

$$(10) \quad \frac{\partial \varepsilon_i}{\partial w_i} = \frac{1}{\sigma m} \frac{1}{w_i + y_i}$$

Sannsynligheten for et positivt beløp er $1 - F_i(0)$, hvor $F_i(0)$ er gitt

$$(11) \quad F(0, y_i) = \int_{-\infty}^0 f(w_i; y_i) dw_i$$

Her har vi antatt at det også kan forekomme negative beløp, som kan skyldes at noen individer foretrekker reduserte økosystemtjenester, feks. tilhenger av olje- og gassutbygging selv om naturrmiljøet blir forringet. Hvis dette ikke er tilfelle, og hvor det er en opphopning av nullsvar, blir den statistiske analysen noe mer komplisert. Dette må tas hensyn til i en konkret analyse av data.

Parametrene β og σ kan da estimeres ved maksimum likelihoodmetoden, dvs at β og σ bestemmes ved maksimering av L:

$$(12) \quad L = \prod_i \frac{1}{\sigma} f\left(\frac{1}{\sigma m} \ln\left(\frac{w_i}{y_i} + 1\right) - \frac{\beta}{\sigma m}\right) (1 - F(0, y_i)) \frac{1}{\sigma m} \frac{1}{w_i + y_i}$$

Når de to ukjente parametrene er bestemt kan vi finne den forventete verdien av (positive) WTA ved

$$(13) \quad E[WTA | WTA > 0] = \frac{\int_{w>0} w \int_y \left[\frac{1}{\sigma} f\left(\frac{1}{\sigma m} \ln\left(\frac{w}{y} + 1\right) + \frac{\beta}{\sigma m}\right) dy \right] dw}{\int_y (1 - F(0, y))}$$

Vista Analyse AS

Vista Analyse AS er et samfunnsfaglig analyseselskap med hovedvekt på økonomisk forskning, utredning, evaluering og rådgiving. Vi utfører oppdrag med høy faglig kvalitet, uavhengighet og integritet. Våre sentrale temaområder omfatter klima, energi, samferdsel, næringsutvikling, byutvikling og velferd.

Våre medarbeidere har meget høy akademisk kompetanse og bred erfaring innenfor konsulentvirksomhet. Ved behov benytter vi et velutviklet nettverk med selskaper og ressurspersoner nasjonalt og internasjonalt. Selskapet er i sin helhet eiet av medarbeiderne.

Vista Analyse AS
Meltzersgate 4
0257 Oslo

post@vista-analyse.no
vista-analyse.no