

Hege Medin

**Valg av måleenhet i verdsetting
av miljøgoder**
Empiriske eksempler

Rapport



Hege Medin

**Valg av måleenhet i
verdsetting av miljøgoder**
Empiriske eksempler

Rapporter

I denne serien publiseres statistiske analyser, metode- og modellbeskrivelser fra de enkelte forsknings- og statistikkområder. Også resultater av ulike enkeltundersøkelser publiseres her, oftest med utfyllende kommentarer og analyser.

Reports

This series contains statistical analyses and method and model descriptions from the different research and statistics areas. Results of various single surveys are also published here, usually with supplementary comments and analyses.

© Statistisk sentralbyrå, april 1999
Ved bruk av materiale fra denne publikasjonen,
vennligst oppgi Statistisk sentralbyrå som kilde.

ISBN 82-537-4677-6
ISSN 0806-2056

Emnegruppe

01.90 Metoder, modeller, dokumentasjon

Emneord

Betalingsvillighet
Miljøgoder
Måleenhet
Sammenligning av nytte

Design: Enzo Finger Design
Trykk: Statistisk sentralbyrå

Standardtegn i tabeller	Symbols in tables	Symbol
Tall kan ikke forekomme	Category not applicable	.
Oppgave mangler	Data not available	..
Oppgave mangler foreløpig	Data not yet available	...
Tall kan ikke offentliggjøres	Not for publication	:
Null	Nil	-
Mindre enn 0,5 av den brukte enheten	Less than 0.5 of unit employed	0
Mindre enn 0,05 av den brukte enheten	Less than 0.05 of unit employed	0,0
Foreløpige tall	Provisional or preliminary figure	*
Brudd i den loddrette serien	Break in the homogeneity of a vertical series	—
Brudd i den vannrette serien	Break in the homogeneity of a horizontal series	
Rettet siden forrige utgave	Revised since the previous issue	r

Sammendrag

Hege Medin

Valg av måleenhet i verdsetting av miljøgoder

Empiriske eksempler

Rapporter 99/9 • Statistisk sentralbyrå 1999

I nytte-kostnadsanalyser har den samfunnsøkonomiske verdien av et miljøprosjekt tradisjonelt sett blitt målt i penger ved å summere folks betalingsvillighet for miljøgodet og deretter trekke fra kostnadene. Denne metoden kan begrunnes ut fra et utilitaristisk samfunnssyn. Da innebærer den i tillegg en forutsetning om at alle har lik grensenytte av penger; dvs. at en ekstra krone gir like mye ekstra nytte til alle (se f.eks. Nyborg 1996).

Teoretisk kan nytte og kostnader måles i en hvilken som helst enhet. Den samfunnsøkonomiske verdien av et miljøgode kan f.eks. måles i enheter av miljøgodet i stedet for i penger (se f.eks. Brekke 1997). En miljøenhet vil bli definert ut fra det aktuelle prosjektet. Dersom prosjektet innebærer bevaring av skog, kan f.eks. en miljøenhet defineres lik 1 km² skog. Den samfunnsøkonomiske verdien av miljøgodet kan derfor alternativt måles ved å summere prosjektets verdi for alle enkeltindivider, målt i miljøenheter. Dersom man holder seg til det utilitaristiske samfunnssynet, innebærer imidlertid denne metoden en forutsetning om at alle har lik grensenytte av miljøgodet i stedet for lik grensenytte av penger.

Brekke (1997) viste at resultatene vedrørende et miljøprosjekts samfunnsøkonomiske verdi kunne variere etter hvilken enhet man målte nytten og kostnadene i. I denne rapporten er det brukt data fra syv studier, som måler betalingsvillighet for miljøgoder, for å illustrere at den samfunnsøkonomiske verdien av et miljøgode kan endres dramatisk dersom man i empiriske studier måler nytte og kostnader i enheter av miljøgodet i stedet for i penger.

Emneord: Betalingsvillighet, miljøgoder, måleenhet og sammenligning av nytte.

Innhold

1. Innledning	7
2. Nytte-kostnadsanalyser av miljøprosjekter	9
2.1. Teoretisk bakgrunn for begrepet samfunnsøkonomisk lønnsomhet	9
2.2. Gjennomføring av nytte-kostnadsanalyser	10
2.3. Verdsetting av miljøgoder	12
3. Teorien om betydningen av valg av måleenhet	14
3.1. Nytte målt i penger og i miljøenheter	14
3.2. Velferd målt i penger og i miljøenheter	15
3.3. Hvilken forutsetning er mest plausibel?	16
3.4. To sammenlignbare velferdsestimater	17
3.5. Vektlegging av interesser	18
3.6. Hvilken måleenhet er til prosjektets fordel?	19
3.7. Fordelingsvirkninger	19
4. Metode	21
4.1. Bud som ikke reflekterer respondentenes betalingsvillighet	21
4.2. Marginale prosjekter	23
4.3. Et eksempel: Navrud (1993)	23
5. Verdsettingsstudiene	25
5.1. Bateman et al. (1995)	25
5.2. Bateman og Langford (1997)	26
5.3. Bateman et al. (1997)	26
5.4. Loomis (1987)	26
5.5. Magnussen et al. (1997)	26
5.6. Navrud (1993)	27
5.7. Strand og Wahl (1997)	27
6. Empiriske resultater	29
6.1. Hovedresultater	29
6.2. MAC-brøkens sensitivitet overfor de mest ekstreme budene	30
7. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet	32
7.1. Loomis (1987)	33
7.2. Magnussen et al. (1997)	34
7.3. Navrud (1993)	34
7.4. Strand og Wahl (1997)	35
8. Diskusjon av forutsetningene som er lagt til grunn i modellen	36
8.1. Ikke-marginale prosjekter	36
8.2. Ulik kostnadsfordeling	37
8.3. Respondenter med negativ betalingsvillighet	39
9. Konklusjon	41
Referanser	42
Tidligere utgitt på emneområdet	44
De sist utgitte publikasjonene i serien Rapporter	45

1. Innledning¹

Den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av et prosjekt beregnes på grunnlag av prosjektets kostnader og folks betalingsvillighet for å få prosjektet gjennomført. Dersom prosjektet innebærer økt tilbud av et miljøgode, blir den samfunnsøkonomiske *bruttoverdien* av miljøbedringen som regel beregnet ved å summere folks betalingsvillighet for den. Ved beregning av denne bruttoverdien ser man bort fra kostnadene miljøbedringen medfører. For å finne ut om prosjektet er samfunnsøkonomisk lønnsomt, må man imidlertid beregne den samfunnsøkonomiske *nettverdien* av hele prosjektet, der man også tar hensyn til kostnadene. Dersom summen av alles betalingsvillighet er større enn kostnadene ved å gjennomføre miljøbedringen, er prosjektet tradisjonelt blitt betegnet som samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Folks betalingsvillighet blir på denne måten brukt som et mål på deres brutto nytteøkning av miljøbedringen. Nytte måles m.a.o. i penger. Denne metoden kan begrunnes ut fra et utilitaristisk samfunnssyn. Da innebærer den i tillegg en forutsetning om at alle har lik grensenytte av penger; dvs. at en ekstra krone gir like mye ekstra nytte til alle (se f.eks. Nyborg 1996). Dersom denne forutsetningen er oppfylt, vil summen av alles betalingsvillighet bli et korrekt mål på samfunnets brutto velferdsøkning av miljøbedringen. Dette er det *tradisjonelle velferdsestimatet* for miljøbedringen (når man ser bort fra kostnadene) som vanligvis blir brukt i nytte-kostnadsanalyser.

Folks individuelle brutto nytteøkninger kan teoretisk sett godt måles i andre enheter enn penger. I tilfellet der prosjektet man analyserer er et prosjekt som innebærer en miljøbedring, kan nytten måles i enheter av miljøgodet (se f.eks. Brekke 1997). En miljøenhet vil bli definert ut fra det aktuelle prosjektet. Dersom prosjektet innebærer bevaring av skog, kan f.eks. en miljøenhet defineres lik 1 km² skog. Den samfunns-

økonomiske bruttoverdien av miljøbedringen kan derfor alternativt måles ved å summere prosjektets verdi for alle enkeltindivider, målt i miljøenheter. Basert på dette kan man utlede et alternativt estimat for samfunnets brutto velferdsøkning av miljøbedringen (når vi ser bort fra kostnadene), målt i kroner. Dette estimatet vil bli referert til som det *alternative velferdsestimatet*. Dersom man holder seg til det utilitaristiske samfunnssynet, innebærer imidlertid denne metoden en forutsetning om at alle har lik grensenytte av miljøgodet i stedet for lik grensenytte av penger. En ekstra enhet miljøgode må m.a.o. gi like mye ekstra nytte til alle.

Siden nytte ikke kan måles direkte, kan man ikke teste hvilken av de to forutsetningene om grensenytte som er mest plausibel å legge til grunn. Ved å sammenligne det alternative velferdsestimatet med det tradisjonelle, kan man imidlertid finne ut hvor sensitive resultatene i en nytte-kostnadsanalyse er overfor å bytte ut forutsetningen om lik grensenytte av penger med forutsetningen om lik grensenytte av miljøgodet.

Brekke (1997) viste at det alternative velferdsestimatet kunne bli svært forskjellig fra det tradisjonelle dersom ulike individer hadde forskjellig marginal betalingsvillighet for prosjektet. Årsaken er at når man måler individuell nytte i én måleenhet fremfor en annen, vil enkelte individers interesser systematisk bli vektlagt fremfor andres, så lenge betalingsvilligheten varierer. Denne systematiske forskjellen i vektleggingen av interesser fører til at det alternative velferdsestimatet blir mindre eller lik det tradisjonelle.²

Brekke (1997) beregnet det alternative velferdsestimatet på grunnlag av data for individuell betalingsvillighet for et miljøprosjekt fra en undersøkelse av Strand (1985). I denne undersøkelsen ble bruttoverdien av miljøbedringen redusert med en faktor på 22 når det alternative velferdsestimatet ble brukt i

¹ Denne rapporten blir innlevert som min hovedoppgave i cand.polit. graden i Sosialøkonomi ved Universitetet i Oslo. Jeg vil rette en stor takk til Karine Nyborg, som har vært min veileder. Jeg vil også takke Kjell Arne Brekke for kommentarer, og Ian Bateman, John Loomis, Kristin Magnussen og Olvar Bergland, som har gitt meg tilgang til egne disaggregerte data.

² Merk imidlertid at dette forutsetter at prosjektets kostnader fordeles likt på alle. Andre kostnadsfordelinger kan i visse tilfeller gi et alternativt velferdsestimat som er større enn det tradisjonelle. Se kapittel 3.4. og 8.2. for en nærmere diskusjon.

stedet for det tradisjonelle. Velferdsestimatet var m.a.o. svært sensitivt overfor om man brukte penger eller miljøenheter som måleenhet på individuell nytte. I denne rapporten har jeg gjort flere slike empiriske beregninger for å finne ut om betydningen av valg av måleenhet er like vesentlig også i andre undersøkelser der man har forsøkt å verdsette miljøgoder. Jeg har beregnet det alternative velferdsestimatet på grunnlag av individuelle betalingsvillighetsdata fra syv verdsettingsstudier, der det ble målt betalingsvillighet for ulike typer miljøprosjekter. Tre av verdsettingsstudiene er norske (Magnussen et al. 1997; Navrud 1993; Strand og Wahl 1997), tre er britiske (Bateman et al. 1995; Bateman og Langford 1997; Bateman et al. 1997), og en er fra USA (Loomis 1987).³ I denne rapporten presenteres forskjellige estimater for forholdet mellom det tradisjonelle og det alternative velferdsestimatet fra disse studiene.

Forholdet mellom det tradisjonelle og det alternative velferdsestimatet varierte kraftig fra studie til studie. Det ble brukt tre forskjellige metoder for å beregne de to velferdsestimatene. Metodene varierte ved at ulike forutsetninger om de som hadde oppgitt null betalingsvillighet for miljøprosjektet ble lagt til grunn. Forholdet mellom det tradisjonelle og det alternative velferdsestimatet viste seg å være svært avhengig av hvilken beregningsmetode som ble lagt til grunn. Ved å benytte den mest moderate beregningsmetoden (dvs. den metoden som ga lavest forhold mellom det tradisjonelle og det alternative velferdsestimatet), fant jeg at ved å endre måleenhet ble velferdsestimatet ble redusert med en faktor på mellom 2 og 307, avhengig av hvilken studie jeg så på. Ved å bruke en mer ekstrem beregningsmetode ble velferdsestimatet redusert med en faktor på mellom 23 og over 22 000, dersom individuell nytte ble målt i miljøenheter i stedet for i penger. Jeg har også gjort sensitivitetsanalyser overfor fjerning av ekstreme betalingsvillighetssvar fra datasettet. Fjerning av lave bud har generelt større innvirkning på forholdet mellom det tradisjonelle og det alternative velferdsestimatet enn fjerning av høye bud. Årsaken til dette er hovedsakelig at det alternative velferdsestimatet er svært sensitivt overfor fjerning av lave bud.⁴

I undersøkelsene fra Loomis (1987), Magnussen et al. (1997), Navrud (1993) og Strand og Wahl (1997) forelå det informasjon om de faktiske kostnadene ved gjennomføring av prosjektet. Disse studiene bestod av tilsammen 8 underutvalg. I alle utvalgene var det tradisjonelle velferdsestimatet større enn kostnadene, så forfatterne konkluderte med at prosjektet var samfunnsøkonomisk lønnsomt. Jeg har undersøkt om denne konklusjonen ble forandret dersom man sammenlignet kostnadene med det alternative

velferdsestimatet i stedet for det tradisjonelle. Konklusjonen ble i de fleste underutvalgene ikke endret dersom den mest moderate beregningsmetoden ble brukt for å estimere det alternative velferdsestimatet. Dersom den mest ekstreme beregningsmetoden ble brukt, ble konklusjonene endret i alle underutvalgene.

Resultatene tyder på at valg av måleenhet kan ha en stor empirisk betydning. Dette taler for at man bør ha en mer aktiv holdning til hvilke forutsetninger som legges til grunn ved beregning av samfunnsøkonomisk lønnsomhet.

³ Se kapittel 5. for en nærmere omtale av hver studie.

⁴ Se kapittel 4.1. for en nærmere begrunnelse.

2. Nytte-kostnadsanalyser av miljøprosjekter

Nytte-kostnadsanalyser brukes ofte til å analysere den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av offentlige prosjekter. NOU 1997:27, s. 23 gir følgende definisjon av nytte-kostnadsanalyse: "Nytte-kostnadsanalyse er en lønnsomhetskalkyle som søker å kvantifisere alle nytteeffekter og kostnader av prosjektet fra en samfunnsmessig synsvinkel, og veie dem sammen til én felles verdienhet; kroner."

I motsetning til bedriftsøkonomisk eller privatøkonomisk lønnsomhet, er det ikke åpenbart hva det betyr at et prosjekt er lønnsomt i samfunnsøkonomisk forstand (se Johansen 1977). I en bedriftsøkonomisk analyse vil et prosjekt være lønnsomt dersom det øker bedriftens profitt. Et offentlig prosjekt vil imidlertid ofte ha konsekvenser for mange aktører med motstridende interesser. I en nytte-kostnadsanalyse må alle disse interessene kartlegges og veies mot hverandre.

2.1. Teoretisk bakgrunn for begrepet samfunnsøkonomisk lønnsomhet

I dette kapitlet skal jeg kort gjøre rede for den teoretiske bakgrunnen for nytte-kostnadsanalyser. (Se for øvrig Dréze og Stern 1987 og Johansson 1993.)

Et prosjekt blir definert som samfunnsøkonomisk lønnsomt dersom det bidrar til å øke samfunnets velferd. Samfunnets velferd kan defineres i form av en velferdsfunksjon (W) (se Johansson 1993). Anta at W er en funksjon av den individuelle nytten til alle medlemmene i samfunnet, der U_i er nytten til person i .⁵ Samfunnet har n medlemmer:

$$(1) \quad W = w(U_1, U_2, \dots, U_n)$$

Velferdsfunksjonen (W) formaliserer et normativt syn på hvordan de forskjellige interessene skal veies mot hverandre når samfunnets velferd skal beregnes. W kan tenkes å gi uttrykk for samfunnspreferansene til en beslutningstaker i samfunnet, f.eks. en politiker. Den

⁵ Velferdsfunksjonen kan i tillegg til nytte inneholde flere variable, som f.eks. kan beskrive overordnede prinsipper som samfunnet legger vekt på (menneskerettigheter etc.). Jeg skal imidlertid se bort fra slike variable her.

beskriver da politikerens syn på hvordan de individuelle nytteendringene skal aggregeres, dvs. hennes syn på hvordan de forskjellige interessene skal veies mot hverandre når samfunnets velferdsendring av prosjektet skal beregnes.

Jeg skal se på en situasjon der man ønsker å analysere den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av et prosjekt som innebærer økt tilbud av et miljøgode. Gjennomføringen av prosjektet innebærer også en kostnad som fordeles mellom medlemmene i samfunnet (f.eks. ved en skatt). La oss anta at nyttefunksjonene er funksjoner av inntekt (Y_i) og miljøgodet (E), slik at

$$(2) \quad U_i = u_i(E, Y_i).$$

E er et kollektivt gode, så mengden av det er lik for alle.⁶ Inntekten (Y_i) kan variere fra person til person. Økningen i E som følge av prosjektet er marginal og lik dE . Kostnaden person i må betale som følge av prosjektet er lik C_i . Totalkostnadene ved prosjektet er

dermed definert som $\sum_{i=1}^n C_i$. Person i sin nytteendring av prosjektet finner man ved å differensiere (2)):

$$(3) \quad dU_i = u'_{iE} dE - u'_{iY} C_i$$

Samfunnets velferdsendring av prosjektet finner man ved å differensiere (1):

$$(4) \quad dW = \sum_{i=1}^n w'_i \cdot dU_i$$

Prosjektet vil være samfunnsøkonomisk lønnsomt dersom det fører til en økning i velferden, slik at $dW > 0$ (Johansson 1993).

Et individs grensenytte av miljø (u'_{iE}) gir uttrykk for hvor stor nytteendring hun får ved en marginal endring i miljøgodet, mens hennes grensenytte av

⁶ Se kapittel 2.3. for definisjon av kollektive goder.

penger (u'_{iY}) gir uttrykk for hvor stor nytteendring hun får ved en marginal endring i inntekten. Individenes marginale substitusjonsbrøk er gitt ved forholdet mellom disse to grensenyttene, og er lik deres marginale betalingsvillighet for miljøgodet (WTP_i) (se Varian 1996, s. 50-51):

$$(5) \quad \frac{u'_{iE}}{u'_{iY}} = WTP_i$$

Differansen mellom individets betalingsvillighet for prosjektet ($WTP_i \cdot dE$) og det hun faktisk må betale, C_i , er individets *netto* betalingsvillighet for prosjektet (dU_i^Y). Ved å dividere (3) med grensenytten av penger (u'_{iY}), får vi individ i sin nytteendring uttrykt ved hjelp av hennes betalingsvillighet og individuelle kostnad:

$$(6) \quad \frac{dU_i}{u'_{iY}} = \frac{u'_{iE}}{u'_{iY}} \cdot dE - \frac{u'_{iY}}{u'_{iY}} C_i = WTP_i \cdot dE - C_i = dU_i^Y$$

Vi ser at individets netto betalingsvillighet (dU_i^Y) er proporsjonal med hennes egentlige nytteendring (dU_i), og er derfor et pengemål på denne (Varian 1996). Samfunnets velferdsendring (4) kan nå skrives på formen:

$$(7) \quad dW = \sum_{i=1}^n w'_i \cdot u'_{iY} \cdot \frac{dU_i}{u'_{iY}} = \sum_{i=1}^n w'_i \cdot u'_{iY} dU_i^Y$$

Vi ser at (7) inneholder produktet av netto betalingsvillighet (dU_i^Y) og $w'_i \cdot u'_{iY}$ summert over alle individene i samfunnet. $w'_i \cdot u'_{iY}$ kalles for individ i sin velferdsvekt med hensyn på inntekten. Velferdsvekten beskriver endringen i samfunnets velferd ved at person i får en marginal endring i inntekten. Den består av to faktorer: u'_{iY} , som er lik grensenytten av penger for person i og w'_i , som beskriver økningen i samfunnets velferd ved en marginal økning i person i sin nytte (Johansson 1993). Mens u'_{iY} i utgangspunktet er en deskriptiv komponent som beskriver nyttestrukturen til person i , er w'_i en normativ komponent. Hvor mye interessene til person i skal telle i forhold til interessene til de andre medlemmene i samfunnet når velferden skal beregnes er gitt ved w'_i .

Den som står bak velferdsfunksjonen kan f.eks. ha samfunnspreferanser som tilsier at interessene til et individ med lavt nyttenivå skal telle mer enn interessene til et individ med høyt nyttenivå når man skal vurdere om et prosjekt skal gjennomføres. Dersom person a har høyere nytte enn person b i utgangspunktet, skal velferdsfunksjonen da være slik at:

$$w'_b > w'_a$$

Dersom den som står bak velferdsfunksjonen mener at alles interesser skal telle likt, uavhengig av nyttenivået i utgangspunktet og andre hensyn, vil en utilitaristisk velferdsfunksjon uttrykke hennes samfunnspreferanser:

$$(8) \quad W = \sum_{i=1}^n U_i$$

der n er antall individer i samfunnet. Denne funksjonen innebærer at w'_i er lik for alle individene.⁷

Et eksempel på en annen type samfunnspreferanser er at det kun er interessene til den med det laveste nyttenivået som har betydning for velferden. Denne funksjon vil ha formen:

$$W = \min\{U_1, \dots, U_n\}$$

Se Johansson (1993) for mer diskusjon om velferdsfunksjoner.

2.2. Gjennomføring av nytte-kostnadsanalyser

2.2.1. Operasjonaliserings-problemer

Formel (7) viser at for å beregne den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av et prosjekt må man kjenne hvert individs velferdsvekt med hensyn på inntekt og hvert individs netto betalingsvillighet for prosjektet. Individenes netto betalingsvillighet (dU_i^Y) er i prinsippet observerbare størrelser, mens velferdsvektene ($w'_i \cdot u'_{iY}$) ikke uten videre er observerbare. For å beregne samfunnets velferdsendring av prosjektet må man derfor, i tillegg til å kjenne alle individenes betalingsvillighet og kostnader, gjøre forutsetninger om størrelsen på disse velferdsvektene. Det vanligste er å forutsette at disse er like for alle personene. Dette gjør at $w'_i \cdot u'_{iY}$ kan settes utenfor summetegnet i formel (7). Da blir summen av alles netto betalingsvillighet proporsjonal med samfunnets velferdsendring av prosjektet. Det er nettopp denne summen som vanligvis blir brukt som mål på den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av et prosjekt.

⁷ I (8) er w'_i lik 1. De kardinale og interpersonlige sammenlignbare nyttefunksjonene (U_i) tallfester imidlertid nyttenivåer og nytteendringer til de forskjellige personene *i forhold* til hverandre, men setter ikke noe absolutt mål på nyttenivåene. Enhver strengt voksende lineær transformasjon av en kardinal nyttefunksjon U^0 gir uttrykk for de samme preferansene som U^0 (se Rødseth 1997 s. 46). En gitt velferdsfunksjon vil derfor ikke endres selv om alle nyttefunksjonene blir multiplisert med samme strengt positive konstant.

Velferdsfunksjonen $W = \sum_{i=1}^n aU_i$ vil dermed gi uttrykk for de samme

samfunnspreferansene uavhengig av hvilken verdi a antar, så lenge $a > 0$. Her setter jeg for enkelthets skyld $a=1$.

Men hva innebærer forutsetningen om like velferdsvekter? Dersom vi legger til grunn en utilitaristisk velferdsfunksjon, blir w'_i blir lik for alle i . Samfunnets velferdsendring finner man nå ved å differensiere (8):

$$(9) \quad dW = \sum_{i=1}^n dU_i$$

For at alle skal ha like velferdsvekter, må imidlertid også u'_{iY} være lik for alle i . Ved å forutsette at alle har lik grensenytte av penger, oppfylles dette

$$u'_{iY} = u'_Y = \text{konstant for alle } i.$$

Ved å dividere (9) med u'_Y , får vi nå et pengemål på samfunnets velferdsendring av prosjektet (Medin et al. 1998):

$$(10) \quad \frac{dW}{u'_Y} = \sum_{i=1}^n \frac{1}{u'_Y} \cdot dU_i = \sum_{i=1}^n dU_i^Y = dW^Y$$

Av (10) ser vi at samfunnets velferdsendring av et prosjekt (dW) nå er proporsjonal med summen av alles netto betalingsvillighet for prosjektet (dW^Y). Gitt at forutsetningen om lik grensenytte for alle er oppfylt (lik u'_{iY} for alle i) og at vi legger til grunn en utilitaristisk velferdsfunksjon (lik w'_i for alle i), vil derfor dW^Y , som i prinsippet er observerbar, være et korrekt uttrykk for dW , som er ikke-observerbar.⁸

Vanligvis opererer man med et *ordinalt* nyttebegrep i økonomisk teori: Man er opptatt av om et prosjekt medfører lavere eller høyere nytte for et individ, men man er ikke interessert i størrelsen på nytteendringene. Forutsetninger om størrelsen på et individs grensenytte av penger i forhold til størrelsen på andre individers grensenytte av penger krever at man opererer med et *kardinalt* og *interpersonlig sammenlignbart* nyttebegrep. Dette gjør at nytteendringer kan rangeres og sammenlignes mellom individer. (Se Rødseth 1997, s. 45-47 om ordinal og kardinal nytte.)

Ved å spørre et individ i om hun er for eller mot miljøbedringen dersom hun må betale C_i , kan man finne ut om prosjektet medfører høyere eller lavere nytte for henne. Man kan altså finne fortegnet på hennes nytteendring (dU_i) og dermed måle hennes

ordinale nytteendring av prosjektet. Gitt at vi har en utilitaristisk velferdsfunksjon (jf. formel (9)), vil samfunnets velferdsendring av prosjektet nå være strengt positiv dersom alle individenes nytteendringer er positive (dvs. at $dU_i \geq 0$), og minst én er strengt positiv (dvs. at $dU_i > 0$ for minst én person). I dette tilfellet vil prosjektet innebære en Pareto-forbedring, dvs. at minst en aktør får det bedre uten at noen får det verre. Da er det ingen motstridende interesser som skal veies mot hverandre, og det er heller ikke nødvendig å rangere individenes nytteendringer i forhold til hverandre. I dette tilfellet kan vi derfor, som ellers i økonomisk teori, operere med et *ordinalt* nyttebegrep. En tilstrekkelig forutsetning for samfunnsøkonomisk lønnsomhet vil nå være at prosjektet innebærer en Pareto-forbedring.

De fleste offentlige prosjekter vil imidlertid ikke innebære Pareto-forbedringer. Som regel vil det alltid være noen som får negativ nytteendring av et prosjekt. Dersom man f.eks. skal bygge en park ved hjelp av kommunale skatteinntekter, er det sannsynlig at det er noen som ikke får økt nytte av parken. Siden disse likevel må være med på å finansiere den gjennom innbetaling av skatt, vil de derfor komme dårligere ut etter prosjektet enn før. Siden man nå må veie motstridende interesser mot hverandre når velferdsendringen skal beregnes, må man operere med et kardinalt og interpersonlig sammenlignbart nyttebegrep.

Det fins imidlertid ingen metode for å måle kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte direkte slik at man også kan rangere og sammenligne nytteendringene mellom de forskjellige personene. Når man i praksis opererer med et kardinalt og interpersonlig sammenlignbart nyttebegrep, må man derfor finne en metode for å tallfeste dU_i for alle i i en felles observerbar måleenhet. Av (6) så vi at et individs netto betalingsvillighet (dU_i^Y) var proporsjonal med hennes nytteendring (dU_i). Netto betalingsvillighet er derfor et pengemål på individ i sin nytteendring av prosjektet. Siden man kan observere både fortegnet og tallverdien på dU_i^Y , kan man velge å tolke dette som et kardinalt nyttemål, som også gjør at man kan rangere nytteendringer for et gitt individ. Gitt at forutsetningen om lik grensenytte av penger for alle er oppfylt, slik at en marginal endring i inntekten gir like stor nytteendring for alle, vil individenes netto betalingsvillighet også kunne brukes for å rangere nytteendringene mellom individene.

Forutsetningen om lik w'_i for alle i sier at alle individenes interesser telle like mye. I motsetning til forutsetningen om lik grensenytte av penger, som i utgangspunktet er deskriptiv, er dette en normativ forutsetning. Når velferdsvektene med hensyn på inntektsendringen forutsettes å være like for alle i

⁸ dW^Y vil også være proporsjonal med dW dersom velferds-

funksjonen og grensenytten av penger er slik at: $w'_i = \frac{1}{u'_{iY}}$.

Dette innebærer at en persons nytteendring vektet omvendt proporsjonalt med personens grensenytte av penger. Dersom grensenytten av penger f.eks. er lavere for rike enn for fattige, betyr dette at interessene til de rike skal telle mer enn interessene til de fattige når man skal vurdere hvorvidt prosjektet bør gjennomføres. Her vil jeg imidlertid operere med en utilitaristisk velferdsfunksjon.

nytte-kostnadsanalyser, er dette dermed en blanding av en deskriptiv og en normativ forutsetning, som gjør at den uveide summen av alles netto betalingsvillighet for prosjektet blir et korrekt mål på samfunnets velferdsendring av prosjektet (se Medin et al. 1998).

Hovedårsaken til at velferdsvektene i praksis forutsettes å være like er antagelig at dette er en enkel metode. I tillegg argumenteres det av og til normativt for at man bør bruke en utilitaristisk velferdsfunksjon, fordi denne funksjonen impliserer at alles interesser skal vektlegges like mye. Det er imidlertid viktig å huske på at bruk av en utilitaristisk velferdsfunksjon ikke nødvendigvis innebærer at velferdsvektene er like for alle. Av formel (7) ser vi at dette vil avhenge av om forutsetningen om lik grensenytte av penger er oppfylt. Dersom summen av folks netto betalingsvillighet brukes som et velferds mål, men denne forutsetningen ikke er oppfylt, vil folks interesser bli vektet ulikt.

2.2.2. Praktiske problemer

I tillegg til de teoretiske problemene knyttet til operasjonisering av kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte, er det en rekke praktiske problemer knyttet til gjennomføring av nytte-kostnadsanalyser. Jeg skal ikke drøfte disse problemene i denne rapporten, men vil bare kort nevne noen av dem (se NOU 1997:27, Dréze og Stern 1987 og Johansen 1977 for en videre drøfting).

Normalt vil det ikke bare være en, men flere beslutningstakere i samfunnet. Disse beslutningstakerne kan ha forskjellige preferanser. F.eks. er det flere politikere på Stortinget som deltar i de politiske prosessene. Disse politikerne kan ha normative synspunkter som korresponderer til forskjellige velferdsfunksjoner, og det vil ikke være gitt hvilken funksjon man da skal legge til grunn i analysen. I dette tilfellet kan man, sammen med å klargjøre hvilken velferdsfunksjon som har blitt lagt til grunn i nytte-kostnadsanalysen, gi tilleggsinformasjon om hvilke grupper som får positiv og hvilke som får negativ nytteendring av prosjektet. Beslutningstakerne kan deretter, i samsvar med sin egen velferdsfunksjon, avgjøre hvor stor vekt de ønsker å legge på de forskjellige interessegruppene (Johansen 1977).

I en nytte-kostnadsanalyse skal alle konsekvenser av prosjektet kartlegges. Dette betyr at man f.eks. også må ta hensyn til eksterne virkninger av prosjektet. Det kan være vanskelig å få oversikt over alle disse konsekvensene, da de kan være mange og kompliserte.

Både nytte og kostnader skal i prinsippet verdsettes ut fra den verdien de hadde hatt i beste alternative anvendelse (alternativkostnaden) (NOU 1997:27, s. 25). Dersom vi ser på private goder som blir omsatt i et perfekt frikonkurransemarked, vil alternativkostnaden være gitt av folks marginale betalingsvillighet, som

igjen vil være lik markedsprisen på godet. I praksis kan likevel forhold som markedsrett, ikke-marginale prosjekter, skatteklær og en situasjon der ikke alle markeder klareres, føre til at markedsprisen ikke gjenspeiler alternativkostnaden. Dessuten vil som regel offentlige prosjekter innebære endret tilbud av goder som ikke omsettes i markeder. Da kan det være svært vanskelig å avsløre folks betalingsvillighet for godet (se kapittel 2.3). I enkelte sammenhenger kan det også være både faglig og etisk problematisk å snakke om betalingsvillighet, f.eks. når et prosjekt innebærer redning av liv, eller handlinger som folk oppfatter som brudd på overordnede moralske prinsipper. Slike "ikke-økonomiske" elementer blir derfor ofte holdt utenfor analysen.

Alle disse elementene er eksempler på at summen av individuell betalingsvillighet alene ikke oppfattes som tilstrekkelig for å avgjøre om et prosjekt bør gjennomføres eller ikke (se bl.a. NOU 1998:16, s.12). I tillegg til problemer med operasjonisering av nyttebegrepet, vil det kunne forekomme konsekvenser som er svært vanskelige å få oversikt over eller som ikke lar seg verdsette. Det vil også kunne være uenighet blant beslutningstakerne om hvilken velferdsfunksjon som bør velges. I den grad beslutningstakere i praksis benytter seg av nytte-kostnadsanalyser, blir disse som regel ikke benyttet som beslutningsgrunnlag alene, men sammen med en rekke andre indikatorer (se Nyborg 1998). Se for øvrig NOU 1997:27 for bruk av nytte-kostnadsanalyser i Norge og Pearce 1998 for bruk av nytte-kostnadsanalyser i USA og Storbritannia.

2.3. Verdsetting av miljøgoder

Mange miljøgoder er kollektive goder. Et kollektivt gode blir karakterisert ved at det ikke kan stykkes opp og selges til individuelle kjøpere. Man har dermed ikke muligheten til å ekskludere noen fra å bruke det. Videre vil den mengden et individ konsumerer, ikke redusere den mengden et annet individ konsumerer. Mengden av et kollektivt gode vil derfor være lik for alle (Førsund og Strøm 1994). Et eksempel på et kollektivt gode er ren luft. Av formel (6) og (10) så vi at individenes netto betalingsvillighet for et prosjekt ble brukt som grunnlag for å beregne samfunnets velferdsendring av prosjektet. Da ren luft ikke kan oppstykket og selges, finnes det imidlertid ingen markedspris som kan reflektere individenes marginale betalingsvillighet for godet. Hvis prosjektet f.eks. innebærer redusert luftforurensing, kan det derfor være svært vanskelig å beregne samfunnets velferdsendring av dette prosjektet.

Siden betalingsvillighet for miljøgoder normalt ikke avsløres gjennom markedspriser, har man utarbeidet forskjellige metoder for verdsetting av miljøgoder, som bygger på å avsløre individenes betalingsvillighet for dem. De mest brukte av disse verdsettingsmetodene er reisekostnadsmetoden, hedoniske metoder og betinget verdsetting (den sistnevnte forkortes til CV-metoden

for Contingent Valuation) (se bl.a. Freeman 1993 og Nyborg 1996). CV-metoden går ut på å avsløre folks betalingsvillighet for miljøprosjekter ved å stille dem direkte spørsmål om deres maksimale betalingsvillighet for godet. På denne måten konstruerer man et hypotetisk marked, der respondentene i undersøkelsene skal "kjøpe" et gode de vanligvis ikke betaler for. Det er mange problemer med å avsløre individuell betalingsvillighet, knyttet til de forskjellige metodene. Jeg skal ikke behandle disse problemene her, men vil kort nevne noen problemer med CV-metoden som kan ha konsekvenser for problemstillingen som behandles i denne rapporten. (Se Mitchell og Carson 1989 for en detaljert beskrivelse av CV-metoden.)

Siden det hypotetiske markedet som blir skissert i CV-studier, ikke eksisterer i virkeligheten, kan man ikke vite om de svarene (WTP-budene) respondentene oppgir faktisk reflekterer deres maksimale betalingsvillighet for miljøgodet. Det er ikke sikkert at respondentene kjenner sin betalingsvillighet. Selv om respondentene kjenner sin betalingsvillighet kan det også tenkes at de bevisst oppgir "feil" svar på spørsmålet om betalingsvilligheten (WTP-spørsmålet). En årsak til at enkelte respondenter ikke oppgir sin sanne betalingsvillighet kan være at de protesterer mot å verdsette miljøgodet i penger. Denne type svar kalles for protestbud (se Mitchell og Carson 1989, s. 166-167). En annen årsak til "feil" svar kan være at være at respondentene oppfører seg strategisk. De som har høy betalingsvillighet vil kunne oppgi en enda høyere betalingsvillighet enn det de faktisk har, for å trekke samlet betalingsvillighet oppover, slik at samfunnets velferdsendring (dW) blir overestimert (se formel (7)). Tilsvarende vil de som har lav betalingsvillighet kunne oppgi en enda lavere betalingsvillighet enn de faktisk har, for å trekke estimatet for samfunnets velferdsendring ned. En annen type strategiske oppførsel er respondenter som oppgir null betalingsvillighet for miljøgodet selv om de egentlig har positiv betalingsvillighet, fordi de tror at de må betale det beløpet de oppgir (se Mitchell og Carson, s.143-146 for strategiske svar).

Betalingsvillighetssvar som ikke reflekterer respondentenes sanne betalingsvillighet, kan også skyldes spørsmålstypen intervjueren benytter seg av. I CV-studier skiller man hovedsakelig mellom to typer WTP-spørsmål: Åpne og lukkede (se Mitchell og Carson 1989, s. 97-105). Åpne spørsmål går ut på at respondenten blir spurt direkte om sin maksimale betalingsvillighet. Respondenten kan da svare det beløp hun måtte ønske. Problemet med denne metoden er at respondentene ofte finner det vanskelig å oppgi en betalingsvillighet dersom de ikke har noen pris å forholde seg til i utgangspunktet. Denne metoden resulterer derfor ofte i mange protest-nullbud og mange respondenter som svarer "vet ikke" på WTP-spørsmålet (Mitchell og Carson 1989, s. 97.) Lukkede

spørsmål ber respondenten forholde seg til et gitt beløp (startbud). Hun må så svare ja eller nei på hvorvidt hun er villig til å betale startbudet. Lukkede og åpne spørsmål kan også kombineres ved at man først stiller et lukket spørsmål og deretter et åpent spørsmål. Flere lukkede spørsmål, der startbudet varierer, kan også bli stilt samme respondent. Videre kan respondenten bli bedt om å forholde seg til en budskala, der hun må velge et av flere på forhånd gitte bud. (Se Bateman et al. 1995 for forskjellige kombinasjoner av åpne og lukkede spørsmål). Dersom et åpent spørsmål blir kombinert med et lukket spørsmål eller en budskala, er det fare for at respondentens svar på det åpne spørsmålet avhenger av størrelsen på det lukkede budet eller budene på budskalaen. Dette fenomenet kalles startpunktskjevhet (se Mitchell og Carson 1989, s. 240-241).

Ved å forsøke å anslå samfunnets velferdsendring av et miljøprosjekt ved hjelp av CV-studier, antar man at de svarene respondentene oppgir reflekterer deres maksimale betalingsvillighet for miljøendringen. Dersom denne forutsetningen er oppfylt, vil en respondents betalingsvillighetssvar minus kostnaden hun må betale ved gjennomføringen av prosjektet reflektere hennes nytteendring av prosjektet (se formel (6)). Individenes nytteendringer blir dermed målt i penger. I kapittel 3.1 blir det vist at individuell nytte, teoretisk sett, like godt kan måles i andre enheter. F.eks. kan nytten av et miljøprosjekt måles i enheter av miljøgodet i stedet for i penger. En enhet miljøgode må selvsagt defineres ut fra det prosjektet man ser på. I tilfellet med redusert luftforurensning kan en miljøenhet f.eks. defineres lik 5 prosent reduksjon i luftforurensningen. Hvis prosjektet derimot innebærer bevaring av skog, kan en miljøenhet defineres lik én km² skog.

Brekke (1997) viste at man på grunnlag av informasjon om individuelle kostnader og respondentenes svar på åpne WTP-spørsmål fra en CV-studie, kan regne seg frem til deres nytteendringer av prosjektet målt i miljøenheter. Videre ble det vist at når de individuelle nytteendringene skal aggregeres for å beregne velferden av et miljøprosjekt, kan hvilken enhet man velger å måle de individuelle nytteendringene i ha betydning for størrelsen og fortegnet på samfunnets velferdsendring av prosjektet. I denne rapporten skal jeg se på den empiriske betydningen for estimeringen av samfunnets velferdsendring av et miljøprosjekt ved at miljøenheter brukes som mål på individuell nytte i stedet for penger.

3. Teorien om betydningen av valg av måleenhet

I dette kapittelet skal jeg gjøre rede for modellen som er beskrevet i Brekke (1993, 1997), ved å se på metoder for estimering av samfunnets velferdsendring et miljøprosjekt slik det ble beskrevet i kapittel 2.1. Jeg skal anta at personenes marginale betalingsvillighet for miljøgodet er kjent (slik at vi kjenner WTP_i for alle i).

Prosjektet antas å være marginalt i den forstand at den marginale substitusjonsbrøken mellom penger og miljøgodet til de individene som blir berørt av prosjektet ikke endrer seg nevneverdig som følge av gjennomføringen av prosjektet.⁹ Videre må prosjektet heller ikke føre til endring i noen priser. Gitt disse forutsetningene kan indifferenskurvene til individene (som en tilnærming) ansees som lineære i det aktuelle området (se Rødseth 1997).

3.1. Nytte målt i penger og i miljøenheter

Drøftingen i kapittel 2.2.1. viste at for å beregne samfunnets velferdsendring av et prosjekt i praksis, måtte man bl.a. finne et individs nytteendring uttrykt i en observerbar størrelse. Av formel (6) i kapittel 2.1. så vi at ved å dividere individets nytteendring (dU_i) med hennes grensenytte av penger (u'_{iY}) fikk vi hennes netto betalingsvillighet (dU_i^Y).

Gitt at man kjenner WTP_i og C_i , er dU_i^Y en observerbar størrelse. Siden den er proporsjonal med personens egentlige uobserverbare nytteendring av prosjektet (dU_i), kan den brukes som et mål på denne.

Dersom man i stedet dividerer individets nytteendring (dU_i) med hennes grensenytte av miljø (u'_{iE}) får man følgende formel (Medin et al. 1998):

$$(11) \frac{dU_i}{u'_{iE}} = \frac{u'_{iE}}{u'_{iE}} dE - \frac{u'_{iY}}{u'_{iE}} C_i = dE - WTP_i^{-1} \cdot C_i = dU_i^E$$

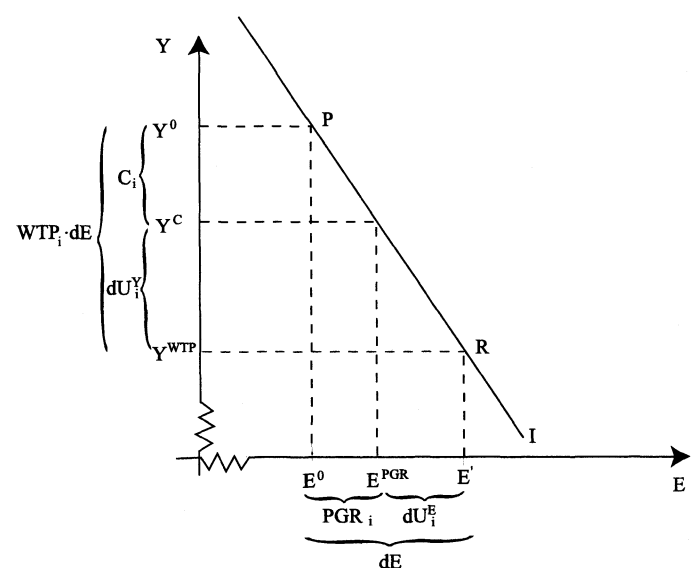
⁹ Det kan dermed være to årsaker til at prosjektet er marginalt. Enten at endringene i inntekt og miljøgodet er små eller at substitusjonselastisiteten mellom inntekt og miljøgode er stor.

Av (11) ser vi at dU_i^E i likhet med dU_i^Y er proporsjonal med individets egentlige uobserverbare nytteendring av prosjektet (dU_i). I likhet med dU_i^Y , er også dU_i^E en observerbar størrelse så lenge vi kjenner WTP_i og C_i . Dermed kan dU_i^E også brukes som et mål på individets kardinale nytteendring, men dU_i^E har miljøenheter som måleenhet i stedet for penger.

Teoretisk er dU_i^Y og dU_i^E to like korrekte mål på individets nytteendring av prosjektet, og fortegnet på de to målene vil alltid være like (Medin et al. 1998 og Brekke 1997).

Utleddning av dU_i^Y og dU_i^E kan også vises grafisk: Figur 3.1 viser indifferenskurven mellom penger og miljø til person i for nyttenivået hun er på før prosjektet gjennomføres. For å forenkle resonnetet fremstiller jeg indifferenskurven som lineær, noe som ikke virker urimelig siden vi ser på et marginalt prosjekt.

Figur 3.1. Indifferenskurven for individ i mellom penger (Y) og miljøgodet (E)



Vi starter i P. Her er mengden av miljøgodet lik E^0 , og individet har inntekten Y^0 . I R har tilbudet av miljøgodet økt med dE . Nå er den totale mengden av miljøgodet lik E' . Y^{WTP} viser hvilken inntekt personen ville hatt etter miljøendringen, dersom hun skulle vært på samme nyttenivå etter miljøendringen som før. $Y^0 - Y^{WTP}$ uttrykker dermed det maksimale beløpet som kan taes fra personen dersom hun skal være på samme nyttenivå etter miljøbedringen som før. Dette er det samme som personens kompenserte variasjon i inntekten ved miljøbedringen, og uttrykker dermed hennes betalingsvillighet for prosjektet ($WTP_i \cdot dE$)¹⁰. Det beløpet individet faktisk må betale (den individuelle kostnaden, C_i) er vist ved $Y^0 - Y^C$ på figuren. Differansen mellom betalingsvilligheten og kostnaden blir et penge-mål på individets nytteendring, og er vist ved $Y^C - Y^{WTP}$ på figuren. Dette uttrykker jo nettopp dU_i^Y , som ble utledet i (6). På figuren er dU_i^Y positiv. Dersom den individuelle kostnaden hadde vært større enn betalingsvilligheten ser vi at dU_i^Y ville ha blitt negativ.

Penger er imidlertid ikke den eneste relevante måleenheten på individets nytteendring. Den kan like gjerne måles i miljøenheter. Da tar man utgangspunkt i at individet må betale C_i , og spør hvilken miljøbedring hun vil kreve for å være på samme nyttenivå etter at hun har betalt C_i som før. Dette kravet til økning i miljøgodet kaller jeg for PGR_i (Public Good Requirement). PGR_i uttrykker minimumsmengden miljøenheter personen må motta for å komme på samme nyttenivå etter at hun har betalt kostnaden (C_i) som før. Dette kan ansees som en slags kompensert variasjon målt i enheter av miljøgodet ved inntektsreduksjonen og vil her bli omtalt som miljøkravet. I figur 3.1 er miljøkravet angitt ved $E^{PGR} - E^0$. Så lenge prosjektet er marginalt, slik at indifferenskurven kan oppfattes som lineær, vil følgende likhet gjelde:¹¹

$$(12) \frac{PGR_i}{C_i} = \frac{dE}{WTP_i \cdot dE} \Leftrightarrow PGR_i = WTP_i^{-1} \cdot C_i$$

Man kan altså regne seg frem til miljøkravet på grunnlag av individets marginale betalingsvillighet (WTP_i) og kostnaden (C_i). Mengden miljø individet får som følge av prosjektet (dE) er angitt ved $E' - E^0$. Differansen mellom den miljømengden hun får og miljøkravet hennes, blir et miljøenhets-mål på hennes nytte og er angitt ved $E' - E^{PGR}$ i figuren. Denne størrelsen er lik personens *netto* miljøkrav, og er det

¹⁰ Dersom vi hadde sett på en reduksjon i miljøgodet ($dE < 0$), ville betalingsvilligheten ($WTP_i \cdot dE$) angitt ekvivalent variasjon i inntekten. Siden endringen er marginal, vil det imidlertid ikke være forskjell på ekvivalent og kompensert variasjon. Se for øvrig NOU 1997:27 for en omtale av kompensert og ekvivalent variasjon.

¹¹ For en diskusjon av ikke-marginale prosjekter se kapittel 8.1.

samme som miljø-nytemålet (dU_i^E) som ble utledet i formel (11).

3.2. Velferd målt i penger og i miljøenheter

I kapittel 2.2.1. så vi at for å måle samfunnets velferdsendring i praksis, måtte vi finne en metode for å operasjonalisere kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte. Den vanligste metoden for å gjøre dette var å forutsette at alle hadde lik grensenytte av penger, i tillegg til en antagelse om en utilitaristisk velferdsfunksjon. Av formel (10) fra kapittel 2.2.1. så vi da at et individs netto betalingsvillighet (dU_i^Y) ble brukt som mål på individenes nytteendringer, og summen av alles netto betalingsvillighet ble brukt som mål på samfunnets velferdsendring av prosjektet.

Av (10) ser vi at så lenge forutsetningen om lik grensenytte av penger er oppfylt, er dW^Y proporsjonal med samfunnet velferdsendring av prosjektet (dW), og kan derfor brukes som et mål på denne. Dersom forutsetningen om lik grensenytte av penger skulle vise seg å ikke være oppfylt, vil bruk av dW^Y som estimat på samfunnets velferdsendring av prosjektet føre til at hvert individs nytteendring blir vektlagt med en faktor lik $\frac{1}{u'_{iY}}$. Da vil interessene til de med lav grensenytte av penger bli vektlagt mer enn interessene til de med høy grensenytte av penger.

Siden vi ikke kan måle kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte direkte, kan vi ikke teste om forutsetningen om lik grensenytte av penger er oppfylt. Vi kan imidlertid forsøke å teste hvor sensitivt estimatet for samfunnets velferdsendring av et prosjekt er overfor alternative metoder for å operasjonalisere kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte (Medin et al. 1998). Jeg skal i dette kapitlet vise hvordan samfunnets velferdsendring av et prosjekt kan beregnes på grunnlag av dU_i^E i stedet for dU_i^Y (Brekke 1997). I hele analysen skal jeg legge til grunn en utilitaristisk velferdsfunksjon, slik det er vanlig i nytte-kostnadsanalyser.¹²

Av formel (9) fra kapittel 2.2.1. så vi at med en klassisk utilitaristisk velferdsfunksjon, vil samfunnets velferds-

endring av prosjektet være gitt ved $dW = \sum_{i=1}^n dU_i$ Anta

nå at alle individene har lik grensenytte av miljøgodet, slik at $u'_{iE} = u'_E =$ konstant for alle i .

Ved å dividere (9) med u'_E får vi et miljø-mål på samfunnets velferdsendring, uttrykt ved hjelp av

¹² Jeg vil imidlertid påpeke at problemet med å operasjonalisere kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte oppstår for mange typer velferdsfunksjoner, selv om formelene da vil se annerledes ut (Medin et al. 1998).

individenes netto miljøkrav (dvs. mengden miljø de får minus den mengden de krever), se Medin et al. (1998):

$$(13) \frac{dW}{u'_E} = \sum_{i=1}^n \frac{1}{u'_E} \cdot dU_i = \sum_{i=1}^n dU_i^E = dW^E$$

Så lenge forutsetningen om lik grensenytte av miljøgodet er oppfylt, er dW^E proporsjonal med samfunnets velferdsendring av prosjektet (dW), og kan derfor brukes som et mål på denne. Av (13) ser vi at dersom forutsetningen om lik grensenytte av miljø skulle vise seg å ikke være oppfylt, vil bruk av dW^E som netto-velferdsestimat føre til at hvert individs nytteendring blir vektlagt med en faktor lik $\frac{1}{u'_{iE}}$. Dermed vil

interessene til de med lav grensenytte av miljø bli vektlagt mer enn interessene til de med høy grensenytte av miljø.

dW^Y og dW^E representerer to forskjellige metoder for å beregne samfunnets velferdsendring av et prosjekt, og de to målene kan ha forskjellig fortegn (Brekke 1997). Dette kan illustreres ved å se på et samfunn som består av to individer; a og b , der $WTP_a = 10$ kr og

$WTP_b = 200$ kr. Per person-kostnaden (C_i) er lik 100 kr for begge individene. Miljøendringen (dE) er lik én miljøenhet. Ved å sette inn i (10) og (13) får vi at $dW^Y = 10$ kr, mens $dW^E = -8,5$ miljøenheter. I dette eksempelet fikk man altså forskjellig konklusjon vedrørende prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet avhengig av hvilken individuell nytte ble målt i.

3.3. Hvilken forutsetning er mest plausibel?

Vi så at konklusjonen vedrørende et prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet kunne bli endret dersom velferdsendringene ble beregnet under forutsetning om at alle hadde lik grensenytte av miljø i stedet for at alle hadde lik grensenytte av penger. Et viktig spørsmål blir da om det finnes grunnlag for å hevde at en av de to forutsetningene teoretisk er sett mer plausibel enn en annen.

Det fins flere argumenter for at penger egner seg bedre som måleenhet enn miljø til de fleste praktiske formål. Penger er jo uttrykk for et generelt omsettelig gode i motsetning til miljøenheter. Det er derfor rimelig å anta at alle har positiv grensenytte av penger. Det kan imidlertid tenkes at det fins folk som ikke bryr seg noe om miljøgodet, dvs. at de har 0 grensenytte av det. I det tilfellet, vil det ikke gi mening å måle nytteendringene deres i miljøenheter.

Et praktisk problem hvis nytte måles i miljøenheter, er at man må forandre måleenhet hver gang man ser på et nytt prosjekt, fordi en miljøenhet defineres ut fra prosjektet man analyserer. I CV-studier vil det dessuten

være en ukjent problemstilling for folk å oppgi miljøkrav i stedet for betalingsvillighet. Hvis respondentene ikke forstår problemstillingen, vil tallene de oppgir kunne avvike betraktelig fra deres egentlige miljøkrav. I kapittel 3.1 ble det imidlertid vist at man kunne regne seg frem til et individs miljøkrav på grunnlag av hennes marginale betalingsvillighet og individuelle kostnad. Så lenge man kjenner WTP_i og C_i , kan man derfor beregne nytteendringene målt i miljøenheter¹³.

Anta at alle har den samme nyttestrukturen og at nyttefunksjonen er additiv (se Rødseth 1997, s. 109), slik at:

$$U_i = u(Y_i) + v(E)$$

I dette tilfellet vil det være mengden en person har av de to godene i utgangspunktet som avgjør hvilken av de to forutsetningene som er mest plausibel. Hvis alle har lik inntekt, slik at $Y_i = Y$ for alle i , blir grensenytten av penger lik for alle ($u'_{iY} = u'_Y$ for alle i , fordi $u'_{iE} = 0$ for alle i). I dette tilfellet er det derfor korrekt å bruke penger som måleenhet.

I modellen har jeg imidlertid forutsatt at miljøgodet er et rent kollektivt gode. Dette betyr at alle har lik tilgang på, og konsumerer like mye av det. Med en felles additiv nyttefunksjon for alle i vil derfor grensenytten av miljøgodet alltid være lik for alle individene ($u'_{iE} = u'_E$ for alle i) uansett om inntekten varierer eller ikke. Dersom marginal betalingsvillighet varierer mellom personene, må dette derfor skyldes variasjon i grensenytten av penger på grunn av ulik inntekt (husk at $WTP_i = \frac{u'_E}{u'_{iY}}$). I dette tilfellet vil det

mest plausible derfor være å bruke miljø som måleenhet (Brekke 1993). Forutsetningen om at alle har den samme nyttestrukturen er imidlertid meget sterk. Det kan tenkes at folk har helt forskjellige preferanser selv om de i utgangspunktet har lik mengde av både penger og miljø. En astmatiker vil f.eks. antagelig være mye mer opptatt av redusert luftforurensning enn en annen person, selv om de begge har tilgang til den samme luften.

Konklusjonen blir at det er svært problematisk å si noe om hvilken av de to forutsetningene som er mest plausibel. Antagelig vil ingen av dem være oppfylt, så teoretisk sett vil begge være like lite plausible. Så lenge kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte ikke kan måles direkte, kan man på et teoretisk grunnlag vanskelig si noe om hvilken måleenhet som bør brukes.

¹³ Dette forutsetter at prosjektet er marginalt. For en diskusjon av ikke-marginale prosjekter se kapittel 8.1.

3.4. To sammenlignbare velferdsestimater

Siden man teoretisk vanskelig kan argumentere for én måleenhet fremfor en annen, er det interessant å se hvor stor forskjell det blir på de to estimatene for samfunnets velferdsendring avhengig av hvilken forutsetning som legges til grunn. Bortsett fra fortegnet, kan imidlertid ikke dW^Y og dW^E sammenlignes uten videre. De har forskjellig benevning, og siden individene har forskjellig "vekslingskurs" mellom miljøgodet og penger (gitt at de har forskjellig marginal betalingsvillighet), er det ikke gitt hvilken "vekslingskurs" som skal brukes for å sammenligne dW^E med dW^Y .

For å sammenligne de to metodene for operasjonalisering av kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte, må man derfor finne to estimater for samfunnets velferdsendring av prosjektet som representerer hver sin metode, men som har samme benevning. En måte å gjøre dette på er å se på den høyeste per person-kostnaden som kan aksepteres, gitt at prosjektet skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt (Brekke 1997; Medin et al. 1998). Denne kostnaden blir bestemt ved å sette hhv. dW^Y og dW^E lik 0, og samtidig anta at kostnadene ved prosjektet er likt fordelt, slik at:

$$C_i = C$$

Dette gir to uttrykk for C avhengig av hvilken måleenhet vi bruker. Den maksimalt akseptable per person-kostnaden vi får ved å sette $dW^Y = 0$ i (10) vil her bli kalt for C^* :

$$(14) \quad C^* = \frac{1}{n} \left(\sum_{i=1}^n \frac{u'_{iE}}{u'_{iY}} \right) \cdot dE = n^{-1} \cdot \left(\sum_{i=1}^n WTP_i \right) \cdot dE$$

(14) viser at C^* er lik gjennomsnittlig betalingsvillighet for prosjektet. Dette er det estimatet for velferdseffekten av miljøforbedringen som vanligvis blir brukt i nytte-kostnadsanalyser og som er basert på forutsetningen om lik grensenytte av penger. Jeg skal referere til dette som det tradisjonelle velferdsestimatet.

Den maksimalt akseptable per person-kostnaden vi får ved å sette $dW^E = 0$ i formel (13) kalles for C^{**} :

$$(15) \quad C^{**} = \frac{n}{\left(\sum_{i=1}^n \frac{u'_{iY}}{u'_{iE}} \right)} \cdot dE = n \cdot \frac{1}{\sum_{i=1}^n WTP_i^{-1}} \cdot dE$$

Vi ser at C^{**} er lik den inverse av gjennomsnittlig *invers* betalingsvillighet for prosjektet. C^{**} representerer et alternativt estimat for velferdseffekten av miljøbedringen. Vi har dermed kommet frem til et alternativt velferdsestimat som har penger som måleenhet, men som er beregnet under forutsetning om lik grensenytte

av miljøgodet. Jeg skal referere til C^{**} som det alternative velferdsestimatet.

Det er viktig å huske på at velferdsestimatene C^* og C^{**} er estimater for samfunnets velferdsendring av det endrede tilbudet av miljøgodet når vi ser bort fra de faktiske kostnadene ved gjennomføringen av prosjektet. C^* og C^{**} er derfor estimater for samfunnets velferdsoøkning kun som følge av økningen i miljøgodet. Velferdsestimatene dW^Y og dW^E er derimot estimater for samfunnets netto velferdsendring, der man også tar hensyn til velferdsreduksjonen som følge av at individene må betale en kostnad. dW^Y og dW^E kan dermed anta både positive og negative verdier. C^* og C^{**} beskriver derimot kun en isolert økning i velferden, og vil derfor alltid være positive. For å skille disse estimatene fra hverandre skal jeg fra nå referere til C^* og C^{**} som "velferdsestimatene" eller "bruttovelferdsestimatene" og til dW^Y og dW^E som "nettovelferdsestimatene". Ved å operere med C^* og C^{**} , er vi altså ikke lenger avhengig av å kjenne de faktiske kostnadene ved prosjektet¹⁴.

Forholdet mellom C^* og C^{**} viser hvor sensitivt velferdsestimatet er overfor å bytte ut forutsetningen om lik grensenytte av penger med forutsetningen om lik grensenytte av miljø. Dette forholdet vil bli omtalt som MAC-brøken (for "Maximum Acceptable Cost"), fordi velferdsestimatene nettopp uttrykker den maksimalt akseptable kostnaden, gitt at prosjektet skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt (Brekke 1997; Medin et al. 1998).

$$(16) \quad \text{MAC-brøken} = \frac{C^*}{C^{**}} = \frac{1}{n^2} \cdot \left(\sum_{i=1}^n \frac{u'_{iE}}{u'_{iY}} \right) \cdot \left(\sum_{i=1}^n \frac{u'_{iY}}{u'_{iE}} \right) = \overline{WTP} \cdot \overline{WTP}^{-1}$$

der

$$(17) \quad \overline{WTP} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n WTP_i$$

er gjennomsnittlig marginal betalingsvillighet og

$$(18) \quad \overline{WTP}^{-1} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{1}{WTP_i} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n WTP_i^{-1}$$

er gjennomsnittlig *invers* marginal betalingsvillighet.

MAC-brøken viser hvor stor endring vi får i velferdsestimatet dersom vi måler de individuelle nytteendringene i miljøenheter i stedet for i penger. Hvis f.eks. MAC-brøken antar en verdi på 2, betyr dette at det tradisjonelle velferdsestimatet blir halvert dersom man

¹⁴ Men C^{**} forutsetter at kostnadene blir likt fordelt mellom alle individene, så selv om man ikke kjenner de faktiske kostnadene må man kjenne kostnadsfordelingen.

i stedet bruker den alternative metoden for å gjøre nytte kardinal og interpersonlig sammenlignbar.

Vi ser at selv om vi multipliserer C^* og C^{**} med n , slik at vi får uttrykket for totalkostnadene i stedet for uttrykket for per person-kostnadene, vil ikke (16) endres. MAC-brøken kan derfor også ansees som forholdet mellom de høyeste totalkostnadene som kan aksepteres, gitt at prosjektet skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt.

3.5. Vektlegging av interesser

Av (16) ser vi at dersom alle har lik betalingsvillighet, vil MAC-brøken være lik 1. Måleenhetsproblemet vil altså ikke oppstå dersom alle har lik marginal betalingsvillighet for miljøgodet, slik tilfellet vil være for private goder som blir omsatt i et perfekt frikonkurransemarked uten hjørneløsninger. Det at folk har forskjellig marginal betalingsvillighet for godet, gjør altså at måleenheten spiller en rolle når velferden skal beregnes. Årsaken er at ved å benytte én måleenhet, gis enkelte individers interesser systematisk større vekt i forhold til om en annen måleenhet brukes, så lenge folk har forskjellig marginal betalingsvillighet for godet (Brekke 1993). For å vise dette, skal jeg gå tilbake til netto-velferdsestimatene dW^Y og dW^E .

Av (10) så vi at dersom vi beregnet netto-velferdsendringen under forutsetning om lik grensenytte av penger (dvs brukte dW^Y som mål på netto-velferdsendringen av prosjektet), og denne forutsetningen ikke var oppfylt, ble hvert individs nytteendring (dU_i)

vektlagt med en faktor lik $\frac{1}{u'_{iY}}$ (dvs. den inverse av

personens grensenytte av penger). Dersom person a og person b har forskjellig grensenytte av penger, men vi likevel forutsetter at denne er lik, vil derfor person a

sin nytteendring bli vektlagt $\frac{u'_{bY}}{u'_{aY}}$ ganger mer enn

person b sin nytteendring i aggregeringen, mens det riktige hadde vært å vektlegge dem likt.

Dersom vi forutsetter lik grensenytte av miljøgodet, vil betalingsvilligheten til person a og b være uttrykt ved

hhv. $WTP_a = \frac{u'_E}{u'_{aY}}$ og $WTP_b = \frac{u'_E}{u'_{bY}}$. Forholdet mellom

betalingsvilligheten til person a og person b , blir nå lik

$$\frac{WTP_a}{WTP_b} = \frac{\frac{u'_E}{u'_{aY}}}{\frac{u'_E}{u'_{bY}}} = \frac{u'_{bY}}{u'_{aY}}.$$

Dette innebærer at hvis vi forutsetter lik grensenytte av penger når det riktige hadde vært å forutsette lik grensenytte av miljøgodet, vil nytteendringen til person

a bli vektlagt $\frac{u'_{bY}}{u'_{aY}} = \frac{WTP_a}{WTP_b}$ ganger mer enn

nytteendringen til person b . Tilsvarende vil nytte-

endringen til person a bli vektlagt $\frac{WTP_b}{WTP_a}$ ganger mer

enn nytteendringen til person b , dersom vi beregner velferden under forutsetning om lik grensenytte av miljøgodet når det riktige hadde vært å forutsette lik grensenytte av penger.

Vi får tilsvarende resultat hvis vi ser på sammenhengen mellom de to målene for individets nytteendring:

$$\begin{aligned} dU_i^Y &= WTP_i \cdot dE - C_i = WTP_i \cdot (dE - C_i \cdot WTP_i^{-1}) \\ &= WTP_i \cdot dU_i^E \end{aligned}$$

Dermed blir netto-velferdsestimatet i penger lik:

$$dW^Y = \sum_{i=1}^n dU_i^Y = \sum_{i=1}^n (WTP_i \cdot dU_i^E)$$

Sammenlignet med å aggregere nytteendringene målt i miljøenheter, vil aggregering av nytteendringene målt i penger være det samme som å multiplisere person i sin nytteendring målt i miljøenheter, med en faktor lik person i sin marginale betalingsvillighet (Brekke 1993, s. 8).

Det er altså forskjell i marginal betalingsvillighet som avgjør forskjellen i vektlegging av individuell nytteendring, dersom vi skulle komme til å velge feil måleenhet. Dersom det er stor forskjell i individenes betalingsvillighet, vil dermed valg av feil måleenhet resultere i stor forskjell i vektleggingen av nytteendringene til de forskjellige personene. Nytteendringene skulle imidlertid ha blitt vektlagt likt, siden vi opererer med en utilitaristisk velferdsfunksjon. Dersom alle har lik marginal betalingsvillighet for godet, slik tilfellet er med goder som omsettes i et perfekt frikonkurransemarked uten hjørneløsninger, vil det derimot ikke spille noen rolle hvilken forutsetning som legges til grunn. Årsaken til dette er at hvis man velger å forutsette lik grensenytte av penger og alle samtidig har lik betalingsvillighet, vil jo også grensenytten av miljøgodet måtte være lik for alle (jf. formel (5)). Derfor vil det ikke spille noen rolle hvilken av de to enhetene en velger å måle nytteendringen i. Dette er årsaken til at MAC-brøken = 1 når alle har lik betalingsvillighet.

Siden vi ikke kan måle nytteendringene direkte, kan vi ikke vite hvilken av de to forutsetningene som er oppfylt; sannsynligvis vil ingen av dem være oppfylt. Da kan vi heller ikke hevde at en måleenhet er "riktig" eller "feil". De egentlige, uobserverbare nytteendringene (dU_i) vil i dette tilfellet bli vektlagt ulikt, uansett hvilken måleenhet vi bruker. *Hvor* ulikt disse

egentlige nytteendringene blir vektlagt, kan vi imidlertid ikke uttale oss om. Skal vi si noe om dette, må vi jo ha kjennskap til grensenytten av miljø og grensenytten av penger eksplisitt, og ikke kun forholdet mellom den.

Likevel viser eksempelet at valg av måleenhet også er et fordelings spørsmål, i den forstand at valg av én måleenhet impliserer vektlegging av enkeltes interesser fremfor andres, *i forhold til* om vi velger en annen måleenhet. Dersom a har høyere betalingsvillighet enn b , vil a 's beregnede nytteendring veie tyngre enn b 's beregnede nytteendring når vi velger penger som måleenhet, *i forhold til* om vi hadde valgt miljø som måleenhet. Penger som måleenhet vil derfor systematisk vektlegge interessene til de med høy marginal betalingsvillighet *i forhold til* om miljø brukes som måleenhet.

Dette kan også forklares intuitivt: En med høy betalingsvillighet vil verdsette penger lavt i forhold til miljø. Dersom nytteendringen hennes skal måles i penger, må dette bli et relativt stort tall, fordi penger er relativt lite verdt for henne. Bruker vi miljø som måleenhet, blir nytteendringen hennes et relativt lite tall, fordi miljø er relativt mye verdt for henne. For en med lav betalingsvillighet vil det være motsatt; hun vil ha høy grensenytte av penger i forhold til miljø. Nytteendringen hennes målt i penger blir derfor et relativt lite tall, mens nytteendringen hennes målt i miljø blir et relativt stort tall (Brekke 1997).

Måleenhetsproblemet oppstår fordi folk har forskjellig marginal betalingsvillighet for miljøgodet, slik tilfellet ofte er for kollektive goder. Likevel er det mange andre typer goder folk ofte vil ha forskjellig marginal betalingsvillighet for, f.eks. rasjonerte goder. Måleenhetsproblemet vil oppstå så lenge vi ønsker å beregne velferden av et gode folk har forskjellig marginal betalingsvillighet for (Dréze 1998). Dersom vil ikke har å gjøre med et kollektivt gode, vil imidlertid en del av formlene se annerledes ut, fordi E og dE da ikke lenger nødvendigvis er like for alle.

3.6. Hvilken måleenhet er til prosjektets fordel?

Resultatene fra Brekke (1997) viser ikke bare at valg av måleenhet kan ha betydning for størrelsen på estimatet for samfunnets velferdsendring av et prosjekt, men også at valg av én måleenhet fremfor en annen innebærer systematisk vektlegging av enkelte interesser fremfor andre. Valg av penger som måleenhet innebærer at interessene til de med høy betalingsvillighet systematisk blir favorisert i forhold til om man velger miljø som måleenhet. Hva som er interessene til de med høy betalingsvillighet, avhenger imidlertid av hvordan kostnadene ved prosjektet er fordelt.

Når MAC-brøken ble beregnet, ble det forutsatt at kostnadene var likt fordelt, slik at

$$C_i = C$$

Gitt at prosjektet ikke innebærer en Pareto-forbedring, vil de med lavest betalingsvillighet i dette tilfellet alltid ha negativ dU_i^Y og dU_i^E , og dermed negativ nytteendring av prosjektet. Jo høyere betalingsvillighet man har for prosjektet, jo høyere netto betalingsvillighet vil man få, fordi kostnaden hver person må betale er lik for alle. De med høyest betalingsvillighet vil derfor ha positiv dU_i^Y og dU_i^E og dermed positiv nytteendring. I tillegg vil et individs nytteendring bli vektlagt tyngre jo høyere betalingsvillighet hun har når penger blir valgt som måleenhet i forhold til om miljø blir valgt som måleenhet. De positive tallene vil derfor veie tyngst når penger blir valgt som måleenhet. Hvis miljø brukes som måleenhet blir det motsatt; jo lavere betalingsvillighet, jo tyngre blir nytteendringene vektlagt. De med lavest betalingsvillighet har negativ dU_i^Y og dU_i^E og dermed negativ nytteendring. Dermed vil de negative tallene veie tyngst når vi bruker miljø som måleenhet. Dersom $dW^E > 0$ vil dermed alltid $dW^Y > 0$. Dette betyr at det tradisjonelle velferds-estimatet (C^*) alltid vil være større eller lik det alternative velferds-estimatet (C^{**}). Dermed vil MAC-brøken alltid være større eller lik 1. Gitt at forutsetningen om lik kostnadsfordeling er oppfylt, vil derfor penger som måleenhet alltid være til prosjektets fordel (Brekke 1993). Konsekvenser dersom forutsetningen om lik kostnadsfordeling ikke er oppfylt diskuteres i kapittel 8.2.

3.7. Fordelingsvirkninger

Vi har sett at så lenge kostnadene er likt fordelt, vil valg av penger som måleenhet systematisk favorisere interessene til de med høy betalingsvillighet i forhold til om man velger miljø som måleenhet. Når man i praksis gjennomfører en nytte-kostnadsanalyse, vil dermed anvendelse av en utilitaristisk velferdsfunksjon ikke nødvendigvis innebære at alles interesser vektlegges likt. Av formel (10) og diskusjonen i kapittel 3.2, så vi at dette ville avhenge av om forutsetningen om lik grensenytte av penger var oppfylt. Dersom denne forutsetningen ikke er oppfylt vil jo ikke velferdsvektene lenger være like, fordi u'_{iY} da vil variere mellom personene selv om w'_i er lik for alle i . I et slikt tilfelle vil individenes interesser kunne bli vektlagt ulikt, selv om man legger til grunn en utilitaristisk velferdsfunksjon.

Hvis man bruker penger som måleenhet, men alle har lik grensenytte av miljø, blir interessene til de med høy betalingsvillighet tillagt større vekt enn interessene til de med lav betalingsvillighet. Hvilke interessegrupper som har høy betalingsvillighet, kan vi imidlertid ikke uten videre si noe om. Høy betalingsvillighet kan skyldes både høy grensenytte av miljø og lav

grensenytte av inntekt (jf. formel (5)). Dersom man antar at grensenytten av penger for en gitt person avtar med hennes inntekt, vil betalingsvilligheten hennes øke dersom inntekten øker (gitt at hennes grensenytte av miljø er konstant under inntektsøkningen, slik at $u'_{iEY} = 0$). Dette impliserer imidlertid ikke at en med høy inntekt vil ha høyere betalingsvillighet enn en med lav inntekt, fordi de to kan ha ulike preferanser.

For å illustrere dette kan man tenke seg en fattig person som har høy grensenytte av både miljø og penger. Det kan tenkes at hun verdsetter miljøgodet så høyt på marginen, at hun får høyere betalingsvillighet enn den rike, selv om hun også har høyere grensenytte av penger enn den rike. En person kan altså være i den situasjonen at miljøet har så stor nytteverdi for henne på marginen at hun har høy betalingsvillighet for miljøgodet selv om hun samtidig også har høy grensenytte av penger (f.eks. fordi hun er fattig). Eller hun kan ha liten marginal nytte av miljøet, men samtidig også ha så lav grensenytte av penger (f.eks. fordi hun er rik), at hun har høy betalingsvillighet for miljøet.

Det er heller ikke gitt at en fattig person har høyere grensenytte av penger enn en rik, selv om de begge har avtagende grensenytte av penger. Avtagende grensenytte av penger *for en gitt person* betyr ikke at denne personen vil ha lavere grensenytte av penger enn alle som er fattigere enn henne. Det kan jo tenkes at den rike generelt verdsetter penger høyere enn den fattige. Gitt at de to har lik grensenytte av miljøgodet, vil den fattige da ha høyere betalingsvillighet enn den rike. Vi ser altså det ikke nødvendigvis er en entydig sammenheng mellom hverken inntekt og betalingsvillighet eller grensenytte og betalingsvillighet.

Dette innebærer at det kan være vanskelig å si noe om fordelingsvirkninger av et prosjekt; dersom alle har lik inntekt og betaler den samme kostnaden kan prosjektet fremdeles ha fordelingsvirkninger så lenge den marginale betalingsvilligheten varierer fra person til person. Ved å måle individuell nytte i penger, vil man jo da fremdeles favorisere de som har høy grensenytte av miljø i forhold til om man hadde brukt miljø som måleenhet. Fordelingsvirkninger av et prosjekt har dermed ikke kun med inntekt å gjøre, men også med preferanser (Brekke 1997).

4. Metode

Vi har sett at valg av måleenhet kan ha en stor teoretisk betydning ved verdsetting av miljøgoder. Gitt forutsetningene om et marginalt prosjekt og lik fordelte kostnader, vil det alternative velferdsestimatet, beregnet under forutsetning om lik grensenytte av miljøgodet, alltid bli mindre eller lik det tradisjonelle velferdsestimatet, beregnet under forutsetning om lik grensenytte av penger. Et viktig spørsmål er imidlertid hvor stor denne forskjellen er i faktiske verdsetningsstudier. Som regel vil det alltid være knyttet en del usikkerhet til estimering av samfunnets velferdsendring av et prosjekt. Vil momentene som har blitt belyst her bidra til en vesentlig økning i denne usikkerheten? For å få svar på disse spørsmålene, kan MAC-brøken beregnes i empiriske verdsetningsstudier ved å benytte data for individuell betalingsvillighet. Brekke (1997) gjorde en slik beregning på grunnlag av individuelle betalingsvillighetsdata fra en CV-studie gjennomført av Strand (1985).¹⁵ Han fant at MAC-brøken i denne undersøkelsen antok en verdi på 22. I kapittel 6 skal jeg presentere resultater av MAC-brøk beregninger fra flere CV-studier. Det er imidlertid visse metodiske problemer knyttet til slike beregninger. I dette kapittelet skal jeg gjøre rede for disse problemene, og vise hvordan jeg har behandlet dem i mine beregninger av MAC-brøken.

4.1. Bud som ikke reflekterer respondentenes betalingsvillighet

Et problem i CV-studier er hvordan man skal tolke de respondentene som ikke svarer eller svarer "vet ikke" på spørsmålet om deres betalingsvillighet. Ofte blir disse enten fjernet fra datasettet, eller antatt å ha 0 betalingsvillighet. Den siste metoden benyttes gjerne for å ikke overestimere gjennomsnittlig betalingsvillighet (se f.eks. Navrud 1993 s. 22). Under skal jeg vise at respondenter med veldig lav betalingsvillighet gir svært ekstreme resultater i problemstillingen som blir belyst her. For å ikke overvurdere betydningen av måleenheten, har jeg derfor valgt å fjerne "vet ikke"-svarene

fra datasettet i beregningene.¹⁶ Når "vet ikke"-svarene fjernes fra datasettet, er dette ekvivalent med å anta at disse respondentenes egentlige betalingsvillighet har en fordeling som er lik fordelingen i resten av utvalget.

Et vanlig problem ved gjennomføringen av verdsetningsstudier er at det tradisjonelle velferdsestimatet (C^*) kan være veldig sensitivt overfor de respondentene som oppgir svært høy betalingsvillighet. Ofte antar man at slike svar ikke reflekterer respondentens egentlige betalingsvillighet, men f.eks. er uttrykk for strategisk oppførsel eller protest-svar (jf. kapittel 2.3). Dersom dette er tilfellet vil disse budene føre til en overestimering av C^* , og de blir derfor ofte fjernet fra datasettet.

Når MAC-brøkene og dermed miljøkravene skal beregnes, oppstår et lignende problem for de respondentene som oppgir 0 betalingsvillighet for miljøgodet. Hvis en respondent har 0 betalingsvillighet, vil det ikke være noen kostnad hun er villig til å betale for å få prosjektet gjennomført. Enhver kostnad, uansett hvor liten den er, vil derfor føre til at hun kommer dårligere ut etter prosjektet enn før. Dersom hun likevel må betale noe, vil hun få et uendelig høyt miljøkrav fordi WTP_i^{-1} blir uendelig stor (se formel (12)). Dette miljøkravet vil medføre at samfunnets netto-velferdsendring målt i miljøenheter, dW^E , blir et uendelig stort negativt tall (jf. formel (11) og (13)). Dette fører igjen til at det ikke fins noen akseptabel per person-kostnad, gitt at prosjektet skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt. Ved å se på formelen:

$$(15) C^{**} = n \cdot \frac{1}{\sum_{i=1}^n WTP_i^{-1}} \cdot dE$$

¹⁶ I datasettene fra Magnussen et al. (1997) var det ikke mulig skille respondentene som ikke besvarte WTP-spørsmålet fra 0-byderne. Jeg har derfor ikke fjernet "vet ikke"-budene fra disse utvalgene.

¹⁵ Se kapittel 2.3 for beskrivelse av CV-studier.

ser vi at dersom minst én $WTP_i = 0$, så er ikke WTP_i^{-1} definert for denne respondenten. Dermed vil heller

ikke $\sum_{i=1}^n WTP_i^{-1}$ være definert, og heller ikke C^{**} eller

MAC-brøken. Videre ser vi av formelen at dersom minst en respondents betalingsvillighet nærmer seg 0, vil C^{**} -estimatet nærme seg 0. Da vil MAC-brøken gå mot uendelig.

Av denne drøftingen ser vi at dersom 0-budene tolkes bokstavelig, vil CV-studier som inneholder slike bud føre til at prosjektene aldri er samfunnsøkonomiske lønnsomme så lenge de medfører en kostnad, når miljø brukes som måleenhet på individuell nytte. Betydningen av valg av måleenhet blir derfor svært stor. Det er imidlertid ikke sikkert at budene respondentene oppgir faktisk reflekterer deres egentlige betalingsvillighet (jf. kapittel 2.3). Siden 0-budene er så viktige i sammenhengen som belyses her, vil jeg se på hva som skjer dersom man velger å anta at disse budene ikke reflekterer disse respondentenes egentlige betalingsvillighet. Hvordan 0-byderne skal tolkes er imidlertid ikke gitt. En mulig tolkning er at de har positiv men lav betalingsvillighet, men svarer null som en tilnærming eller av strategiske årsaker. En annen tolkning er at 0-budene representerer protestbud (jf. kapittel 2.3). I det første tilfellet kan vi slå fast at 0-budene representerer lave, men strengt positive tall. Hvor lave de er imidlertid ikke gitt. Dersom 0-budene er protestbud, kan man, i likhet med "vet ikke"-svarene, si lite om respondentens sanne betalingsvillighet.¹⁷

I de fleste moderne CV-studier blir respondentene stilt et "betalings-prinsipp" spørsmål (BP-spørsmål). Dette er et spørsmål der man ber respondentene svare på om de er villige til å betale noe som helst, før de blir spurt om sin faktiske betalingsvillighet. De som svarte nei på dette spørsmålet, har i mine beregninger blitt behandlet som om de oppga betalingsvillighet lik 0.¹⁸

Det viser seg at C^{**} er svært sensitiv overfor hvordan 0-budene blir tolket, mens C^* er relativt robust. Derfor blir tolkningen av 0-budene et mye viktigere spørsmål i problemstillingen som belyses her enn i en vanlig verdsettingsstudie.¹⁹ En naturlig tolkning av 0-budene

¹⁷ 0-budene kan også reflektere respondenter med negativ betalingsvillighet. Jeg vil foreløpig se bort fra denne muligheten, men gjør oppmerksom på at temaet diskuteres i kapittel 8.3.

¹⁸ Disse nei-budene representerer ikke nødvendigvis folk med 0 betalingsvillighet. Det kan f.eks. tenkes at vi her har å gjøre med protestsvar, der respondentens egentlige betalingsvillighet kan være både høyere og lavere enn 0. (Se Medin et al. 1998 for mer diskusjon av nei-budene.)

¹⁹ I moderne CV-studier legges det ofte vekt på å ha en "konservativ design" på undersøkelsene. Dvs. at man er mer opptatt av å ikke overestimere gjennomsnittlig WTP enn å ikke underestimere gjennomsnittlig WTP. Undersøkelsene er derfor gjerne designet for å unngå for høye WTP-bud, mens problemet med for lave WTP-bud ikke vies like stor oppmerksomhet (se Arrow et al. 1993, s. 4608).

er å ta dem bokstavelig. Da vil imidlertid ikke MAC-brøken være definert. Hvis man ikke tolker 0-budene bokstavelig, er det ikke åpenbart hvilken tolkning som er rimelig. Derfor har jeg beregnet MAC-brøken under 3 forskjellige forutsetninger om disse budene. I versjon 1 og 2 er C^* og C^{**} beregnet under forutsetning om at 0-byderne egentlig har lav, men positiv betalingsvillighet. Siden det er vanskelig å si eksakt hvor lav betalingsvilligheten skal settes, har jeg først satt alle 0-budene lik 5 prosent av det laveste strengt positive budet (versjon 1) og deretter lik det laveste strengt positive budet (versjon 2). Versjon 1 representerer i denne konteksten den mest ekstreme av de tre tolkningene jeg har sett på, fordi den ligger nærmest den bokstavelige tolkningen av 0-budene. Jo nærmere 0-budene tolkes lik 0, jo større blir jo MAC-brøken. Versjon 1 gir derfor meget store MAC-brøker, og det er mulig at betydningen av valg av måleenhet blir overvurdert dersom kun denne tolkningen legges til grunn. I versjon 3 er 0-budene fjernet fra datasettet. Da har jeg implisitt antatt at betalingsvilligheten til disse respondentene har en fordeling lik den til resten av utvalget. Versjon 3 representerer den mest moderate tolkningen av 0-budene i denne konteksten, og er dermed den av de tre versjonene som gir lavest MAC-brøk. Ved å kun legge til grunn denne tolkningen er det derfor mulig at betydningen av valg av måleenhet undervurderes.

For å forstå hvorfor C^{**} er mye mer sensitiv overfor tolkningen av 0-budene enn C^* , må man huske på at de forskjellige tolkningene bestemmer størrelsen på de laveste WTP-verdiene i utvalget. Et lavt WTP-bud reflekterer et høyt marginalt miljøkrav (en høy WTP^{-1} -verdi). Ved at den laveste WTP-verdien endres fra 5 prosent av det laveste budet til lik det laveste budet, reduseres det høyeste marginale miljøkravet med en faktor på 20. Dette kan ha stor innvirkning på C^{**} . Ved beregning av C^* spiller det imidlertid ikke så stor rolle hvilken av disse tolkningene vi bruker. Både det laveste strengt positive budet og 5 prosent av dette budet vil være små verdier, som har liten innvirkning på C^* . Tilsvarende vil en endring i høye WTP-bud kunne ha stor innvirkning på C^* , men ikke på C^{**} . Både svært høye og svært lave betalingsvillighetssvar vil m.a.o. kunne gi store MAC-brøker. De førstnevnte fordi de har stor innvirkning på C^* , men ikke på C^{**} , og de sistnevnte fordi de har stor innvirkning på C^{**} , men ikke på C^* .

De tre tolkningene av 0-budene jeg har lagt til grunn her, kan med rette oppfattes som ganske tilfeldige. Det er f.eks. ikke gitt at tolkningen skal knyttes til det laveste strengt positive budet i undersøkelsen. Poenget er imidlertid å illustrere hva som skjer dersom 0-budene tolkes tilnærmet bokstavelig i forhold til hva som skjer dersom man hevder å ikke ha noen forutsetning for bestemme de egentlige verdiene på disse budene, og derfor fjerner dem fra datasettet. Da MAC-

brøken viser seg å være såpass sensitiv for hvilken tolkning som legges til grunn, har jeg valgt å presentere forskjellige versjoner av MAC-brøken, der versjon 1 og 3 kan sees på som to ytterpunkter.

4.2. Marginale prosjekter

I modellen som er beskrevet i kapittel 3 er det forutsatt at miljøprosjektet er marginalt.²⁰ Det var lite informasjon om hvorvidt denne forutsetningen er oppfylt i de CV-studiene jeg har brukt som grunnlag for å beregne MAC-brøken. Hvorvidt en endring oppfattes som marginal kan være vanskelig å avgjøre. Normalt vil en endring lett oppfattes som marginal dersom den er relativt liten i forhold til den totale mengden av miljøgodet. Måler man f.eks. betalingsvillighet for fiskebestanden i et vann, vil en ofte tenke på endringen som marginal dersom den er liten i forhold til den totale fiskebestanden i vannet. I denne sammenhengen er imidlertid "marginal endring" brukt i den forstand at individenes marginale substitusjonsbrøk mellom miljøgodet og penger ikke endrer seg nevneverdig som følge av prosjektet. Dermed kan det tenkes at en stor kvantumsmessig endring, som f.eks. utryddelse av fiskebestanden i en innsjø, kan oppfattes som marginal dersom det fins nære substitutter til miljøgodet (f.eks. andre innsjøer i nærheten der det er fisk). Hvis respondentenes substitusjonselastisitet mellom fiskebestander i de forskjellige vannene er stor, fører ikke utryddelsen av fiskbestanden i et vann nødvendigvis til en nevneverdig forandring i marginal substitusjonsbrøk. Jeg vil også understreke at en kvantumsmessig stor endring i et gode som ikke har substitutter ikke nødvendigvis må medføre en stor endring i respondentens marginale betalingsvillighet. Dette vil generelt avhenge av respondentens substitusjonselastisitet mellom penger og miljøgodet. Se for øvrig kapittel 8.1. for en diskusjon av ikke-marginale endringer.

4.3. Et eksempel: Navrud (1993)

Jeg skal ta for meg de individuelle betalingsvillighetsdataene fra en betalingsvillighetsundersøkelse foretatt av Navrud (1993) for å vise i detalj hvordan beregningene har foregått (se kapittel 5.6. for omtale av denne undersøkelsen). Datasettet er vist i tabell 4.1.

Første kolonne i tabell 4.1 viser WTP-budene som ble oppgitt i undersøkelsen. Kolonne (2) viser hvor mange respondenter som oppga hvert bud. Kolonne (3) viser total betalingsvillighet for hvert bud (dvs. produktet av budet og hvor mange som oppgav det). Kolonne (4) viser det inverterte betalingsvillighetsbudet, eller det marginale miljøkravet (dvs. hvor mye miljørespondenten vil kreve dersom hun må oppgi en krone). Kolonne (5) viser samlet marginalt miljøkrav for hvert bud (produktet av det marginale miljøkravet og antall

respondenter som oppgav det). I nederste linje i kolonne (3) og (5) ser vi hhv. total betalingsvillighet og summen av alle marginale miljøkrav. Vi ser også nederst i kolonne (2) at antall respondenter summerer seg til 178.

Tabell 4.1. Datasettet fra Navrud (1993). WTP-budene er oppgitt i 1990-kroner

WTP _j (1)	n _j (2)	WTP _j · n _j (3)	WTP _j ⁻¹ (4)	WTP _j ⁻¹ · n _j (5)
vet ikke	17	ikke definert	ikke definert	ikke definert
0	51	0	ikke definert	ikke definert
1	1	1	1	1
10	4	40	0,100	0,400
20	2	40	0,050	0,100
30	1	30	0,033	0,033
40	1	40	0,025	0,025
50	18	900	0,020	0,360
75	3	225	0,013	0,040
100	43	4300	0,010	0,430
200	13	2600	0,005	0,065
250	6	1500	0,004	0,024
300	4	1200	0,003	0,013
400	2	800	0,003	0,005
500	5	2500	0,002	0,010
600	2	1200	0,002	0,003
750	1	750	0,001	0,001
1000	2	2000	0,001	0,002
1100	1	1100	0,001	0,001
1200	1	1200	0,001	0,001
Sum	178	20 426		2,51

WTP_j = et gitt betalingsvillighetsbud
n_j = hvor mange respondenter som oppgav WTP_j

Av tabell 4.1 ser vi at det var 17 respondenter som svarte "vet ikke" på WTP-spørsmålet. Før beregningene fjernes disse budene, slik at vi sitter igjen med 161 observasjoner. Videre er det 51 0-bud, og det laveste strengt positive budet er lik 1 kr. For å beregne MAC-brøken, versjon 1, settes alle de 51 0-budene lik 0,05 kr. Summen av disse 51 budene blir nå 2,55 kr. Denne betalingsvilligheten legges til alle de andre betalingsvillighetene i kolonne (3). Delt på antall observasjoner (nå lik 161) gir dette et C*-estimat lik 127 kr. (Husk

$$C^* = n^{-1} \cdot \left(\sum_{i=1}^n WTP_i \right) \cdot dE .) 2,55 \text{ er et lite tall i forhold}$$

til summen av alle tallene i kolonne (3) (= 20 246 kr), så om 0-bydernes egentlige betalingsvillighet tolkes lik 0 kr eller lik 0,05 kr, spiller dette liten rolle for C*-estimatet. Selv når alle 0-budene settes lik det laveste strengt positive budet (= 1 kr), blir ikke summen av disse mer enn 51 kr. Dette er fortsatt et lite tall i forhold til 20 426 kr, og gir liten endring i C*-estimatet.

²⁰ I kapittel 8.1. blir det vist at dersom forutsetningen om et marginalt prosjekt ikke er oppfylt, kan man ikke a priori si noe om hvorvidt MAC-brøken blir over- eller underestimert.

Tabell 4.2. Tradisjonelle (C^*) og alternative velferdsestimater (C^{}) og MAC-brøker under ulike forutsetninger om 0-budene. Tall for C^* og C^{**} er oppgitt i 1990-kroner**

	Versjon 1	Versjon 2	Versjon 3
C^*	127	127	186
C^{**}	0,16	3,0	44
MAC-brøken	806	42	4,2
antall observasjoner	161	161	110

Versjon 1 = 0-budene er satt lik 5 prosent av det laveste strengt positive budet i undersøkelsen

Versjon 2 = 0-budene er satt lik det laveste strengt positive budet i undersøkelsen

Versjon 3 = 0-budene er fjernet fra datasettet

Den *inverterte* verdien av 0,05 kr blir lik 20 miljøenheter. Dette er et stort marginalt miljøkrav. 51 av respondentene (alle 0-byderne) antas å ha dette miljøkravet, og disse får dermed et samlet miljøkrav på 1 020 miljøenheter. Dette tallet skal legges sammen med alle de andre marginale miljøkravene i kolonne (5) (= 2,51 miljøenheter). Det er lett å se at tallet får enormt stor innvirkning på størrelsen på det totale marginale miljøkravet. Den inverterte summen av de marginale miljøkravene ganget med antall observasjoner gir C^{**} -estimatet, som her blir lik 0,16 kr.

Husk at $C^{**} = n \cdot \frac{1}{\sum_{i=1}^n WTP_i^{-1}} \cdot dE$. Hvis vi i stedet

skulle beregne C^{**} , versjon 2, ville det samlede marginale miljøkravet til 0-byderne kun summere seg til 51 miljøenheter. Dette er fremdeles et høyt tall i forhold til 2,51 miljøenheter, men betraktelig lavere enn 1 020 miljøenheter. Dette eksempelet viser hvor stor betydning tolkningen av 0-budene har for verdien på C^{**} .

Tabell 4.2 viser C^* , C^{**} , MAC-brøken og antall respondenter der de forskjellige tolkningene av 0-budene er lagt til grunn.

Tabellen viser at ved å gå fra versjon 1 til 2 endres MAC-brøken i dette utvalget fra 806 til 42. C^* -estimatene er tilnærmet like i de to versjonene, mens C^{**} økes fra 0,16 kr til 3 kr. Fjerner vi alle 0-budene fra datasettet, vil derimot MAC-brøken anta en verdi på litt over 4. C^{**} har nå økt til 44 kr, og vi har også en liten økning i C^* fra 127 kr til 186 kr. Generelt vil både det alternative og det tradisjonelle velferdsestimatet øke ved at vi fjerner alle 0-budene fra datasettet. Årsaken til dette er selvsagt at vi fjerner de respondentene som har minst interesse av at prosjektet blir gjennomført. Likevel har vi sett at fjerningen av disse budene generelt vil gi en mye større økning i C^{**} enn i C^* . Grunnen til dette er at de små budene, ved aggregering, veier tyngre når vi forutsetter lik grensenytte av miljø enn når vi forutsetter lik grensenytte av penger.

5. Verdsettingsstudiene

Brekke (1997) fant en MAC-brøk på 22 i en undersøkelse fra Strand (1985). I mine beregninger av MAC-brøken i Navrud (1993) fant jeg verdier mellom 4,2 (versjon 3) og 806 (versjon 1). I versjon 3, som er den mest moderate, ble velferdsestimatet m.a.o. redusert med en faktor på 4,2 dersom vi forutsatte lik grensenytte av miljø i stedet for lik grensenytte av penger. De høye MAC-brøk verdiene beregnet på grunnlag av data fra Strand (1985) og Navrud (1993) indikerer at måleenheten kan ha stor praktisk betydning, men det også tenkes at disse eksemplene representerer unn-taket heller enn regelen.

For å undersøke den empiriske betydningen av valg av måleenhet har jeg beregnet MAC-brøken ved hjelp av individuelle betalingsvillighetsdata fra 7 CV-studier; Bateman et al. (1995), Bateman og Langford (1997), Bateman et al. (1997), Loomis (1987), Magnussen et al. (1997), Navrud (1993) og Strand og Wahl (1997).²¹ Undersøkelsene har tilsammen 18 underutvalg. Selv de mest moderate resultatene (versjon 3 av MAC-brøkene) tyder på at størrelsen på velferdsestimatet er svært avhengig av om man forutsetter lik grensenytte av miljøgodet eller lik grensenytte av penger. Størrelsen på MAC-brøkene varierer også kraftig fra utvalg til utvalg.

CV-studiene jeg har sett på måler betalingsvillighet for miljøprosjekter som innebærer en endring i tilbudet av forskjellige rekreasjonstjenester. I de fleste undersøkelsene går prosjektet ut på å opprettholde tilbudet av et miljøgode (det måles m.a.o. betalingsvillighet for å hindre en reduksjon i miljøgodet). I Magnussen et al. (1997) måles betalingsvillighet for å øke tilbudet av et miljøgode. I Bateman et al. (1997) hindrer prosjektet ytterligere reduksjon av et miljøgode, og bidrar i tillegg til økt tilbud av det i forhold til situasjonen på undersøkelsestidspunktet (se kapittel 5.3.).

Nedenfor følger et kort sammendrag av hver undersøkelse, der jeg har lagt vekt på å beskrive det aktuelle

miljøgodet og endringen i det. Jeg har beskrevet hvordan utvalgene ble plukket ut, andel av respondentene som svarte på WTP-spørsmålet og hvilken spørsmålstype som ble brukt. Undersøkelsene forsøkte å identifisere eventuelle protest-svar (jf. kapittel 2.3.). Antallet identifiserte protestsvar er angitt for de undersøkelsene der denne informasjonen var tilgjengelig. Jeg har også forsøkt å si noe om hvorvidt det er rimelig å oppfatte endringen i miljøgodet som marginal. I alle undersøkelsene, bortsett fra Loomis (1987) og Strand og Wahl (1997), ble respondentene stilt et "betalingsprinsipp-spørsmål" (se kapittel 4.1.).

5.1. Bateman et al. (1995)

Denne undersøkelsen målte betalingsvillighet for bevaring av Norfolk Broads, Storbritannias største våtmarksområde. Norfolk Broads ligger i Øst-Anglia, og var truet av saltvannsoversvømmelse fra Nordsjøen, noe som ifølge forfatterne ville ha ført til at området gikk tapt for alltid. Man hadde til vurdering flere alternative metoder for å beskytte området, og undersøkelsen målte årlig betalingsvillighet for å unngå oversvømmelse.

Undersøkelsen ble gjennomført i august og september 1991, og intervjuene ble foretatt på stedet. To underutvalg, begge bestående av lokale innbyggere og besøkende, ble plukket ut. Underutvalg 1 bestod av 862 respondenter, hvorav 846 besvarte WTP-spørsmålet, som var åpent. Underutvalg 2 bestod av 2 070 respondenter, hvorav 2 051 besvarte WTP-spørsmålet. Disse respondentene fikk først en rekke lukkede spørsmål og til slutt et åpent spørsmål. I mine beregninger har jeg brukt svarene på det åpne spørsmålet fra dette utvalget. Disse svarene er imidlertid sterkt påvirket av startpunktskjevhet fra det første lukkede spørsmålet. Man antok at det var svært få protestbud (under 30 fra begge undersøkelsene). Disse ble ikke fjernet fra datasettet. Betalingsmåten var økte skatter.

Et svakt punkt med denne undersøkelsen er at prosjektet kanskje ikke kan ansees som marginalt, siden det innebærer bevaring av et unikt område som ellers ville gått tapt. Likevel viser undersøkelsen at respondentenes betalingsvillighet for Norfolk Broads

²¹ Individuell betalingsvillighet refererer her både til personlig betalingsvillighet og husholdningens betalingsvillighet. Hva som måles varierer mellom undersøkelsene.

utgjorde i gjennomsnitt ca 16 prosent av deres totale rekreasjonsbudsjett. Dersom man anser miljøgodet som alle rekreasjonstjenester i stedet for kun Norfolk Broads (respondentene har høy substitusjonselastisitet mellom Norfolk Broads og andre rekreasjonstjenester), kan det likevel være rimelig å anta at marginal substitusjonsbrøk mellom penger og miljøgodet ikke endrer seg nevneverdig.

5.2. Bateman og Langford (1997)

Undersøkelsen måler betalingsvillighet for bevaring av det rekreasjonsmessige tilbudet i Lynford Stag, et skogområde i Thetford-skogen i Øst-Anglia i Storbritannia. Undersøkelsen ble gjennomført i mars og april 1993 og intervjuene ble foretatt på stedet. 351 av en utvalgsstørrelse på 475 sa seg villige til å bli intervjuet og svarte på WTP-spørsmålet. Respondentene fikk åpne spørsmål om sin betalingsvillighet både per besøk og per år. Betalingsmåtene var hhv. inngangspenger og økte skatter. Mine beregninger er gjort på grunnlag av dataene som beskriver årlig betalingsvillighet. Siden Lynford Stag har mange substitutter, er det rimelig å anta at endringen i miljøgodet kan betraktes som marginal.

Utvalget ble delt inn i fire underutvalg for å teste forskjellige metodiske aspekter ved CV-studier. (Antall respondenter i hvert utvalg er oppgitt i tabell 6.1.) Respondentene i underutvalg 3 og 4 ble spurt om sitt årlige rekreasjonsbudsjett før de ble spurt om sin betalingsvillighet. Underutvalg 1 og 2 ble ikke stilt rekreasjonsbudsjett-spørsmålet. Videre ble underutvalg 1 og 3 spurt om sin årlige betalingsvillighet, før de ble spurt om betalingsvillighet per. besøk, mens det omvendte var tilfelle for underutvalg 2 og 4. Protestbudene utgjorde maksimalt 2 prosent av hele utvalget og ble ikke fjernet fra datasettet.

5.3. Bateman et al. (1997)

Det aktuelle prosjektet i denne undersøkelsen er utbygging av stranden i Caister, en landsby i Øst-Anglia i Storbritannia. Mye av sanden hadde blitt vasket vekk av havet de siste årene, slik at stranden var blitt betraktelig mindre. Store deler av den stod under vann ved flo, da undersøkelsen ble gjennomført. For å bygge opp stranden igjen, vurderte man bl.a. å sette igang et prosjekt som innebar påfylling av ny sand, samt bygging av kaier for å beskytte stranden mot videre erosjon. Det ble målt årlig betalingsvillighet for dette prosjektet.

Undersøkelsen ble gjennomført i august og september 1997, og det ble plukket ut to utvalg som ble stilt åpne WTP-spørsmål. Underutvalg 1 bestod av innbyggerne i Caister. Utvalgsstørrelsen var på 245, hvorav 143 oppgav sin WTP. Underutvalg nr 2 bestod av besøkende til Caister. Her besvarte 126 av 198 WTP-spørsmålet. Betalingsmåten var økte skatter, og ingen rene protestsvar ble funnet.

For respondentene i underutvalg 1 ble prosjektet antagelig ikke sett på som marginalt, fordi disse bodde rett ved stranda. Det er derfor nærliggende å anta at det for disse ikke fantes gode substitutter til miljøgodet, og at prosjektet hadde stor betydning for dem. For respondentene i underutvalg 2 fantes det imidlertid flere substitutter til miljøgodet. Jeg finner det derfor rimelig å anta at forutsetningen om et marginalt prosjekt er oppfylt i underutvalg 2.

5.4. Loomis (1987)

Denne undersøkelsen ble gjennomført i 1985 og målte månedlig betalingsvillighet for en av Californias største innsjøer; Mono Lake. Sjøen hadde lenge blitt brukt til vannforsyning for innbyggerne i Los Angeles. Dette hadde ført til en kraftig reduksjon i vannnivået på sjøen, noe som igjen hadde hatt konsekvenser for miljøkvaliteten på området rundt sjøen. En lang konflikt hadde pågått om i hvilken grad Mono Lake burde brukes til vannforsyning.

Det årlige vannuttaket da undersøkelsen ble gjennomført var på 123,4 millioner m³. En videreføring av dette vannuttaksnivået ville føre til ytterligere reduksjon i miljøkvaliteten. Dersom vannuttaket ble halvert, ville imidlertid miljøkvaliteten opprettholdes på et nivå som tilsvarte nivået tre år før undersøkelsen ble gjennomført. Dersom vannuttaket ble redusert med 65 - 75 prosent, ville miljøkvaliteten bedres betraktelig. Det ble målt betalingsvillighet for begge disse alternativene. Respondentene ble først spurt om betalingsvillighet for å halvere vannuttaket og deretter om betalingsvillighet for en ytterligere reduksjon. Mine beregninger baserer seg på betalingsvillighetsdataene for å halvere vannuttaket. Dette er en forholdsvis liten endring i miljøgodet, så det er derfor grunn til å anta at marginal substitusjonsbrøk ikke endrer seg.

Miljøkvaliteten på innsjøen ble beskrevet ut fra elementer som rekreasjonsmessig tilgang til sjøen, artsmangfold og mulighet til utsikt over sjøen.

Utvalget ble trukket tilfeldig blant Californias telefonabonnenter. Det ble gjennomført en postalundersøkelse der respondentene først ble stilt et lukket spørsmål og deretter et åpent spørsmål. Svarprosenten var på 44 prosent, og 78 av 108 respondenter besvarte WTP-spørsmålet. Mine beregninger er basert på svarene på det åpne WTP-spørsmålet. Disse svarene kan imidlertid være preget av startpunktskjevhet som følge av det lukkede spørsmålet som først ble stilt. Betalingsmåten var økt vannavgift (eller økt husleie for de som hadde vannavgiften inkludert i husleien).

5.5. Magnussen et al. (1997)

To undersøkelser ble gjennomført i juni 1997, for å måle årlig betalingsvillighet for miljøkvalitetsforbedringer i to forurensede vassdrag. Utvalg M ble trukket tilfeldig fra innbyggerne i Melhus kommune, og disse ble spurt om sin betalingsvillighet for bedring

av miljøkvaliteten ved Gaustadvannet/Ånøyavassdraget. Utvalg S ble plukket tilfeldig fra innbyggerne i Ski kommune. Her ble det spurt om betalingsvillighet for bedring i miljøkvaliteten i Langenvassdraget.

Ved beskrivelse av miljøkvaliteten i de to vassdragene ble det lagt vekt på tre faktorer: Bedre vannkvalitet, bedre tilrettelegging for friluftsliv og bevaring/bedring av biologisk mangfold. Målet på vannkvalitet ble knyttet opp til SFTs kriterier. SFT opererer med totalt 5 klasser for vannkvalitet. Det ble målt betalingsvillighet for å heve vannkvaliteten 1-1.5 klasser fra klasse II/III (fra god/mindre god til meget god/god). Vannkvaliteten ble bl.a. beskrevet ut fra hvor egnet vannet var til drikkevannsforsyning, bading, jordvanning og sportsfiske. Endringer som gjaldt tilrettelegging for friluftsliv og biologisk mangfold, ble ikke beskrevet like nøyaktig. Innvirkning på lokale forhold som etablering av badeplass og turstier og bevaring/etablering av kantvegetasjon og elveoslandskap ble nevnt i denne forbindelse.

Det er flere grunner til å anta at prosjektet oppfattes som marginalt; det er snakk om en relativt liten endring i miljøkvaliteten, og det fins flere substitutter til miljøgodet (andre større og mer sentralt beliggende vassdrag).

De to utvalgene M og S ble delt inn i to underutvalg; 1 og 2. I underutvalg M1 og S1 ble respondentene bedt om å skille mellom sin betalingsvillighet for vannkvalitet og sin betalingsvillighet for rekreasjonstjenester og arts mangfold. Deres totale betalingsvillighet for prosjektet ble beregnet som summen av disse to betalingsvillighetene. Underutvalg M2 og S2 ble derimot spurt direkte om sin betalingsvillighet for hele prosjektet. Mine beregninger er gjort på grunnlag av data for total betalingsvillighet i hvert utvalg.

Noen av respondentene ble fjernet fra datasettet "p.g.a. protest, manglende informasjon og alder (under 17 år)"²². Fra M1 ble 8 av en utvalgsstørrelse på 151 fjernet, og fra M2 ble 10 av 149 svar fjernet. Utvalgsstørrelsen i S1 og S2 var på 150 i hvert underutvalg. Av disse ble hhv. 11 svar fjernet fra S1 og 18 fra S2. Selv om noen av de mest åpenbare protestsvarene ble fjernet, var det ifølge forfatterne flere protestsvar igjen. Spørsmålstypen var åpen med en budskala, men respondentene hadde mulighet til å oppgi andre beløp enn de som var oppgitt på skalaen. Betalingsmåten som ble oppgitt var økte skatter og avgifter.

5.6. Navrud (1993)

Audna er et forurenset lakse- og sjøaurevassdrag i kommunene Lindesnes og Audnedal i Vest-Agder. Det ble igangsatt kalking og fiskeutsetting høsten 1985. Da var laksen i Audna utryddet, og sjøaurebestanden var sterkt redusert. Kalkingen førte til at fiskebestanden ble

opprettholdt. Dersom kalkingen hadde stoppet, ville fiskebestanden ha blitt kraftig redusert. Undersøkelsen tok sikte på å måle ikke-bruksverdien av fiskebestanden i Audna. Respondentene ble spurt om årlig betalingsvillighet for å fortsette kalkingen. På tross av at prosjektet medfører opprettholdelse av et miljøgode som ellers ville ha blitt kraftig redusert, er det rimelig å anta at marginal substitusjonsbrøk ikke ville ha endret seg nevneverdig som følge av prosjektet, da miljøgodet har flere substitutter.

Undersøkelsen ble foretatt i 1990 via telefonintervju, og var en del av en nytte-kostnadsanalyse der den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av å kalke Audna ble estimert. Utvalget på 200 respondenter ble trukket tilfeldig blant telefonabonnenter i Vest-Agder. Svarprosenten var på 89 prosent (178 personer), hvorav 17 svarte "vet ikke" på WTP-spørsmålet. I forhold til Vest-Agders befolkning var det litt overrepresentasjon av middelaldrende og de med utdanning over 13 år i utvalget. WTP-spørsmålet var åpent, og betalingsmåten som ble oppgitt var innbetaling til et fond som utelukkende skulle gå til kalking av Audna. 31 av de totalt 51 0-budene ble ansett som protestsvar. Disse ble ikke fjernet fra datasettet ved beregning av det velferds-estimatet som ble brukt i nytte-kostnadsanalysen, og de er heller ikke i utgangspunktet fjernet i mine beregninger.

5.7. Strand og Wahl (1997)

Undersøkelsen ble foretatt i april og mai 1997, og målte betalingsvillighet for å unngå reduksjon i kommunale grøntarealer i Oslo. Grøntarealer ble definert som leke- og idrettsplasser, parker og naturpregede områder. Press på grøntområdene i utbyggingssammenheng gjorde det interessant å kartlegge hvilken verdi disse områdene hadde for Oslos befolkning. Det ble spurt om årlig betalingsvillighet for å unngå en 5 prosent reduksjon (underutvalg 1 og 2) og en 10 prosent reduksjon (underutvalg 3 og 4) av disse grøntarealene. Utvalget ble trukket tilfeldig fra Oslos befolkning. Respondentene ble først stilt et lukket spørsmål. Startbudet varierte mellom de fire underutvalgene. Mine beregninger er basert på svarene på et åpent WTP-spørsmål som ble stilt etter det lukkede. Betalingsmåten var økte kommunale skatter og avgifter.

I underutvalg 1 var startbudet kr. 500. 140 av 156 respondenter besvarte WTP-spørsmålet. I underutvalg 2 og 3 var startbudet på kr. 1000. Spørsmålet ble besvart av 140 av 151 respondenter i underutvalg 2, og av 138 av 152 i underutvalg 3. 145 av 159 respondenter besvarte WTP-spørsmålet i underutvalg 4. Her var startbudet på 2000 kr. En del av 0-budene ble antatt å være protest-bud. Noen av disse ble fjernet ved beregning av velferds-estimat som ble brukt til beregning av prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet i rapporten. Disse budene er imidlertid ikke fjernet i mine beregninger.

²² Det går ikke klart frem av rapporten hva dette innebærer.

Man fant ingen signifikant forskjell mellom gjennomsnittlig betalingsvillighet i underutvalg 2, som ble spurt om en 5 prosent reduksjon, og underutvalg 3, som ble spurt om en 10 prosent reduksjon. På tross av at endringen i miljøgodet er kvantumsmessig liten og at forfatterne selv har gått inn for å måle betalingsvillighet for en marginal endring, er dette en indikasjon på at forutsetningen om konstant marginal substitusjonsbrøk ikke er oppfylt. Dersom marginal substitusjonsbrøk hadde vært konstant, skulle respondentene ha hatt dobbelt så stor betalingsvillighet for en 10 prosent reduksjon av grøntarealene som for en 5 prosent reduksjon. Da dette ikke er tilfelle, oppstår det et problem med denne undersøkelsen i forhold til modellen jeg har brukt. Fenomenet skyldes ikke nødvendigvis at respondentene oppfattet prosjektet som betydelig. De to utvalgene fikk f.eks. oppgitt samme startbud, slik at årsaken kan ligge i startpunkt-skjevhet. En annen mulighet er at respondentene hadde vanskelig for å forstå forskjellen mellom en 5 prosent og en 10 prosent reduksjon av miljøgodet. Se for øvrig kapittel 8.1 for en diskusjon av prosjekter som innebærer ikke-marginale endringer.

6. Empiriske resultater

I kapittel 4.3. så vi at MAC-brøken i utvalget fra Navrud (1993) varierte kraftig ettersom hvordan 0-budene ble tolket. Den mest moderate tolkningen gav et resultat som viste at ved å bytte måleenhet fra penger til miljøenheter, ble velferdsestimatet redusert med en faktor på 4,2.

I dette kapittelet skal jeg også presentere resultatene av beregningene for de resterende undersøkelsene. Jeg skal presentere alle versjonene av MAC-brøkene i hver undersøkelse, men ikke C^* - og C^{**} -estimatene spesifikt. Jeg vil likevel minne om at variasjonen i de forskjellige versjonene av MAC-brøken innenfor en undersøkelse hovedsakelig skyldes variasjoner i C^{**} . Både C^* og C^{**} øker når vi går fra versjon 1 til 2 og fra 2 til 3, men økningen i C^* er alltid mindre enn økningen i C^{**} . For en gitt undersøkelse er C^* , versjon 1 og 2, tilnærmet like. Ved overgang til versjon 3 blir det normalt en liten økning i C^* , fordi utvalgsstørrelsen blir mindre, mens total betalingsvillighet er (tilnærmet) uendret. I kapittel 6.2. skal jeg vise hvilken innvirkning det har på MAC-brøken dersom man fjerner enkelte ekstreme bud fra datasettet.

6.1. Hovedresultater

Hovedresultatene av beregningene er vist i tabell 6.1. Første kolonne viser utvalgsstørrelsen (etter at "vet ikke"-budene er fjernet, men før fjerning av 0-budene). Andre kolonne viser 0-budenes prosentvise andel av utvalgsstørrelsen. Tredje kolonne viser forholdet mellom det høyeste og det laveste WTP-budet i undersøkelsen. Fjerde, femte og sjette kolonne viser hhv. versjon 1, 2 og 3 av MAC-brøken i de forskjellige undersøkelsene.

Jeg vil først konsentrere meg om den mest moderate versjonen av MAC-brøken (versjon 3), der alle 0-budene er fjernet fra datasettet. Sjette kolonne i tabell 6.1 viser at MAC-brøken her antar verdier fra ca. 2 (alle underutvalgene fra Strand og Wahl 1997 og underutvalg S 2 fra Magnussen et al. 1997) til 307

(Underutvalg 2 i Bateman et al. 1997). Selv den laveste av disse MAC-brøkene indikerer altså at valg av måleenhet har stor betydning: En verdi på 2 forteller at den maksimalt akseptable kostnaden som gjør prosjektet samfunnsøkonomisk lønnsomt vil halveres dersom man bytter måleenhet fra penger til miljø. I utvalget med den høyeste MAC-brøken vil velferdsestimatet reduseres med en faktor på hele 307 dersom vi forutsetter lik grensenytte av penger i stedet for lik grensenytte av miljø.

Versjon 1 og 2 av MAC-brøkene antar verdier som er betraktelig høyere enn versjon 3. I versjon 2 ligger MAC-brøkene på mellom 1 135 (underutvalg 2 fra Bateman et al. 1997) og 2,5 (underutvalg 1 fra Strand og Wahl 1997), mens de i versjon 1 ligger på mellom 22 434 (underutvalg 2 fra Bateman et al. 1995) og 23 (underutvalg 1 fra Strand og Wahl 1997). Det er m.a.o. også en stor forskjell på størrelsen på MAC-brøkene i versjon 1 og 2. I så og si alle undersøkelsene mer enn tidobles MAC-brøken når vi setter 0-budene lik 5 prosent av det laveste strengt positive budet, i stedet for lik det laveste strengt positive budet. Hvis vi prøver å sette 0-budene lik 1 prosent av det laveste strengt positive budet, blir verdiene enda mer ekstreme. I underutvalg 2 fra Bateman et al. (1995) vil f. eks. MAC-brøken da anta en verdi på 112 139(!)

Resultatene i tabell 6.1 bekrefter at MAC-brøken er svært sensitiv overfor hvordan vi tolker 0-budene. En forklaring er, som jeg tidligere har vært inne på, at dersom betalingsvilligheten til minst en person i utvalget går mot 0, vil MAC-brøken gå mot uendelig fordi miljøkravet til den gitte personen går mot uendelig. Annen kolonne viser andelen av 0-bud i hver undersøkelse. Vi ser at 0-budene utgjør relativt store andeler av datasettene (mellom 7 prosent - 63 prosent). Denne store andelen 0-bud er selvsagt også en årsak til MAC-brøkens sensitivitet overfor tolkningen av disse budene.

Tabell 6.1. MAC-brøker under forskjellige forutsetninger om 0-budene. (Dersom valg av måleenhet ikke spiller noen rolle, vil MAC-brøken være lik 1.)

Undersøkelse	n	0-bud i prosent av n	Forholdet mellom det høyeste og det laveste strengt positive WTP-budet	MAC-brøken		
				Versjon 1	Versjon 2	Versjon 3
Bateman et al. (1995)						
Underutvalg 1	846	15	125 000	20 202	1 036	38
Underutvalg 2	2 051	15	250 000	22 434	1 129	11
Bateman and Langford (1997)						
Underutvalg 1	93	37	10 000	8 647	459	70
Underutvalg 2	90	63	720	378	20	6,7
Underutvalg 3	88	6,8	600	93	9,0	5,2
Underutvalg 4	80	16	10 000	5 894	350	83
Bateman et al. (1997)						
Underutvalg 1	143	18	50 000	11 598	687	169
Underutvalg 2	126	10	200 000	18 003	1 135	307
Loomis (1987)	78	17	150	82	6,3	3,2
Magnussen et al. (1997)						
Underutvalg M1	143	60	120	101	5,9	3,1
Underutvalg M2	139	59	50	34	2,4	2,1
Underutvalg S 1	139	47	180	97	5,9	2,9
Underutvalg S2	132	49	80	87	5,2	2,3
Navrud (1993)	161	32 %	1 200	806	42	4,2
Strand og Wahl (1997)						
Underutvalg 1	140	14	50	23	2,5	1,8
Underutvalg 2	140	13	100	30	2,8	1,8
Underutvalg 3	138	28	50	60	4,0	1,8
Underutvalg 4	145	21	120	69	4,9	2,3

n = utvalgsstørrelse

Versjon 1 = 0-budene er satt lik 5 prosent av det laveste strengt positive budet i undersøkelsen

Versjon 2 = 0-budene er satt lik det laveste strengt positive budet i undersøkelsen

Versjon 3 = 0-budene er fjernet fra datasettet

Tabell 6.1 viser at for alle tolkninger av 0-budene er MAC-brøkene fra Bateman et al. (1995), Bateman et al. (1997) og Bateman og Langford (1997) (underutvalg 1 og 4) betraktelig høyere enn MAC-brøkene fra de andre undersøkelsene. En årsak til dette kan være at det laveste strengt positive budet i disse undersøkelsene utgjør en veldig liten andel av det høyeste budet. Forholdet mellom det høyeste og det laveste WTP-budet i de forskjellige utvalgene er vist i tredje kolonne i tabell 6.1. Når dette forholdet er stort, vil forskjellen i vektning av interessene til den med høyest betalingsvillighet og den med lavest betalingsvillighet bli stor når vi skifter måleenhet. (Husk at dersom vi bruker penger som måleenhet vil person *a* bli vektet $\frac{WTP_a}{WTP_b}$ ganger mer enn person *b* i forhold til om vi bruker miljø som måleenhet.)

I underutvalg 2 fra Bateman et al. (1995) var det høyeste budet £ 2 500, mens det laveste strengt positive budet var £ 0,01 (en pence). Dette innebærer at når penger blir brukt som måleenhet, blir inter-

essene til den med høyest betalingsvillighet vektet 250 000 ganger mer enn interessene til den med lavest betalingsvillighet, i forhold til om miljø hadde blitt brukt som måleenhet. Til sammenligning er forholdet mellom det høyeste og det laveste budet kun på 50 i underutvalg 1 fra Strand og Wahl (1997), som er et av utvalgene med de laveste MAC-brøkene. Vi ser at stor forskjell på det høyeste og det laveste budet er en god indikasjon på høye MAC-brøker, selv om sammenhengen ikke er entydig.

6.2. MAC-brøkens sensitivitet overfor de mest ekstreme budene

Tabell 6.1 indikerte at MAC-brøken er svært sensitiv overfor endringer i de små budene fordi disse har stor innvirkning på C^{**} , men ikke på C^* . Tilsvarende så vi i kapittel 4.1. at en endring i de store budene kan ha stor innvirkning på C^* , men ikke på C^{**} . Jeg har forsøkt å beregne MAC-brøkens sensitivitet overfor de meste ekstreme budene, ved å se hvor mye den blir redusert hvis et ekstremt bud fjernes fra datasettet.

I tabell 4 har jeg gjort slike sensitivitetsberegninger med utgangspunkt i versjon 3 av MAC-brøken. Denne er vist i andre kolonne (identisk med sjette kolonne i tabell 6.1). Kolonne (1) viser nå utvalgsstørrelsen etter at 0-budene er fjernet. Kolonne (3) og (4) viser MAC-brøken der jeg i tillegg til å ha fjernet alle 0-budene har fjernet hhv. det laveste strengt positive budet (versjon 3a) og det høyeste budet (versjon 3b) i utvalget. Den prosentvise reduksjonen i MAC-brøkene står i parentes.

Tabell 6.2 viser at MAC-brøken stort sett er mer sensitiv overfor fjerning av det laveste strengt positive budet enn overfor fjerning av det høyeste budet. Kun i tre utvalg (underutvalg M2 og S1 fra Magnussen et al. 1997 og underutvalg 1 fra Strand og Wahl 1997) er

den prosentvise reduksjonen i MAC-brøken større når vi fjerner det høyeste budet enn når vi fjerner det laveste. Den største prosentvise reduksjonen i MAC-brøken som følge av at det høyeste budet blir fjernet forekommer i underutvalg 2 fra Bateman og Langford (1997). Her blir MAC-brøken redusert med 22 prosent ved å gå fra versjon 3 til versjon 3b. I underutvalg 2 fra Bateman et al. (1995) finner vi den største prosentvise reduksjonen som følge av at det laveste strengt positive budet har blitt fjernet. MAC-brøken blir her nesten halvert ved å gå fra versjon 3 til versjon 3a. Dette er en usedvanlig høy reduksjon med tanke på at utvalgsstørrelsen var på hele 1 744.

Tabell 6.2. MAC-brøkernes sensitivitet overfor ekstreme bud. Prosentvis reduksjon i versjon 3 av MAC-brøken er oppgitt i parentes i kolonne (3) for versjon 3a og i kolonne (4) for versjon 3b

Undersøkelse	n' (1)	MAC-brøken				
		Versjon 3 (2)	Versjon 3a (3)	Versjon 3b (4)		
Bateman et al. (1995)						
Underutvalg 1	719	38	27	(29 %)	37	(2 %)
Underutvalg 2	1 744	11	5,9	(46 %)	11	(2 %)
Bateman og Langford (1997)						
Underutvalg 1	59	70	40	(43 %)	66	(6 %)
Underutvalg 2	33	6,7	4,5	(33 %)	5,2	(22 %)
Underutvalg 3	82	5,2	4,5	(14 %)	4,8	(8 %)
Underutvalg 4	67	83	53	(37 %)	80	(4 %)
Bateman et al. (1997)						
Underutvalg 1	117	169	138	(18 %)	153	(10 %)
Underutvalg 2	113	307	226	(26 %)	255	(17 %)
Loomis (1987)						
	65	3,2	2,8	(11 %)	3,0	(5 %)
Magnussen et al. (1997)						
Underutvalg M1	57	3,1	2,8	(9 %)	2,9	(7 %)
Underutvalg M2	57	2,1	2,1	(3 %)	1,9	(10 %)
Underutvalg S1	74	2,9	2,7	(7 %)	2,6	(10 %)
Underutvalg S2	67	2,3	2,1	(9 %)	2,2	(4 %)
Navrud (1993)						
	110	4,2	2,6	(39 %)	4,1	(4 %)
Strand og Wahl (1997)						
Underutvalg 1	121	1,8	1,8	(3 %)	1,7	(3 %)
Underutvalg 2	122	1,8	1,8	(4 %)	1,8	(5 %)
Underutvalg 3	100	1,8	1,7	(7 %)	1,8	(2 %)
Underutvalg 4	114	2,3	2,2	(6 %)	2,2	(4 %)

n' = utvalgsstørrelse etter at 0-budene er fjernet

Versjon 3 = 0-budene er fjernet fra datasettet

Versjon 3a = 0-budene og det laveste strengt positive budet er fjernet fra datasettet

Versjon 3b = 0-budene og det høyeste budet er fjernet fra datasettet

7. Samfunnsøkonomisk lønnsomhet

CV-studier blir ofte benyttet for å finne gjennomsnittlig betalingsvillighet for miljøprosjekter. Man beregner dermed det tradisjonelle velferdsestimatet C^* . For at man skal kunne beregne den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av et miljøprosjekt, må man imidlertid også kjenne de faktiske kostnadene. (C^* beskriver jo samfunnets velferdsendring når vi ser bort fra kostnadene.) Med en utilitaristisk velferdsfunksjon, er kriteriet for samfunnsøkonomisk lønnsomhet (jf. formel (3) og (9)):

$$(19) \quad \begin{aligned} dW &= \sum_{i=1}^n dU_i = \sum_{i=1}^n u'_{iY} (WTP_i - C_i) \\ &= \sum_{i=1}^n u'_{iE} (dE - C_i \cdot WTP_i^{-1}) > 0 \end{aligned}$$

Anta at de faktiske kostnadene ved prosjektet er likt fordelt mellom individene slik at $C_i = C$.

Dersom alle har lik grensenytte av penger ($u'_{iY} = u'_Y$ for alle i), kan vi uttrykke velferdsendringen som følge av prosjektet ved ligning (19) dividert med u'_Y .

Kriteriet for samfunnsøkonomisk lønnsomhet vil nå bli uttrykt ved samlet betalingsvillighet og total kostnaden (jf. formel (6) og (10)):

$$(20) \quad dW^Y = \sum_{i=1}^n dU_i^Y = \sum_{i=1}^n (WTP_i \cdot dE - C) > 0$$

Ved å dividere (20) med n får vi kriteriet for samfunnsøkonomisk lønnsomhet uttrykt ved gjennomsnittlig betalingsvillighet for prosjektet ($\overline{WTP}_i \cdot dE$) og per person-kostnaden (C):

$$(21) \quad \begin{aligned} \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (WTP_i \cdot dE - C) &= \overline{WTP} - C > 0 \\ \Rightarrow \overline{WTP} \cdot dE &> C \end{aligned}$$

Av (21) ser vi at gjennomsnittlig betalingsvillighet for prosjektet ($\overline{WTP} \cdot dE$) må være større enn de faktiske per person-kostnadene (C) for at prosjektet skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt målt ut fra det tradisjonelle velferdsestimatet.

Dersom alle derimot har lik grensenytte av miljøgodet ($u'_{iE} = u'_E$ for alle i) kan vi uttrykke velferdsendringen ved ligning (19) dividert med u'_E . Kriteriet for samfunnsøkonomisk lønnsomhet vil nå bli uttrykt ved endringen i miljøgodet og det samlede miljøkravet (jf. formel (11) og (13)):

$$(22) \quad \begin{aligned} dW^E &= \sum_{i=1}^n dU_i^E = \sum_{i=1}^n (dE - PGR_i) \\ &= \sum_{i=1}^n (dE - \bar{C} \cdot WTP_i^{-1}) > 0 \end{aligned}$$

Ved å dividere (22) med n får vi kriteriet for samfunnsøkonomisk lønnsomhet uttrykt ved hjelp av det alternative velferdsestimatet (C^{**}) og per person kostnaden (C):

$$(23) \quad \begin{aligned} \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (dE - C \cdot WTP_i^{-1}) &= dE - \frac{1}{n} \cdot C \cdot \sum_{i=1}^n WTP_i^{-1} \\ &= dE - \frac{C \cdot dE}{n \cdot dE / \sum_{i=1}^n WTP_i^{-1}} = dE - \frac{C \cdot dE}{C^{**}} > 0 \\ \Rightarrow C^{**} &> C \end{aligned}$$

C^{**} er definert i formel (15) fra kapittel 3.4., og er beregnet på grunnlag av individuell betalingsvillighet ($WTP_i \cdot dE$). Vi ser av (23) at C^{**} må være større enn de faktiske per person-kostnadene for at prosjektet skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt, målt ut fra det alternative velferdsestimatet.

Av undersøkelsene jeg har sett på, er det fire som har forsøkt å gjøre anslag på hva endringen i miljøgodet

hadde kostet dersom den hadde blitt gjennomført (dvs. anslag på $\sum_{i=1}^n C_i$); Loomis (1987), Magnussen et al. (1997) (for underutvalg S1 og S2), Navrud (1993) og Strand og Wahl (1997). Hvis vi antar at kostnadene faktisk ville ha blitt fordelt likt ved gjennomføringen av disse prosjektene, kjenner vi nå C. C er jo per person-kostnaden dersom prosjektet skulle gjennomføres med lik kostnadsfordeling. Vi kan derfor nå undersøke om ligning (21) og (23) er oppfylt i disse studiene.

Forfatterne av de fire studiene beregnet prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet på grunnlag av ligning (21) (eller ligning (20) som er ekvivalent med (21)).²³ I alle disse undersøkelser var (21) oppfylt. Ved å benytte den tradisjonelle metoden for å beregne samfunnets netto-velferdsendring av prosjektet (dvs. at man forutsetter at alle har lik grensenytte av penger), ble altså alle prosjektene funnet samfunnsøkonomisk lønnsomme. For å finne ut om prosjektene også vil være samfunnsøkonomisk lønnsomme dersom man legger til grunn den alternative metoden for å operasjonalisere kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte (dvs. at man forutsetter at alle har lik grensenytte av miljøgodet), har jeg undersøkt om også ligning (23) er oppfylt for disse fire undersøkelsene ut fra hver av de tre versjonene av C**.

Av formel (14) fra kapittel 3.4. ser vi at den gjennomsnittlige betalingsvilligheten ($\overline{WTP} \cdot dE$) er lik det tradisjonelle velferdsestimatet C*. De verdiene på gjennomsnittlig betalingsvillighet som oppgis i tabell 7.1-8 vil imidlertid være noe forskjellig fra den verdien C* antok i mine MAC-brøk beregninger og i tabell 4.2. Årsaken til dette er at jeg i tabell 7.1-8 bruker de estimatene for gjennomsnittlig betalingsvillighet som forfatterne av CV-studiene selv har beregnet og oppgitt. I MAC-brøk beregningene og i tabell 4.2 gjorde jeg imidlertid egne beregninger av C*, der datasettene skiller seg fra de opprinnelige ved at jeg ikke tolket 0-budene bokstavelig (se kapittel 4.1). Forfatterne av de fire verdsettingsstudiene hadde imidlertid ingen grunn til å gjøre tilsvarende forutsetninger om 0-budene, og ved beregning av den gjennomsnittlige betalingsvilligheten som er oppgitt i CV-studiene er 0-budene tolket lik 0. I tillegg har noen av forfatterne manipulert datasettene for å ikke overestimere gjennomsnittlig betalingsvillighet (f.eks. kan "vet ikke"-budene ha blitt satt lik 0, eller ekstremt høye WTP-bud kan ha blitt fjernet). Generelt vil derfor mine C* estimater alltid være noe større enn forfatternes estimater for gjennomsnittlig betalingsvillighet.

²³ I noen av studiene ble det beregnet gjennomsnittlig betalingsvillighet blant husholdninger og ikke blant personer. I disse undersøkelser står selvsagt $\overline{WTP} \cdot dE$ for gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning i stedet for per person og C står for per husholdnings-kostnad i stedet for per person-kostnad.

Resultatene av mine beregninger viser at konklusjonen i de fleste tilfellene ikke blir endret ved å benytte den mest moderate versjonen av C** (versjon 3). Brukes derimot den mest ekstreme versjonen (versjon 1), blir konklusjonen endret i alle studiene. For versjon 2 av C** varierte resultatene fra utvalg til utvalg. Under har jeg oppgitt de anslåtte per person-kostnadene (eller per husholdnings-kostnadene, jf. fotnote 23)(C), estimatet for gjennomsnittlig betalingsvillighet, og de tre versjonene av det alternative velferdsestimatet C** fra hver av de fire CV-studiene.

7.1. Loomis (1987)

Årlige totalkostnader ved å halvere vannuttaket fra Mono Lake ble anslått til \$ 18,7 millioner. Loomis (1987) anslår implisitt antall husholdninger i California på det aktuelle tidspunktet til 9,87 millioner. Månedlige per husholdnings-kostnader blir dermed på \$ 0,16. I Loomis (1987) kommenteres bare beregninger som er gjort på grunnlag av svarene på det lukkede WTP-spørsmålet. Jeg har likevel, på grunnlag av svarene på det åpne WTP-spørsmålet, beregnet gjennomsnittlig betalingsvillighet ($\overline{WTP} \cdot dE$)²⁴. Tabell 7.1 viser de månedlige per husholdnings-kostnadene (C), gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning ($\overline{WTP} \cdot dE$) og de tre versjonene av det alternative velferdsestimatet C**.

Av tabell 7.1 ser vi at de alternative velferdsestimatene er større enn gjennomsnittskostnadene i alle tilfeller, bortsett fra hvis vi benytter versjon 1 av C**. Konklusjonen vedrørende prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet blir dermed endret kun dersom vi legger til grunn dette velferdsestimatet.

Tabell 7.1. Beregnede månedlige gjennomsnittskostnader per husholdning og velferdsestimater fra prosjektet i Loomis (1987). Tall oppgitt i amerikanske dollar

Kostnader C	Brutto-velferdsestimater			
	Gjennomsnittlig betalingsvillighet	C** versjon 1	C** versjon 2	C** versjon 3
0,16	4,8	0,06	0,77	1,8

C = månedlige per husholdnings-kostnader

Gjennomsnittlig betalingsvillighet = månedlig gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning beregnet på grunnlag av svarene på det åpne WTP-spørsmålet i Loomis (1987)

C** versjon 1, 2 og 3= alternative velferdsestimater beregnet under forutsetning om lik grensenytte av miljøgodet

²⁴ Gjennomsnittlig betalingsvillighet som ble beregnet på grunnlag av svarene på det lukkede WTP-spørsmålet i Loomis (1987) er fremkommet ved å anta at de 56 prosent som ikke svarte på undersøkelsen hadde 0 betalingsvillighet. I min beregning av $\overline{WTP} \cdot dE$ på grunnlag av svarene på det åpne WTP-spørsmålet, har jeg antatt at fordelingen av betalingsvilligheten til de 56 prosent som ikke svarte på undersøkelsen, var lik den for resten av utvalget. Disse beregningsforskjellene har ingen betydning for konklusjonene vedrørende samfunnsøkonomisk lønnsomhet ved bruk av det tradisjonelle velferdsestimatet.

7.2. Magnussen et al. (1997)

I denne undersøkelsen ble det gjort kostnadsberegninger for prosjektet i Ski kommune. Totale kostnader ble beregnet til å være 3- 4 millioner kr. per år, mens antall husholdninger var ca. 8800 på det aktuelle tidspunktet. Den årlige per husholdnings-kostnaden ved prosjektet (C) vil dermed ligge i intervallet 341 - 455 kr. Kostnadene i Melhus kommune ble ikke estimert. Forfatterne antok at utvalget i Ski var representativt, og estimerte gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning i kommunen til å ligge i intervallet 870 kr -1 030 kr (avhengig av hvilket underutvalg man la til grunn). Årlige per husholdnings-kostnader (C), gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning og de tre versjonene av det alternative velferdsestimatet (C^{**}) i de to underutvalgene fra undersøkelsen i Ski kommune er vist i tabell 7.2.

Tabell 7.2. Beregnede årlige gjennomsnittskostnader per husholdning og velferdsestimater fra prosjektet for underutvalg S1 og S2 i Magnussen et al. (1997). Tall oppgitt i kr

Under-utvalg	Kostnader C	Brutto-velferdsestimater			
		Gjennomsnittlig betalingsvillighet	C^{**} versjon 1	C^{**} versjon 2	C^{**} versjon 3
S1	341 - 455	870	11	183	668
S2	341 - 455	1 030	10	179	759

C = årlige per husholdnings-kostnader

Gjennomsnittlig betalingsvillighet = årlig gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning beregnet av forfatterne i Magnussen et al. (1993)

C^{**} versjon 1, 2 og 3= alternative velferdsestimater beregnet under forutsetning om lik grensenytte av miljøgodet

Tabell 7.2 viser at dersom vil forutsetter lik grensenytte av miljø vil prosjektet være lønnsomt når versjon 3 av C^{**} blir benyttet. Ved å benytte versjon 1 og 2 av C^{**} blir konklusjonen vedrørende samfunnsøkonomisk lønnsomhet endret i begge underutvalgene.

7.3. Navrud (1993)

Undersøkelsen er en del av en nytte-kostnadsanalyse av kalkingen av Audna. Den ble gjennomført for å tallfeste en av velferdseffektene av kalkingen av Audna, nemlig ikke-bruksverdien ($= b_2$). I nytte-kostnadsanalysen er det tatt med to ytterligere velferdskomponenter; økt rekreasjonsverdi av fritidsfiske i ferskvann ($= b_1$) og økt rekreasjonsverdi av fritidsfiske i sjøen etter laks og sjøaure ($= b_3$). Det er tatt med to kostnadskomponenter: Statlige tilskudd til doseringsanlegg, forskningsprosjekter og mindre kalkingsprosjekter ($= c_1$); og tilskudd fra kommunene og Audna fiskerettseierforening til kalking ($= c_2$). Samfunnets velferdsendring av prosjektet, målt i penger, blir lik $dW^Y = b_1 + b_2 + b_3 - (c_1 + c_2)$

Man antok at utvalget fra Navrud (1993) var representativt for Vest-Agders befolkning over 15 år, som på det gitte tidspunktet var på 101 668 innbyggere. Navrud

(1993) beregnet b_2 til ca. 12,2 millioner 1991-kroner (justert fra 1990-kroner ved hjelp av konsumprisindeksen) og tilsvarer en årlig gjennomsnittlig betalingsvillighet per person over 15 år på 120 1991-kroner.²⁵ Jeg justerte også de alternative velferdsestimatene fra 1990-kroner til 1991-kroner ved hjelp av konsumprisindeksen. Disse ble da lik 0,16 kr (versjon 1 av C^{**}), 3,1 kr (versjon 2 av C^{**}) og 45 kr (versjon 3 av C^{**}).

I nytte-kostnadsanalysen ble nåverdien av samfunnets velferdsendring av prosjektet (nåverdien av dW^Y) beregnet under forskjellige forutsetninger om samfunnsmessige kalkulasjonsrenter ($=r$), tidshorison ($=T$) og anslag på relativ verdiøkning av miljøgodet ($=g$). Tilsammen ble det foretatt 12 nytte-kostnadsberegninger. Alle beregningsmåtene konkluderte med at prosjektet var samfunnsøkonomisk lønnsomt. Nåverdberegningene ble gjort på grunnlag av følgende formel hentet fra Navrud (1990) (formel 2.3):

$$(24) \quad NV = \sum_{t=0}^T \frac{B_t}{(1+r-g)^t} - \sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+r)^t}$$

NV = nåverdien av dW^Y

B_t = total (brutto) velferdseffekt (består av $b_1 + b_2 + b_3$)

C_t = total kostnadene ved prosjektet (består av $c_1 + c_2$)

Ved å benytte formel (24) beregnet jeg nåverdien av per person-kostnadene (for personer over 15 år) (C) ved prosjektet.²⁶ I disse beregningene har jeg ansett de to andre velferdskomponentene ($b_1 + b_3$) som negative kostnadskomponenter, slik at MAC-brøken i disse studiene blir antatt å være lik 1. Nåverdien av C ble

dermed beregnet ved å sette $B_t = \frac{b_1 + b_3}{101\,668}$ og

$C_t = \frac{c_1 + c_2}{101\,668}$ inn i formel (24). For å beregne

²⁵ Alle mine C^{**} -estimater er noe større enn den gjennomsnittlige betalingsvilligheten som er oppgitt i Navrud (1993), fordi "vet ikke"-svarene i beregningene til Navrud (1993) ble satt lik 0. Jeg har imidlertid fjernet "vet ikke"-svarene fra datasettet ved beregning av C^{**} -estimaterne. Disse beregningsforskjellene får ingen konsekvenser for konklusjonene vedrørende prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet ved bruk av det tradisjonelle velferdsestimatet.

²⁶ I NOU (1997:27) står det følgende om beregning av nåverdier når miljøgodet forutsettes å ha en relativ verdiøkning: "En slik økning i relativ pris bør håndteres gjennom de kalkulasjonsprisene for miljøgoder som benyttes i nytte-kostnadsanalysen, og ikke gjennom en lavere diskonteringsrente." Det kan derfor virke mer hensiktsmessig å i stedet for (24) bruke følgende

formel: $NV = \sum_{t=0}^T \frac{(1+g)^t}{(1+r)^t} \cdot B_t - \sum_{t=0}^T \frac{C_t}{(1+r)^t}$. For at mine tall skal

være sammenlignbare med tallene fra Navrud (1993), har jeg imidlertid valgt å bruke formel (24) i beregningene.

nåverdien av $\overline{WTP} \cdot dE$ fra Navrud (1993) (dvs.

nåverdien av $\frac{b_2}{101\,668}$), satte jeg $C_t = 0$ og

$B_t = \overline{WTP} \cdot dE$ inn i formel (24). I nytte-kostnadsanalysen ble velferdseffektene av prosjektet antatt å være lik 0 de to første årene kalkingen pågikk. For $t > 1$, ble b_2 antatt å være konstant. Jeg satte derfor $\overline{WTP} \cdot dE$ lik 0 for $t = 0$ og $t = 1$ og deretter lik 120 kr i formel (24). For å beregne nåverdien av de alternative velferdsestimatene C^{**} versjon 1, 2 og 3, satte jeg disse inn for B_t i formel (24). I likhet med $\overline{WTP} \cdot dE$, ble C^{**} versjon 1, 2 og 3 også satt lik 0 for $t = 0$ og $t = 1$. Deretter ble de satt lik sine respektive årlige verdier.

Jeg gjorde to slike nåverdiberegninger av C , $\overline{WTP} \cdot dE$ og versjon 1, 2 og 3 av C^{**} . Nr. 1 tilsvarende den av metodene i Navrud (1993) som gav lavest nåverdi av dW^Y , og nr. 2 tilsvarende den av metodene i Navrud (1993) som gav høyest nåverdi av dW^Y . I beregning nr. 1 er det benyttet en tidshorison (T) på 10 år og den årlige kalkulasjonsrenten (r) er satt lik 7 prosent. Det er videre antatt ingen relativ verdiøkning av miljøgodet ($g = 0$). I beregning nr. 2 er kalkulasjonsrenten lik 5 prosent, tidshorisonen er lik 30 år og relativ verdiøkning av miljøgodet er lik 2 prosent per år. Tabell 7.3 viser resultatene av beregningene.

Tabell 7.3 viser at konklusjonen vedrørende prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet ikke blir endret dersom man benytter versjon 3 av C^{**} . Ved å benytte versjon 1 eller 2 av C^{**} , blir imidlertid nåverdien av per person-kostnadene større enn nåverdien av velferdsestimatene, og prosjektet kan dermed ikke lenger ansees som samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Tabell 7.3. Beregnet nåverdi av gjennomsnittskostnader per person (for personer over 15 år) og velferdsestimater fra prosjektet i Navrud (1993). Tall oppgitt i 1991-kroner, nåverdier

Beregning nr.	Kostnader		Brutto-velferdsestimater		
	C	Gjennomsnittlig betalingsvillighet	C ^{**} versjon 1	C ^{**} versjon 2	C ^{**} versjon 3
1	116	670	1	17	252
2	201	2 186	3	57	824

C = nåverdien av per person-kostnadene (for personer over 15 år)
 Gjennomsnittlig betalingsvillighet = nåverdien av gjennomsnittlig betalingsvillighet per person over 15 år beregnet av forfatteren i Navrud (1993)
 C^{**} versjon 1, 2 og 3 = nåverdien av de alternative velferdsestimatene beregnet under forutsetning om lik grensenytte av miljøgodet

7.4. Strand og Wahl (1997)

Kostnadene ved å opprettholde grøntarealene i Oslo ble beregnet ut fra gjennomsnittlig tomtepris per mål, som ble anslått til ca 1,35 millioner kroner. På grunnlag av dette beløpet ble det beregnet forskjellige estimater for årlig totalkostnad (annuitet), der estimatene var avhengige av hvilken kalkulasjonsrente som ble lagt til grunn. Disse årlige kostnadsestimatene varierte fra 46 619 kr (med 3,5 prosent kalkulasjonsrente) til 93 237 kr (med 7 prosent kalkulasjonsrente). Antall husstander var på det aktuelle tidspunktet lik 258 993, slik at den årlige per husholdnings-kostnaden per mål varierte fra 0,18 kr til 0,36 kr. Utvalget ble antatt å være representativt for Oslos befolkning. Estimaterne for årlig gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning per mål som ble oppgitt i rapporten er vist i tabell 7.4, sammen med C og de tre alternative velferdsestimatene for hvert underutvalg.²⁷

Tabell 7.4 viser at konklusjonen vedrørende prosjektets samfunnsøkonomiske lønnsomhet blir endret for alle underutvalg dersom vi bruker versjon 1 av C^{**} . Ved å bruke versjon 2 av C^{**} blir konklusjonen helt sikkert endret for underutvalg 3 og 4, mens dette vil avhenge av kalkulasjonsrenten for de to andre utvalgene. For versjon 3 av C^{**} er prosjektet samfunnsøkonomisk lønnsomt for underutvalg 1 og 2. For underutvalg 3 og 4 er gjelder dette dersom man ved beregning av kostnadene bruker en kalkulasjonsrente på 3,5 prosent, men ikke hvis man bruker en kalkulasjonsrente på 7 prosent.

Tabell 7.4. Beregnede årlige gjennomsnittskostnader per husholdning per mål og velferdsestimater av prosjektet i Strand og Wahl (1997). Tall oppgitt i kr per mål

Underutvalg nr.	Kostnader	Brutto-velferdsestimater			
	C	Gjennomsnittlig betalingsvillighet	C ^{**} versjon 1	C ^{**} versjon 2	C ^{**} versjon 3
1	0,18 - 0,36	0,63	0,03	0,26	0,41
2	0,18 - 0,36	0,81	0,03	0,31	0,55
3	0,18 - 0,36	0,44	0,01	0,11	0,33
4	0,18 - 0,36	0,66	0,01	0,13	0,35

C = årlige per husholdnings-kostnader per mål
 Gjennomsnittlig betalingsvillighet = gjennomsnittlig betalingsvillighet per husholdning per mål beregnet av forfatterne i Strand og Wahl (1997)
 C^{**} versjon 1, 2 og 3 = alternative velferdsestimater beregnet under forutsetning om lik grensenytte av miljøgodet.

²⁷ I Strand og Wahl (1997) ble det brukt en korrigert gjennomsnittlig betalingsvillighet per mål. Denne ble beregnet ved at enkelte ekstremobservasjoner ble fjernet fra datasettet. I mine beregninger har jeg derimot ikke fjernet disse observasjonene. Datasettet som er grunnlag for gjennomsnittlig betalingsvillighet som er oppgitt i tabell 7.4 er dermed ikke eksakt det samme som det som er grunnlag for beregning av C^{**}-versjonene. Dette får imidlertid ingen konsekvenser for konklusjonene vedrørende samfunnsøkonomisk lønnsomhet ved bruk av det tradisjonelle velferdsestimatet.

8. Diskusjon av forutsetningene som er lagt til grunn i modellen

I dette kapittelet skal jeg se på konsekvensene for beregningene av MAC-brøken dersom noen av forutsetningene som ble gjort i modellen i kapittel 3. og under metodebeskrivelsen i kapittel 4. ikke er oppfylt.

8.1. Ikke-marginale prosjekter

I modellen er det forutsatt at endringen i miljøgodet er marginal i den forstand at marginal substitusjonsbrøk mellom penger og miljøgodet ikke endrer seg nevneverdig som følge av gjennomføringen av prosjektet. Denne forutsetningen måtte være oppfylt bl.a. for at man skulle være i stand til å regne seg frem til miljøkravene på grunnlag av betalingsvilligheten.

I kapittel 5. ble det gjort klart at denne forutsetningen kanskje ikke var oppfylt i alle utvalgene. Generelt kan det være svært vanskelig å si noe om en endring oppfattes som marginal, da dette bl.a. vil avhenge av respondentenes individuelle preferanser. Hvorvidt en endring kan betraktes som marginal kan også variere mellom respondenter i samme utvalg. Et viktig spørsmål blir dermed om man kan si noe om hvorvidt MAC-brøken blir over- eller underestimert dersom forutsetningen om marginalitet ikke er oppfylt.

Når miljøkravene (PGR_i) beregnes på grunnlag av betalingsvilligheten (WTP_i), vil disse enten bli over- eller underestimert dersom forutsetningen om marginalitet ikke er oppfylt. Jeg skal vise dette ved å se på to personer, der den ene har positiv nytteendring av et gitt prosjekt (person a) og den andre har negativ nytteendring av prosjektet (person b). Figur 8.1a og 8.1b viser indifferenskurver for hhv. person a og person b . Anta nå at prosjektet innebærer en ikke-marginal økning av tilbudet av miljøgodet. Inntektsnivået før prosjektet gjennomføres er angitt med Y^0 , mens inntektsnivået etter at prosjektet er gjennomført, er angitt med Y^c . Per person-kostnaden

(C_i) er lik for a og b og gitt ved differansen mellom Y^0 og Y^c . Personens betalingsvillighet (WTP_i) er gitt ved differansen mellom Y^0 og Y^{WTP} . Nytteendringen til personen, målt i penger, vil være lik $dU_i^Y = Y^c - Y^{WTP}$.

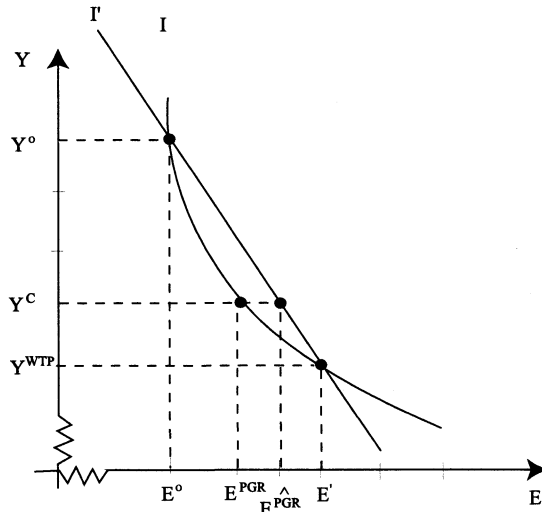
I begge figurene er personens egentlige indifferenskurve gitt ved I , mens I' er den estimerte lineære indifferenskurven man implisitt opererer med når man forutsetter at prosjektet er marginalt. E^0 er mengden av miljøgodet personene har i utgangspunktet (per definisjon lik for a og b), og E' er mengden av miljøgodet personene har etter at prosjektet er gjennomført.

Økningen i miljøgodet (dE) er dermed gitt ved $E' - E^0$. Miljøkravet (PGR_i) er gitt ved differansen mellom E^{PGR} og E^0 . Personens nytteendring, målt i miljøenheter, vil dermed være lik $dU_i^E = E^{PGR} - E^0$.

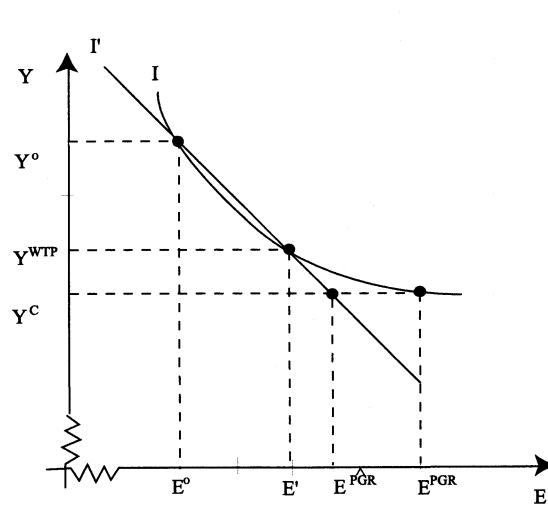
Når prosjektet forutsettes å være marginalt, brukes implisitt I' i stedet for den korrekte indifferenskurven (I) når PGR_i skal estimeres. Miljøkravet blir dermed estimert til å være lik differansen mellom E^{PGR} , og E^0 og nytteendringen blir estimert til å være lik differansen mellom E' og E^{PGR} . Figurene viser at det estimerte miljøkravet vil være forskjellig fra det egentlige miljøkravet når prosjektet ikke er marginalt. Dette fører til at den estimerte nytteendringen, målt i miljøenheter, vil være forskjellig fra den egentlige nytteendringen, målt i miljøenheter. For a , som har positiv nytteendring av prosjektet, vil PGR_i bli overestimert og dU_i^E underestimert. For b , som har negativ nytteendring av prosjektet, vil vi få det omvendte resultatet: PGR_i bli underestimert og dU_i^E overestimert.

Figur 8.1. Implikasjoner av å anta at et ikke-marginalt prosjekt er marginalt

Figur 8.1a



Figur 8.1b



Dersom alle har positiv nytteendring av prosjektet, vil derfor alle miljøkravene overestimeres og alle nytteendringene, målt i miljøenheter, underestimeres. Dermed underestimeres netto-velferdsestimatet i

$$\text{miljøenheter} \left(dW^E = \sum_{i=1}^n dU_i^E \right).$$

C^{**} blir underestimert, og dermed blir MAC-brøken overestimert²⁸. Dersom alle har negativ nytteendring av prosjektet blir alle miljøkravene underestimert, og nytteendringene, målt i miljøenheter, blir overestimert. Dette fører til en overestimering av dW^E og C^{**} , og en underestimering av MAC-brøken.

Generelt vil det som regel være noen som har positiv nytteendring og noen som har negativ nytteendring av et prosjekt. Dermed vil noen miljøkrav bli overestimert mens andre blir underestimert. Man kan imidlertid ikke uten mer informasjon si noe om hvorvidt netto effekten av disse feilestimeringene er positiv eller negativ. En ekstra respondent med negativ nytteendring fører til underestimering av et ekstra miljøkrav og trekker dermed i retning av at MAC-brøken blir underestimert. Hvorvidt MAC-brøken blir over- eller underestimert avhenger imidlertid ikke bare av antallet over- og underestimeringer, men også av størrelsen på hver feilestimering. For å vite noe om dette, må man kjenne formen på individenes indifferenskurver. Konklusjonen blir at man ikke si noe om hva slags feil man gjør dersom man antar at et ikke-marginalt prosjekt er marginalt.

Dersom man forutsetter at respondentenes nyttefunksjon er kvasilineær i penger i det aktuelle området (dvs. at endringen må oppfattes som marginal i forhold til inntekt, men ikke i forhold til miljø), vil MAC-brøken bli beregnet korrekt selv om prosjektet innebærer at endringen i miljøgodet ikke er marginal (Medin et al. 1998). Når man bruker miljø som måleenhet, må man imidlertid i dette tilfellet forutsette at alle har lik *nytteendring* av endringen i miljøgodet og ikke at alle har lik grensenytte av miljøgodet.

8.2. Ulik kostnadsfordeling

Når MAC-brøken ble beregnet, trengte vi ikke å kjenne de faktiske kostnadene. For å beregne C^{**} , måtte vi likevel kjenne kostnadsfordelingen. Det ble derfor forutsatt at kostnadene ved prosjektet var likt fordelt, slik at kostnadene til en tilfeldig valgt person i (C_i) var lik C .

Få av de empiriske undersøkelsene der MAC-brøken ble beregnet inneholdt informasjon om hvordan kostnadene av prosjektet faktisk skulle fordeles dersom det ble gjennomført. Selv om respondentene ble forespeilet en betalingsmåte, er det ikke gitt at den faktiske fordelingen av kostnadene ville ha blitt slik betalingsmåten tilsa. I Navrud (1993) var f.eks. betalingsmåten respondentene fikk oppgitt innbetaling til en fond som utelukkende skulle gå til å kalke Audna. Likevel ble kalkingen i praksis finansiert over offentlige budsjetter (statlige og kommunale) og av Audna fiskerettseierforening.

Mange miljøprosjekter vil nok dekkes over offentlige budsjetter, dvs. av skatteinntekter. Da kan det virke urimelig å anta at kostnadene er likt fordelt. Det kan f.eks da være mer rimelig å anta at den individuelle

²⁸ Dersom alle har positiv nytteendring av prosjektet, vil imidlertid prosjektet innebære en Pareto-forbedring. Da trenger man ikke lenger å operere med et kardinalt og interpersonlig sammenlignbart nyttebegrep og da vil ikke lenger problemstillingen være aktuell (jf. kapittel 2.2.1.).

kostnaden (C_i) avhenger av personens inntekt, fordi en med høy inntekt ofte betaler høyere marginal skatt og dermed en høyere andel av kostnadene. Dersom det er en positiv sammenheng mellom inntekt og betalingsvillighet, slik at de med høy inntekt også vil ha høy betalingsvillighet, vil da den individuelle kostnaden (C_i) øke med betalingsvilligheten. Dette kan være et argument for å finne en indikator på betydningen av valg av måleenhet der den individuelle kostnaden ikke er lik for alle, men øker med personenes betalingsvillighet.

Brekke (1993) beskrev en kostnadsfordeling der den individuelle kostnaden var gitt ved:

$$(25) C_i = \sum_{i=1}^n C_i \cdot \frac{WTP_i^\alpha}{\sum_{i=1}^n WTP_i^\alpha} \text{ for } \alpha \geq 0$$

På grunnlag av (25) utledet Brekke (1993) en formel for betydningen av valg av måleenhet. Jeg skal her kalle denne indikatoren for Brekke-brøken. Brekke-brøken er beregnet slik at dersom den er større enn 1, vil valg av miljø som måleenhet være til prosjektet fordel, mens dersom den ligger mellom 1 og 0, vil valg av penger som måleenhet være til prosjektets fordel. Dersom Brekke-brøken er lik 1, vil det ikke spille noen rolle hvilken enhet en velger å måle individuell nytte i når samfunnets velferdsendring av miljøprosjektet skal beregnes.

$$(26) \text{ Brekke-brøken} = \frac{\sum_{i=1}^n WTP_i^{\alpha-1}}{\sum_{i=1}^n WTP_i^\alpha} \text{ for } \alpha \geq 0$$

Dersom $\alpha=1$ i formel (25) og (26), vil kostnadene være proporsjonalt fordelt med betalingsvilligheten. Vi ser at Brekke-brøken i dette tilfellet vil være lik 1, slik at valg av måleenhet ikke spiller noen rolle. Årsaken til dette er at forholdet mellom den kostnaden en person betaler og hennes betalingsvillighet i dette tilfellet vil være lik for alle personer. Dermed må de beregnede nytteendringene av prosjektet ha samme fortegn for alle personer, uavhengig av hvilken måleenhet som brukes. Alle dU_i^Y og dU_i^E vil m.a.o. ha samme fortegn. Dermed vil også dW^Y og dW^E ha samme fortegn uavhengig av størrelsen på totalkostnadene. Dersom dW^Y og dW^E er positive, vil prosjektet alltid innebære en Pareto-forbedring.

Når kostnadene er fordelt proporsjonalt med betalingsvilligheten, får vi en situasjon som ligner på situasjonen for private goder som blir omsatt i et perfekt

frikonkurransemarked.²⁹ I frikonkurransemarkedet tilpasser folk seg slik at mengden de kjøper av et gode gjør at deres marginale betalingsvillighet for godet blir lik prisforholdet mellom godet og alle andre goder. Folk velger selv å tilpasse seg slik at de ikke får negativ nytteendring av å kjøpe et gode. I tilfellet med et kollektivt gode kan ikke folk selv velge hvor mye de vil kjøpe av det. Dersom kostnadene fordeles proporsjonalt med betalingsvilligheten, blir imidlertid kostnadene tilpasset slik at ingen får negativ nytteendring av prosjektet. Et individs marginale betalingsvillighet for miljøgodet blir derfor minst lik det prisforholdet mellom miljøgodet og andre goder individet står overfor.

Dersom $\alpha > 1$ i formel (25) og (26) er kostnadene *overproporsjonalt* fordelt med betalingsvilligheten (Brekke 1993). I dette tilfellet vil individene betale mer jo høyere betalingsvillighet de har, og den andelen individuell kostnad utgjør av individuell betalingsvillighet, øker med individuell betalingsvillighet. Med mindre prosjektet innebærer en Pareto-forbedring, vil de med høyest betalingsvillighet nå få negativ nytteendring (negativ dU_i^Y og dU_i^E). Dersom man bruker penger som måleenhet vil det nå være de negative tallene som veier tyngst ved aggregering av nytteendringene, fordi det er interessene til de med høyest betalingsvillighet som veier tyngst. De positive tallene vil veie tyngst dersom man velger miljø som måleenhet. Dette innebærer at en positiv dW^Y alltid vil medføre at $dW^E > 0$, slik at miljø som måleenhet vil være til prosjektets fordel. Dette bekreftes av at Brekke-brøken alltid vil ligge mellom 0 og 1 for $\alpha > 1$ (Brekke 1993).

Dersom $0 \leq \alpha < 1$ i formel (25), vil kostnadene være *underproporsjonalt* fordelt med betalingsvilligheten (Brekke 1993). Med mindre prosjektet innebærer en Pareto-forbedring, vil de med lavest betalingsvillighet nå få negativ nytteendring. I aggregeringen vil de negative tallene veie tyngst når miljø brukes som måleenhet og de positive tallene veie tyngst når penger brukes som måleenhet. Da vil en positiv dW^E alltid medføre at $dW^Y > 0$, slik at penger som måleenhet vil være til prosjektets fordel. Dette bekreftes av at Brekke-brøken alltid vil være større eller lik 1 for $0 \leq \alpha < 1$ (Brekke 1993). Av (26) ser vi at ved å sette $\alpha = 0$, får vi tilfellet med likt fordelte kostnader, som lå til grunn når MAC-brøken ble beregnet. MAC-brøken er dermed et spesialtilfelle av Brekke-brøken.

Som regel vil nok ikke kostnadene av et prosjekt fordeles på grunnlag av betalingsvilligheten for prosjektet. Myndighetene kjenner normalt ikke folks betalingsvillighet, og prosjekter finansieres ofte ved hjelp av

²⁹ En proporsjonal kostnadsfordeling tilsvarer såkalte Lindahl-priser (se Varian 1992, s. 425-426).

skatter. Forhold som fradragsordninger og forskjellig skattesats på arbeids- og kapitalinntekt gjør imidlertid at det ikke nødvendigvis er en positiv sammenheng mellom inntekt og marginal skatt. Videre så vi av diskusjonen i kapittel 3.7 at det heller ikke nødvendigvis er en positiv sammenheng mellom inntekt og betalingsvillighet. En forutsetning om at sammenhengen mellom kostnader og betalingsvillighet vil være over- eller underproporsjonal, er derfor svært sterk. Jeg vil derfor her utlede en generell indikator på betydningen av valg av måleenhet som kan brukes for enhver kostnadsfordeling. Siden betydningen av valg av måleenhet avhenger av kostnadsfordelingen, vil man imidlertid alltid være avhengig av at kostnadsfordelingen er kjent for å kunne bruke en slik indikator. Andelen hvert individ må betale av de totale kostnadene må m.a.o. være kjent. Først vil jeg begynne med å definere to sammenlignbare (brutto) velferdsestimater som vil gjelde for enhver kostnadsfordeling.

La g_i være andelen person i må betale av de totale kostnadene:

$$(27) \quad g_i = \frac{C_i}{\sum_{i=1}^n C_i} \Rightarrow C_i = g_i \cdot \sum_{i=1}^n C_i$$

Jeg setter så inn for C_i fra (27) i formelen for nettovelferdsendringen målt i penger (10). Deretter endogeniserer jeg totalkostnadene ved prosjektet

$$\left(\sum_{i=1}^n C_i \right)$$

ved å se hvilket uttrykk jeg får for disse når

$dW^Y = 0$ i (10). Jeg får da et uttrykk for den *maksimalt akseptable totalkostnaden* gitt at prosjektet skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt, beregnet under forutsetning om lik grensenytte av penger. Dette uttrykket skal jeg kalle for TC^* :

$$TC^* = dE \cdot \sum_{i=1}^n WTP_i$$

Vi ser at dette estimatet er lik summen av individenes betalingsvillighet for prosjektet.

For å finne et sammenlignbart velferdsestimat, beregnet under forutsetning om lik grensenytte av miljø setter jeg inn for C_i fra (27) i formelen for nettovelferdsendringen målt i miljøenheter (13). Deretter endogeniserer jeg totalkostnadene ved prosjektet

$$\left(\sum_{i=1}^n C_i \right)$$

ved å se hvilket uttrykk jeg får for disse når

$dW^E = 0$ i (13). Jeg får da et uttrykk for den *maksimalt akseptable totalkostnaden* gitt at prosjektet skal være samfunnsøkonomisk lønnsomt, beregnet under

forutsetning om lik grensenytte av miljøgodet. Dette uttrykket skal jeg kalle for TC^{**} :

$$TC^{**} = \frac{dE \cdot n}{\sum_{i=1}^n \frac{g_i}{WTP_i}}$$

Vi ser at dette estimatet vil avhenge av forholdet mellom andelen individ i betaler av totalkostnadene og hennes betalingsvillighet.

Forholdet mellom TC^* og TC^{**} vil jeg kalle for *TMAC-brøken* (for maksimalt akseptable totalkostnader). *TMAC-brøken* viser betydningen for samfunnets estimerte velferdsendring ved en miljøendring av å bytte ut forutsetningen om lik grensenytte av penger med forutsetningen om lik grensenytte av miljø, for enhver kostnadsfordeling.

$$(28) \quad \text{TMAC-brøken} = \frac{TC^*}{TC^{**}} = n^{-1} \sum_{i=1}^n WTP_i \cdot \sum_{i=1}^n \frac{g_i}{WTP_i}$$

Ved å bruke (28) i stedet for (26) eller (16) kan vi nå undersøke betydningen av valg av måleenhet for enhver kostnadsfordeling. Av (28) ser vi at vi alltid vil være avhengig av å kjenne andelen en tilfeldig valgt person i må betale av de totale kostnadene (g_i) og hennes marginale betalingsvillighet (WTP_i) for å undersøke hvor sensitivt (brutto) velferdsestimatet er overfor å bytte ut forutsetningen om lik grensenytte av penger, med forutsetningen om lik grensenytte av miljø.

Til slutt vil jeg nevne at (16) og (26) selvsagt begge er spesialtilfeller av (28). I tilfellet med likt fordelte kostnader vil g_i være lik n^{-1} . Setter vi inn dette i (28), får vi uttrykket for *MAC-brøken* (formel (16)). I tilfellet med over- eller underproporsjonalt fordelte kostnader, vil

$$g_i = \frac{WTP_i^\alpha}{\sum_{i=1}^n WTP_i^\alpha} \quad \text{der } \alpha \geq 0. \quad (\text{Dette resultatet finner vi}$$

ved å løse for $\frac{C_i}{\sum_{i=1}^n C_i}$ i formel (25)). Setter vi inn dette

i (28) får vi uttrykket for *Brekke-brøken* (formel (26)).

8.3. Respondenter med negativ betalingsvillighet

Vanligvis blir det i CV-studier antatt at ingen har negativ betalingsvillighet, dvs. at ingen vil være imot prosjektet dersom de får det gratis. Likevel kan det tenkes at det for enkelte typer prosjekter vil finnes respondenter med negativ betalingsvillighet. F.eks. kan dette være tilfellet for prosjekter som innebærer konstruksjon av rekreasjonsfasiliteter i naturområder. I en

slik situasjon kan det tenkes at enkelte respondenter vil ha høyere nytte av at området forblir som det er. Prosjektene i en del av CV-studiene hvor MAC-brøken ble beregnet, er i mer eller mindre grad slike typer prosjekter. Prosjektet i Bateman et al. (1997) innebar f.eks. utbygging av et kai-anlegg for å utvide en strand. Siden det som regel ikke er mulig å oppgi negativ betalingsvillighet i CV-studier, kan det tenkes at slike respondenter finnes blant 0-byderne.³⁰ Ved beregning av MAC-brøkene ble det sett bort fra at enkelte respondenter kunne ha negativ betalingsvillighet.

Dersom det likevel fins slike respondenter, vil disse enten måtte ha negativ grensenytte av penger eller negativ grensenytte av miljøgodet. Det virker svært usannsynlig at noen kan ha negativ grensenytte av penger, da penger her kan tolkes som et aggregat av alle markedsgoder. Dersom noen har negativ grensenytte av miljøgodet, og vi antar ingen har negativ grensenytte av penger, betyr dette at forutsetningen om lik grensenytte av miljøgodet helt sikkert ikke er oppfylt, siden det også vil være respondenter med positiv betalingsvillighet i undersøkelsene.

Likevel vil jeg påpeke at selv om forutsetningen om lik grensenytte av miljøgodet i et slikt tilfelle kan forkastes, gjør ikke dette forutsetningen om lik grensenytte av penger mer plausibel. Det kan tenkes at ingen av de to forutsetningene er riktige.

³⁰ Respondenter med negativ betalingsvillighet kan også forekomme blant de som svarte nei på spørsmålet om hvorvidt de var villige til å betale noe som helst for prosjektet (BP-spørsmålet). I denne rapporten er imidlertid disse respondentene behandlet som 0-bydere. Se Medin et al. (1998) for mer diskusjon om slike "nei-bud" og negativ betalingsvillighet.

9. Konklusjon

Jeg vil til slutt understreke at formålet med beregningene av MAC-brøken ikke har vært å argumentere for at miljø bør brukes som måleenhet i stedet for penger. Selv om det finnes enkelte argumenter for at forutsetningen om lik grensenytte av miljø er mer plausibel enn forutsetningen om lik grensenytte av penger, er det også argumenter som trekker i motsatt retning. Poenget er jo nettopp så lenge det ikke fins en allment akseptert metode for å operasjonalisere kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte, og mesteparten av konsumentteorien bygger på et ordinalt nytte-begrep, vil man vanskelig kunne argumentere for den ene eller andre måleenheten på et teoretisk grunnlag.

Når man i praksis likevel forutsetter lik grensenytte av penger ved verdsetting av miljøgoder, er det viktig å se på konsekvensene av å bytte ut denne forutsetningen med en alternativ forutsetning. På den måten kan man undersøke det tradisjonelt mest brukte velferdsestimatets følsomhet overfor en alternativ metode for å operasjonalisere kardinal og interpersonlig sammenlignbar nytte.

Brekke (1997) viste at måleenheten teoretisk sett kunne være viktig, og at den var svært viktig i en empirisk undersøkelse. Denne rapporten bekrefter at betydningen av valg av måleenhet er stor i empiriske eksempler. Ved å benytte den mest moderate beregningsmetoden, ble velferdsestimatene redusert med en faktor på mellom 2 og 307 i syv verdsettingsstudier ved å bytte ut forutsetningen om lik grensenytte av penger med en forutsetning om lik grensenytte av miljø.

Almenngyldigheten disse resultatene avhenger selvsagt av hvorvidt de individuelle betalingsvillighetssvarene som er oppgitt i disse studiene er representative for verdsettingsstudier generelt. Resultatene er likevel såpass dramatiske at man bør ha en mer aktiv holdning til hvilken forutsetning som legges til grunn ved beregning av samfunnsøkonomisk lønnsomhet. Man bør dessuten ta hensyn til dette problemet når resultater av samfunnsøkonomiske lønnsomhetsberegninger skal tolkes.

Referanser

- Arrow, K., Solow, R., Leamer, E., Portney, P., Radner, R. og Schuman, H. (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation, National Oceanic and Atmospheric Administration, *Federal Register* **58**, 10, 4608-4609.
- Bateman, I.J., Langford I.H., Turner R.K., Willis K.G. og Garrod G.D. (1995): Elicitation and truncation effects on contingent valuation studies, *Ecological Economics* **12**, 161-179.
- Bateman, I.J. og Langford I.H. (1997): Budget-constraint, temporal and question-ordering effects in contingent valuation studies, *Environment and Planning A* **29**, 1215-1228.
- Bateman, I.J., Langford I.H., McDonald A.L. og Turner R.K. (1997): *Valuation of the recreational benefits of a proposed sea defence scheme at Caister, East Anglia: A contingent valuation study*, Report to Sir William Halcrow and Partners of Great Yarmouth Borough Council, School of Environmental Sciences, University of East Anglia.
- Brekke, K.A. (1993): Does Cost-Benefit Analyses Favour Environmentalists? Discussion Papers 84, Statistisk sentralbyrå.
- Brekke, K.A. (1997): The Numéraire Matters in Cost-Benefit Analysis, *Journal of Public Economics* **64**, 117-123.
- Dréze, J. (1998): Distribution matters in Cost-Benefit analysis, *Journal of Public Economics* **70**, 485-488.
- Dréze, J. og Stern, N. (1987): "The Theory of Cost-Benefit Analysis" i Auerbach, A.J., og Feldstein, M. (red.): *Handbook of Public Economics*, vol. II, Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V. (North-Holland), 909-990.
- Freeman, A.M. (1993): *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods*. Washington D.C.: Resources for the Future.
- Førsund, F. R. og Strøm, S. (1994): *Miljø-økonomi*, Oslo: Universitetsforlaget.
- Johansen, L.(1977): *Samfunnsøkonomisk lønnsomhet*, Rapport nr. 1 1997, Industriøkonomisk institutt.
- Johansson, P.-O. (1993): *Cost-benefit Analysis of Environmental Change*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Johansson, P.-O. (1998): Does the Choice of Numéraire Matter in Cost-Benefit Analysis, *Journal of Public Economic* **70**, 489-493.
- Loomis, L.(1987): Balancing Public Trust Resources of Mono Lake and Los Angeles Water Right: An Economic Approach, *Water Resources Research* **23**, 1449-1456.
- Magnussen, K., Rymoén, E., Bergland, O. og Bratli J.L (1997): *Miljøsmål på vannforekomstene - Nytteturdering av å opprettholde eller forbedre miljøkvalitet*, Rapport 97:36, Statens forurensningstilsyn.
- Medin, H., Nyborg, K. og Bateman, I. (1998): The Assumption of Equal Marginal Utility of Income: How Much Does it Matter? Discussion Paper 241, Statistisk sentralbyrå.
- Mitchell, R.C. og Carson, T.C. (1989): *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Washington D.C.: Resources for the Future.
- Navrud, S. (1990): *Nytte-kostnadsanalyse av vassdragskalking. En studie i Audna*, DN-notat 1990-5, Direktoratet for Naturforvaltning.
- Navrud, S.(1993): *Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av å kalke Audna*, Utredning for direktoratet for naturforvaltning nr. 1993-4.
- NOU (1997:27): *Nytte-kostnadsanalyser. Prinsipper for lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor*, Finans- og tolldepartementet, Oslo: Akademika.

- NOU (1998:16): *Nytte-kostnadsanalyser. Veiledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor*, Finans- og tolldepartementet, Oslo: Akademika.
- Nyborg, K. (1996): *Environmental Valuation, Cost-Benefit Analysis and Policy Making: A Survey*, Documents 96/12, Statistisk sentralbyrå.
- Nyborg, K. (1998): Some Norwegian politicians' use of cost-benefit analysis, *Public Choice* **95**, 381-401.
- Pearce, D. (1998): *Cost-Benefit Analysis and Environmental Policy Oxford Review of Economic Policy* **14**.
- Rødseth, A. (1997): *Konsumentteori*, Oslo: Universitetsforlaget.
- Strand, J. og Wahl, T.S. (1997): *Verdsetting av kommunale friområder i Oslo*, SNF-rapport 82/97, Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning.
- Strand, J. (1985): *Verdsetting av reduserte luftforurensninger fra biler i Norge*, Memorandum 1, Sosialøkonomisk institutt, Universitetet i Oslo.
- Varian, H. R. (1996): *Intermediate Microeconomics. A Modern Approach*, New York, London: W. W. Norton & Company.
- Varian, H. R. (1992): *Microeconomic Analysis*, New York, London: W. W. Norton & Company.

Tidligere utgitt på emneområdet*Previously issued on the subject***Discussion Papers**

- 84 Brekke, K.A.: Do Cost-Benefit Analyses favour Environmentalists?. 1993

Reprints

- 104 Brekke, K.A.: The Numéraire Matters in Cost-Benefit Analysis. Reprint from *Journal of Public Economics* **64**, (1997, 7s), Elsevier ScienceS.A., Lausanne, Switzerland, 117-123
- 118 Nyborg, K.: Some Norwegians Politicians' Use of Cost-Benefit Analysis. Reprint from *Public Choice* **95**, (1998-21s), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 381-401

Documents

- 96/12 Nyborg, K.: Environmental Valuation, Cost-Benefit Analysis and Policy Making: A Survey

De sist utgitte publikasjonene i serien Rapporter

Recent publications in the series Reports

Merverdiavgift på 23 prosent kommer i tillegg til prisene i denne oversikten hvis ikke annet er oppgitt

- 98/8 A. Langørgen og R. Aaberge: Gruppering av kommuner etter folkemengde og økonomiske rammebetingelser. 1998. 60s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4535-4
- 98/9 A. Thomassen og R. Jensen: Kvadratmeterpriser for skolebygg. 1998. 24s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4539-7
- 98/10 K. Ibenholt og H. Wiig: Massebalanse i den makroøkonomiske modellen MSG-EE. 1998. 49s. 110 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4541-9
- 98/11 H. Bild, J.E. Finnvold, K.K. Lie, R. Nordhagen og A. Schjalm: Hvordan møter småbarnsfamiliene helsetjenesten? 1998. 99s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4550-8
- 98/12 D. Roll-Hansen: Informasjonsteknologi i lærerutdanninga. 1998. 56s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4554-0
- 98/13 A. Langørgen: Virkninger av lokalt bosettingsmønster på kostnader i kommunal tjenesteyting. 1998. 32s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4555-9
- 98/14 Ø. Landfald og M. Bråthen: Evaluering av ordinære arbeidsmarkedstiltak: Dokumentasjon og analyse. 1998. 53s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4561-3
- 98/15 T.I. Tysse og N. Keilman: Utvandring blant innvandrere 1975-1995. 1998. 160s. 155 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4581-8
- 98/16 S. Blom: Levekår blant ikke-vestlige innvandrere i Norge. 1998. 81s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4582-6
- 98/17 J. Epland: Endringer i fordelingen av husholdningsinntekt 1986-1996. 1998. 65s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4584-2
- 98/18 K. Lund: Inntektsfordelinga i den norske landbruksbefolkninga og fordelingseffektar av direkte støtteordningar. 1998. 46s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4585-0
- 98/19 H.K. Reppen: Bruk av folkebibliotek 1998. 1998. 46s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4586-9
- 98/20 Ø. Landfald og M. Bråthen: Registerbasert evaluering av ordinære arbeidsmarkedstiltak 1996: Overgang til jobb og utdanning. 1998. 48s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4596-6
- 98/21 J. Møen: Produktivitetsutviklingen i norsk industri 1980-1990 - en analyse av dynamikken basert på mikrodata. 1998. 85s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4597-4
- 98/22 K. Flugsrud og G. Haakonsen: Utslipp til luft fra utenlandske skip i norske farvann 1996 og 1997. 1998. 37s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4599-0
- 98/23 E. Nørgaard: The Norwegian Balance of Payments: Sources and methods. 1998. 72s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4600-8
- 98/24 H. Hungnes: Imperfeksjoner i kapital-markedet. 1998. 37s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4602-4
- 98/25 T. Løwe: Levekår i landbruket: En studie av landbruksbefolkningens levekår. 1998. 181s. 220 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4603-2
- 99/1 A.C. Hansen: Fremskrivning av støybelastning for veitrafikk. 1999. 31s. 125 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4659-8
- 99/2 T.W. Bersvendsen, J.L. Hass, K. Mork og B.H. Strand: Ressursinnsats, utslipp og rensing i den kommunale avløpssektoren, 1997. 71s. 140 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4663-6
- 99/3 P. Boug: Modellering av faktoretterterspørsel. 1999. 60s. 140 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4665-2
- 99/4 R. Jensen: Beregning av usikkerhet for boligprisindeksene på grunn av frafall. 1999. 25s. 125 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4669-5
- 99/5 K.E. Rosendahl: Vurdering av skadefunksjonsmetoden til bruk på vegprosjekt - en case-studie. 1999. 38s. 125 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4670-9
- 99/6 A.G. Hustoft, H. Hartvedt, E. Nymoen, M. Stålnacke og H. Utne: Standard for økonomiske regioner: Etablering av publiseringnivå mellom fylke og kommune. 1999. 76s. 140 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4671-7

B

Returadresse:
Statistisk sentralbyrå
Postboks 8131 Dep.
N-0033 Oslo

Publikasjonen kan bestilles fra:

Statistisk sentralbyrå
Salg-og abonnementservice
N-2225 Kongsvinger

Telefon: 62 88 55 00
Telefaks: 62 88 55 95
E-post: salg-abonnement@ssb.no

eller:
Akademika – avdeling for
offentlige publikasjoner
Møllergt. 17
Postboks 8134 Dep.
N-0033 Oslo

Telefon: 22 11 67 70
Telefaks: 22 42 05 51

ISBN 82-537-4677-6
ISSN 0806-2056

Pris kr 125,00inkl. mva.



Statistisk sentralbyrå
Statistics Norway