



CICERO

Senter for
klimaforskning

Center for
International Climate
and Environmental
Research - Oslo

Policy Note 1998:6

Kostnader ved miljø- og helseskader fra luftforurensninger

Vurdering av skadefunksjons-
metoden opp mot metoder
basert på uttrykte preferanser

*H. Asbjørn Aaheim, Kristin Aunan
og Hans Martin Seip*



Universitetet i Oslo

University of Oslo

ISSN: 0804-4511

CICERO Policy Note 1998:6

Kostnader ved miljø- og helseskader fra luftforurensninger

Vurdering av skadefunksjonsmetoden opp
mot metoder basert på uttrykte preferanser

H. Asbjørn Aaheim, Kristin Aunan og Hans Martin Seip

15. desember 1998

CICERO Senter for klimaforskning

Postboks 1129 Blindern

0317 Oslo

Telefon: 22 85 87 50

Faks: 22 85 87 51

E-post: admin@cicero.uio.no

Nett: www.cicero.uio.no

Innhold

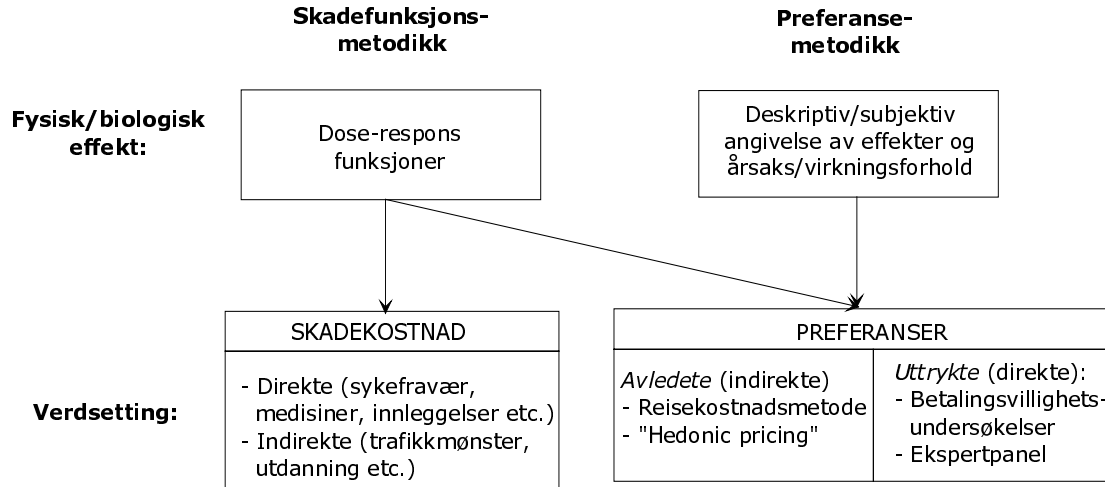
| | | |
|-------|--|----|
| 1 | INNLEDNING | 5 |
| 2 | SKADER PÅ HELSE OG MILJØ OG GRUNNLAGET FOR Å BENYTTE SKADEFUNKSJONER | 7 |
| 2.1 | Materialskader | 8 |
| 2.1.1 | Bakgrunn..... | 8 |
| 2.1.2 | Skadefunksjonsmetodikk | 8 |
| 2.1.3 | Viktige svakheter/feilkilder/usikkerheter..... | 8 |
| 2.1.4 | Vurdering av grunnlaget for skadefunksjoner | 9 |
| 2.2 | Helseskader..... | 9 |
| 2.2.1 | Bakgrunn..... | 9 |
| 2.2.2 | Skadefunksjonsmetodikk | 10 |
| 2.2.3 | Viktige svakheter/feilkilder/usikkerheter..... | 10 |
| 2.2.4 | Vurdering av grunnlaget for skadefunksjoner | 11 |
| 2.3 | Vegetasjonsskader | 11 |
| 2.3.1 | Bakgrunn..... | 11 |
| 2.3.2 | Skadefunksjonsmetodikk | 12 |
| 2.3.3 | Viktige svakheter/feilkilder/usikkerheter..... | 12 |
| 2.3.4 | Vurdering av grunnlaget for skadefunksjoner | 12 |
| 2.4 | Forsurings- og eutrofieringseffekter – fiskedød, skogskader og endringer av artssammensetning i økosystemer | 12 |
| 2.5 | Globale klimaendringer | 13 |
| 2.6 | Andre effekter | 13 |
| 3 | VERDSETTING..... | 14 |
| 3.1 | Innledning | 14 |
| 3.2 | Skadefunksjonsmetoden | 14 |
| 3.2.1 | Skadekostnadsmetoden..... | 15 |
| 3.2.2 | Utleddning av preferanser..... | 16 |
| 3.3 | Hva er verdien? Skal vi bruke skadekostnad eller betalingsvillighet? | 19 |
| 4 | DATAKRAV | 22 |
| 4.1 | Preferansemetoder | 22 |
| 4.2 | Skadefunksjonsmetoden | 22 |
| 5 | USIKKERHETER | 23 |
| 5.1 | Skadefunksjonsmetoden | 23 |
| 5.2 | Usikkerheter i preferansemetoder..... | 24 |
| 6 | KONKLUSJON – SAMLET VURDERING AV METODENE..... | 25 |
| 7 | REFERANSER..... | 26 |

1 Innledning

For vurdering og verdsetting av miljø og helseskader kan det anvendes “top-down” (TD) eller “bottom-up” (BU) metoder (Aaheim, 1994; Aunan et al., 1995; Swisher, 1996). I TD metoder benyttes makro-økonomiske modeller; noe som er spesielt egnet for å analysere virkningene av indirekte tiltak (skatter og avgifter). Beskrivelsen av miljømessige virkninger er ofte sterkt forenklet. Ikke-fiskale tiltak blir sjelden inkludert.

I BU metoder analyseres spesifikke tiltak i detalj. Verdsettingen kan gjøres på grunnlag av observerte eller anslåtte markedspriser eller ved å finne folks preferanser. Tiltakenes virkning på makroøkonomiske variable blir oftest neglisjert. Både det som er kalt preferanse-metoder, og skadefunksjonsmetoder hører til bottom-up metodene. Forskjellen ligger i hvordan virkningene (skadene) beskrives (se fig. 1). Dersom en har en kvantitativ sammenheng mellom i alle fall noen miljøfaktorer og skadene, kan skadefunksjonsmetoden benyttes. I en “ren” preferanseanalyse anvendes ikke eksplisitte skadefunksjoner (Sælensminde og Hammer, 1994); en søker å få fram verdier av endringer ved direkte å undersøke folks preferanser. Selv om det ikke inngår skadefunksjoner, må det antas at deltakerne har en subjektiv oppfatning av hvordan skader/plager vil endre seg ved endringer i parametrene. Påliteligheten av en slik subjektiv vurdering vil være svært forskjellig for ulike parametre; dette er nærmere diskutert senere.

Trinnene i en B-U analyse der det benyttes skadefunksjoner (dose-respons; eksponering-respons), er skissert i figur 2. Utgangspunktet er å bestemme konsentrasjonene (nivåene) av de komponenter en vil vurdere, og hvordan disse endres dersom et tiltak gjennomføres. Dagens eksponering og endringer ved tiltak kartlegges. Videre er det nødvendig med en verdsetting av endringene. Tiltakene kan rangeres på grunnlag av netto nytte.

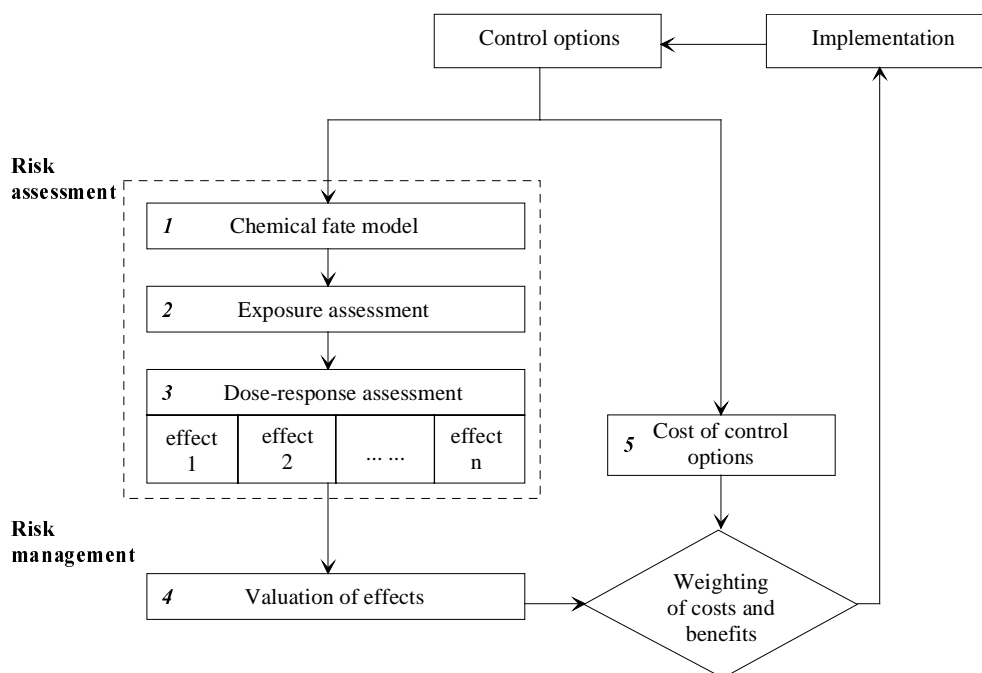


Figur 1: Oversikt over “bottom-up”-metodikk for å beregne økonomisk nytte av tiltak. *Skadefunksjonsmetodikken* er basert på bruk av kvantitative funksjoner for sammenhengen mellom redusert forurensningsbelastning og fysisk/biologisk effekt (skade). Redusert skade kan deretter verdsettes vha. priser fastlagt i markedet (kalt skadekostnader), eller via estimert betalingsvillighet (framkommet vha. direkte eller indirekte metoder). *Preferansemetodikken* er basert på en ikke-kvantitativ angivelse av årsak-virkningsforhold som grunnlag for å estimere betalingsvillighet, igjen framkommet vha. direkte eller indirekte metoder.

2 Skader på helse og miljø og grunnlaget for å benytte skadefunksjoner

For hver av de ulike skadetyper som kan knyttes til forurensning fra vegtrafikk, gir dette kapittelet

- en kort introduksjon om hvilke skader det er snakk om og hvilke komponenter som er involvert
- en kort gjennomgang av skadefunksjonsmetodikk (for de skadetyper hvor dette er relevant)
- en oppsummering av viktige svakheter og usikkerhetsmomenter ved anvendelse av skadefunksjoner
- en vurdering av hvor solid grunnlaget for anvendelse av skadefunksjoner er pr. idag



Figur 2: Hovedtrinnene i en BU-analyse ved skadefunksjonsmetoden (modifisert etter Trønnes and Seip, 1988). For å beregne netto nytte er det nødvendig å kjenne

- 1** hvordan tiltakene påvirker utslippene
- 2** hvordan eksponeringen av mennesker og miljø endres dersom tiltaket gjennomføres
- 3** endringer i virkningene på grunn av endret eksponering (eksponering-respons eller dose-respons funksjoner)
- 4** de økonomiske verdier endringene representerer
- 5** kostnadene av tiltakene

2.1 Materialskader

2.1.1 Bakgrunn

En rekke materialtyper påvirkes av luftforurensninger, f.eks. metaller, marmor, sand- og kalkstein, maling, tekstiler, plast og gummi. Dette betyr at levetiden for disse materialene forkortes, noe som kan føre til økte kostnader i forbindelse med vedlikehold og reparasjoner av bygninger og konstruksjoner, elektrisk og elektronisk utstyr m.m. Historiske og kulturelle verdier kan ødelegges.

Viktige forurensninger når det gjelder materialskader er SO₂, sulfater, NO_x, nitrater, O₃, klorider og CO₂. Selv om studier av dose-responsfunksjoner til nå har vært mest fokusert på komponenter i gass- og væskefase, er det grunn til å tro at også partikler er viktige. Partiklene kan ha en korrosiv effekt pga. innhold av sure komponenter, eller en beskyttende effekt pga. innhold av nøytraliserende basekomponenter.

Når det gjelder nedfall av sure komponenter skiller en mellom to typer effekter på materialer. Atmosfærisk korrosjon er *direkte* effekter av tørr- og våtavsetning, mens vann- og jordkorrosjon er *indirekte* effekter som skyldes forsuring av vann og jord. Direkte korrosjon som følge av tørravsetning er i første rekke et lokalt problem. Direkte korrosjon som følge av våtavsetning og de indirekte effektene er hovedsakelig knyttet til langtransporterte forurensninger og er dermed et regionalt problem.

2.1.2 Skadefunksjonsmetodikk

- Felt- og laboratoriestudier gir *dose-responsfunksjoner* for massetap (g/m²) eller reduksjon i tykkelse (µm/år) som funksjon av forurensning (SO₂ og O₃ for mange materialer), samt en rekke andre parametre som temperatur og fuktighet.
- Transformering av dose-responsfunksjoner til *levetidfunksjoner* for materialene. Dette krever kunnskap/antagelser om bl.a. struktur, tykkelse og tilstand av materialene slik de forefinnes i bygningene og annet en ønsker å gjøre beregninger for. Generelle levetidfunksjoner, som en eventuelt kan overføre til det aktuelle område for studien, er etablert på grunnlag av studier av materialtyper og materialtilstand i en del byer.
- *Materialinventering* (dvs. estimering av mengden av ulike materialtyper - ”stock at risk” (SAR)) gjennomføres for det området en ser på. SAR kobles til levetidfunksjonene og *eksponeringen* slik den er beregnet før og etter tiltak. I mange tilfeller gjør en også her antagelser om SAR basert på tidligere studier (f.eks. en gitt SAR per innbygger antas).
- Beregnet redusert levetid av materialene kobles med estimerte *kostnader* forbundet med reparasjon og/eller utskifting.
- Skadefunksjonsmetodikken (slik den er benyttet i flere europeiske studier) er grundig dokumentert bl.a. i SFT-rapport 95:22 fra “LEVE-prosjektet”; se også Kucera og Fitz (1995).

2.1.3 Viktige svakheter/feilkilder/usikkerheter

- Som regel inkluderes kun et begrenset utvalg av materialer og konstruksjoner/ gjenstander i en slik analyse.

- Ofte vil en måtte overføre funksjoner fra det opprinnelige studieområdet til et annet område hvor tiltaksanalysen skal gjøres.
- Ofte overføres også reparasjons- og vedlikeholdskostnader.

2.1.4 Vurdering av grunnlaget for skadefunksjoner

Grunnlaget for å benytte dose-responsfunksjoner for materialskader i tiltaksanalyser anses å være relativt solid, og langt bedre og mindre kontroversielt enn for helse- og vegetasjonsskader. I praksis kan det imidlertid være relativt tid- og kostnadskrevende å få gjennomført en analyse av mengde og tilstand av materialer i det aktuelle området.

En ren skadefunksjonsmetode er ikke tilstrekkelig for å verdsette skader på historiske bygninger, monumenter o.l.

2.2 Helseskader

2.2.1 Bakgrunn

Helseeffekter forårsaket av luftforurensninger omfatter alt fra harmløse irritasjoner til effekter med dødelig utgang. Hvilke symptomer hvert enkelt individ opplever er som regel bestemt av en rekke faktorer som samvirker med den gitte eksponeringen for luftforurensninger. Eksempler på andre viktige faktorer er eksponering for tobakksrøyk, eksponering for skadelige stoffer på arbeidsplassen, værforhold, tidligere eksponering som kan ha redusert helsetilstanden, alder og arvelige egenskaper.

Biologiske effekter av luftforurensninger kan observeres på forskjellige nivåer, ofte kalt *endepunkter*. F.eks. kan en i eksperimentelle studier observere strukturelle endringer på enkeltceller i lungeblærer og luftrørgrener eller sammentrekninger i luftveiene ved eksponering for ulike komponenter. En kan også observere effekter på molekylært nivå. F.eks. er det gjort studier av hvordan økte forurensnings-nivåer, forårsaket spesielt av kullfyring, medfører økninger i PAH-DNA addukter i blodceller. Det at kreftfremkallende stoffer (som PAH) "hefter" seg på arvestoff-molekylene anses som et tidlig tegn på at risikoen for kreftutvikling er forhøyet.

For å bli i stand til å vurdere helseeffekter i et samfunnsmessig perspektiv, er det nyttig å se på endepunkter som sier noe mer direkte om helsetilstanden hos dem det gjelder. En er ofte interessert i kunnskap om i hvilken grad livskvaliteten og kapasiteten til å utføre de daglige gjøremål reduseres som følge av eksponering for luftforurensninger. Følgende kategorier av endepunkter kan være et utgangspunkt for slike vurderinger, og er fokus for mange epidemiologiske studier. De er alle relevante i sammenheng med utslipp fra vegtrafikk. Svevestøv later til å spille en sentral rolle for mange av effektene, men også SO₂, NO₂, CO, ozon, PAN (peroksiacetylnitrat), samt PAH'er (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og enkelte flyktige organiske komponenter er vist å ha sammenheng med ulike helseeffekter:

- akutte luftveissymptomer
- kroniske plager/sykdommer i luftveiene
- astmaepisoder

- øyeirritasjoner
- hodepine
- irreversibel lungevevsskade
- lungekreft

Økt dødelighetsfrekvens er observert å være assosiert med forurensningsepisoder. Den tydeligste økningen ses for dødsfall pga. svikt i det respiratoriske systemet og hjerte-karsystemet. For tidlig død rammer i første rekke eldre og personer med en allerede svekket helsetilstand. I svært forurensningsbelastede områder, f.eks. i Øst-Europa, er det observert en sammenheng mellom spedbarnsdødelighet og forurensningsnivå.

I tillegg til endepunkter som angir en biologisk/fysisk effekt, har en også en rekke studier som fokuserer direkte på *konsekvensene* av de forskjellige sykdommer/symptomer som er knyttet til luftforurensninger. Dette gjelder f.eks. hvordan sykehusinnleggelser, sykefravær på arbeidsplasser og medisinerbruk samvarierer med forurensningsnivå. Funksjoner for slike endepunkter er spesielt godt egnet for skadefunksjonsmetodikk hvor en verdsetter ved hjelp av skadekostnadsmetoden (til venstre i diagrammet i Figur 1), fordi en kan finne markedspriser for skadeenheter. Dersom en benytter betalingsvillighetsstudier, er det viktig at endepunktene en søker å verdsette er av en type som det er rimelig å tro at respondentene er opptatt av og kjenner konsekvensene av.

2.2.2 Skadefunksjonsmetodikk

- Epidemiologiske studier¹ gir grunnlag for *dose-responsfunksjoner*. (Kliniske studier er som regel ikke egnet i tiltaksanalyser som gjelder effekter på den generelle befolkningen av forurensninger i uteluft). Dette er funksjoner som angir sammenhengen mellom nivået av luftforurensninger i uteluft og frekvensen av ulike endepunkter. Som regel tilnærmes lineære funksjoner til resultatene fra studier, og en antar i noen tilfeller en nedre terskelverdi for effekt.
- *Befolkningseksposering* før og etter tiltak beregnes, og en beregner ved hjelp av skadefunksjonene redusert antall tilfeller for de endepunktene som er valgt ut.
- Såkalte *enhetspriser* for de ulike endepunktene kobles til beregnet redusert antall tilfeller, og en oppnår et estimat av den økonomiske nytten av å gjennomføre tiltaket. Enhetsprisen kan være basert på faktiske økonomiske kostnader forbundet med f. eks. redusert arbeidskapasitet, sykefravær og sykehusinnleggelser (gjerne kalt skadekostnader), eller den kan være basert på betalingsvillighetsstudier (se avsnitt 3).

2.2.3 Viktige svakheter/feilkilder/usikkerheter

- Det er svært store usikkerheter knyttet til epidemiologiske metoder og resultater fra slike studier. Endret dødelighetsrate er pekt på som et endepunkt hvor foreslåtte funksjoner er relativt sikre fordi mange studier fra ulike områder gir relativt sammenfallende resultater.

¹ Studier av effekter hos den generelle befolkningen der de bor – i motsetning til kliniske studier hvor et utvalg personer deltar i forsøk under kontrollerte betingelser.

Men det er fremdeles lite kunnskap om hvor mye livet forkortes hos de antatt for tidlig døde, og hvordan langtidseksponering påvirker forventet levealder i en befolkning.

- Som regel omfattes bare et begrenset utvalg endepunkter i anvendte studier.
- I tillegg til at funksjonene for kroniske effekter (som f.eks. kronisk obstruktiv lungesykdom) er svært usikre, er det store problemer knyttet til den økonomiske verdsettingen av slike effekter, bl.a. fordi det er lite kunnskap om sammenhengen mellom eksponering og varighet av slike sykdommer.

2.2.4 Vurdering av grunnlaget for skadefunksjoner

Grunnlaget for å benytte skadefunksjoner for helseeffekter av luftforurensninger fra vegtrafikk anses som middels godt. Grunnlags-epidemiologi og beregningsmetodikk har blitt vesentlig bedre de siste 10-15 år, men det er fremdeles betydelige mangler og de effektene en kan gjøre estimater for utgjør et begrenset utvalg av de effektene som oppstår.

Ulike metoder for verdsetting av de estimerte fysiske effektene kan gi svært forskjellige estimater av de samfunnsøkonomiske kostnader (jfr. avsnitt 3.3).

2.3 Vegetasjonsskader

2.3.1 Bakgrunn

Vegetasjonsskader kan oppstå som følge av at forurensninger kommer i direkte kontakt med celler og cellebestanddeler i plantene, slik at disse skades. Dette kalles *direkte* skader, i motsetning til *indirekte* skader som oppstår via prosesser i jord og vann, f.eks. forsuring og eutrofiering. Direkte skadevirkninger kan også oppstå som følge av eksponering for sur nedbør, men dette skjer først ved så lave pH-verdier ($< \sim 3.5$) at slike skader ikke forventes i Norge. De indirekte effektene kan derimot oppstå allerede ved mindre sur nedbør, og mange av nøkkelprosessene i denne sammenheng skjer i jord. Skadene som oppstår kan bl.a. medføre redusert vekst og misfarging som igjen kan gi avlingstap i jord- og skogbruk.

I Norge er det først og fremst direkte effekter av ozon (forårsaket av fotokjemiske prosesser hvor NO_x , VOC og CO er involvert) som kan forventes, samt langtidseffekter av forsuring og eutrofiering knyttet til NO_x -utslippene (se avsnitt 2.4). NO_2 - og SO_2 -nivået i Norge er for lavt til å gi direkte skader.

Direkte effekter av høye ozon-nivåer er den eneste effekten hvor det foreligger et visst grunnlag for å benytte skadefunksjonsmetodikk. Funksjoner for effekter av ozon på plantevekst og avling er imidlertid kun tilgjengelig i litteraturen for noen få arter. Hvete er relativt grundig undersøkt (Führer, 1996). Fra Norge foreligger det studier av potet, eng, bjørk og barskog (se SFT, 1997 og referanser der). Uavhengig variabel i funksjonene er akkumulert eksponeringsdose, etter AOT40-prinsippet (accumulated exposure over the threshold of 40 ppb).

2.3.2 Skadefunksjonsmetodikk

- Felt- og laboratoriestudier gir grunnlag for *dose-responsfunksjoner*. Dette er funksjoner som angir sammenhengen mellom AOT40 og redusert vekst/avling.
- *Eksposering* før og etter tiltak beregnes, og en beregner redusert avling ved hjelp av skadefunksjonene.
- Den samfunnsøkonomiske *kostnaden* forbundet med avlingstapet beregnes (se f.eks. SFT (1997)).

2.3.3 Viktige svakheter/feilkilder/usikkerheter

- Med unntak av skader av ozon på viktige kornslag, er det svært store usikkerheter knyttet til bruk av dose-response-funksjonene. Dette skyldes bl.a. at faktorer som påvirker spalteåpningene også påvirker opptaket av de skadelige gassene. Dette betyr at opptaket blir mindre f.eks. under tørkeperioder og om vinteren når det er lave temperaturer.
- Kun et fåtall arter er studert.

2.3.4 Vurdering av grunnlaget for skadefunksjoner

På tross av store usikkerheter og det faktum at kun et begrenset antall arter kan tas med, kan skadefunksjonsmetodikken forsvares i tiltaksanalyser.

2.4 Forsurings- og eutrofieringseffekter – fiskedød, skogskader og endringer av artssammensetning i økosystemer

Når det gjelder fiskedød er de enkeltfaktorene som betyr mest for giftvirkningen trolig pH og økning i konsentrasjonen av aluminium i vannet om følger av forsuringen. Sårbarheten for disse miljøparametrene kan variere sterkt mellom arter og dessuten innen hver art avhengig av livsstadium. Evertebratfaunaen vil også kunne skades og artsammensetningen forandres ved forsuring.

Det er mange teorier om årsaker til skogskader og det er sannsynlig at det ofte er flere mekanismer, både direkte og indirekte, som virker sammen.

Økt N-gjødsling i skog, hei og fjell kan også medføre endringer i økosystemene som innebærer at konkurranseforhold forrykkes og artsammensetningen endres.

Generelt kan det sies at *økosystem-effekter vanskelig lar seg fange opp av skadefunksjonsmetodikk* og at preferanse-metoder er bedre egnet hvis en ønsker å inkludere de samfunnsøkonomiske sidene ved disse effektene i tiltaksanalyser.

2.5 Globale klimaendringer

Det er mulig å angi virkningen av CO₂ utslipp på global temperatur selv om usikkerheten er betydelig. Usikkerhetene i endringer i lokale temperaturer og i nedbør er større. Når det gjelder hvilke virkninger dette videre vil ha (på jordbruk, utbredelse av visse sykdommer etc) er usikkerhetene svært store.

2.6 Andre effekter av vegtrafikk

Vegtrafikk har i tillegg til utslipp til luft også en rekke andre effekter som direkte eller indirekte kan påvirke folks helse:

- Hvorvidt *støybelastningen* gir problemer er bla. avhenging av lydstyrke, frekvens, varighet og mønster for eksponering, tidspunkt på dagen for eksponering og nivå av bakgrunnsstøy. Det er også slik at toleransen for støy kan avhenge av eksponering for andre miljøbelastninger, f.eks. luftforurensninger. Et eksempel er samspilleffekt mellom støy og CO-belastning, som begge kan medføre hodepine.
- *Nedsmussing* av flater både i ute- og innemiljø som følge av støv fra vegtrafikk bidrar til redusert trivsel. Det innebærer dessuten økte utgifter til renhold.
- *Barriereeffekter* oppstår der store veier hindrer naturlig ferdsel på tvers av vegbanene.
- Vegtrafikk er årsak til *ulykker*.

Bortsett fra sistnevnte punkt, er verdsetting av disse effektene av vegtrafikk i høy grad avhengig av folks subjektive oppfatning og respons på en belastning. Skadefunksjonsmetodikk lar seg vanskelig tilpasse til disse problemstillingene, og preferansemetoder er å foretrekke.

3 Verdsetting

3.1 Innledning

Formålet med verdsetting er å bringe målbare miljøvirkninger over på en felles skala, for dermed å danne et grunnlag for å evaluere og prioritere tiltak. Litt løst kan en si at en prøver å finne et mål på hva behovet for visse miljøforbedringer er.

Verdien av markedsomsatte varer og tjenester kan observeres gjennom markedsprisene og antas i tradisjonell økonomisk teori å være bestemt av tilbud og etterspørsel. De fleste miljøgoder er ikke gjenstand for salg, og en kan derfor ikke observere priser. Men en kan i prinsippet tenke seg verdien av miljøet bestemt på en tilsvarende måte som for varer og tjenester: Tilbudet bestemmes ved marginalkostnaden av miljøtiltak, og etterspørselen bestemmes ut fra nytten, eller velferdsgevinsten, av et bedre miljø. For å bestemme velferdsgevinsten kan en finne konkrete holdepunkter for folks preferanser omkring miljøspørsmål (nyttefunksjonen), og så avlede etterspørselsfunksjoner ut fra disse.

Det ideelle ville da være å foreta en fullstendig kartlegging av preferanser over varer, tjenester og miljøfaktorer, og så etablere ”riktige” nyttefunksjoner. Selv om det finnes metoder som i prinsippet muliggjør dette (multi-kriterie- eller samvalgsanalyse), er det svært vanskelig i praksis. Miljøforhold utgjør bare en liten del av de faktorerne som virker inn på våre preferanser, og en full kartlegging setter nærmest umulige krav til oversikt hos dem en skal kartlegge preferansene til.

Alternativet er å avgrense oppgaven ved å konsentrere seg om noen få miljøfaktorer, og la varer og tjenester være representert i noen få aggregater, eller rett og slett bare inntekt. Dette er vanligvis tilstrekkelig når en skal evaluere bestemte tiltak, for eksempel hvordan en ønsker å prioritere rensing av en elv. En mister imidlertid noe på veien. Spesialsys en undersøkelse med tanke på rensing i en elv får en ikke nødvendigvis noen indikasjon på hvordan rent vann prioriteres – ikke en gang hvordan rensing av elver generelt prioriteres. Videre vil svaret avhenge av hva den som svarer vet om virkningene av å rense elva. Kanskje svarer noen ut fra en tro på at renere elv gir mer laks, mens andre tenker på badevannet. For å finne den ”riktige” verdien burde disse individene heller vært spurt direkte om det de har glede av, nemlig fiske og bading. Med da er vi altså tilbake i idealmodellen.

I det følgende skal vi omtale metoder som kan benyttes til å verdsette spesifiserte endringer i miljøet, for eksempel med det formål å finne ut om tiltak for å bedre miljøet er samfunnsmessig lønnsomme eller ikke (jfr. figur 2).

3.2 Skadefunksjonsmetoden

Ved anvendelse av skadefunksjonsmetoden antas det at vi har et datasett over kostnader ved tiltak og virkningene av disse tiltakene på ulike resipienter (jamfør figur 2). Som ved tradisjonelle nyttekostnads analyser, antas det at tiltaket ikke påvirker markedsprisene eller ’skyggeprisene på miljø’ i

nevneverdig grad. Vi ser altså bort fra at tilbud og etterspørsel etter miljøgoder endrer seg som følge av at tiltaket blir gjennomført. I så fall kan vi betrakte alle markedspriser som gitte. Oppgaven består i å finne verdien av endringene uttrykt ved et punkttestimat som er gyldig på det tidspunktet analysen foretas.

Det er i prinsippet to måter å finne et slikt punkttestimat på. Den ene er å beregne de direkte målbare økonomiske konsekvensene av å redusere miljøskadene (skadekostnaden). Den andre er å kartlegge preferansene i tråd med ideen som ble nevnt ovenfor om å utlede etterspørselen etter miljøgodet (betalingsvillighet), se også figur 1.

Generelt begrunnes valget av skadekostnadsanslag med at det bare er de økonomisk målbare skadene en kan si noe sikkert om. Således hevdes det at et tiltak som koster mindre enn det den økonomisk målbare skaden beregnes til, under enhver omstendighet vil kunne betraktes som lønnsom (dersom vi ser bort fra usikkerhet). Dette kravet er imidlertid svært strengt. Det innebærer blant annet at helsegevinsten ved bedre luft begrenses til reduserte kostnader til medisiner, sparte ressurser i helsevesenet og liknende. Den subjektive nyttegevinsten av å være frisk ser en bort fra. Ved skadekostnadsmetoden setter en dermed likhetstegn mellom verdien av å ha god helse og utgifter ved å være syk. Derfor hevder mange at man heller bør forsøke å finne ut hva betalingsvilligheten for miljøendringene er. Dette er imidlertid beheftet med andre problemer som vi kort skal komme inn på i avsnitt 3.2.2.

3.2.1 Skadekostnadsmetoden

I prinsippet er skadekostnadsmetoden relativt uproblematisk: En kartlegger de økonomiske skadene miljøbelastninger medfører, og beregner kostnaden. Økt hyppighet av astma som følge av mer forurenset luft har for eksempel konsekvenser for medisinbruk, beslag av ressurser innen helsesektoren, økt fravær i arbeidslivet og redusert produktivitet den tiden man er på jobben. Kostnadene knytter seg til prisene på medisin, kostnadene i helsesektoren, og lønnskostnadene til dem som blir syke. Det knytter seg imidlertid flere praktiske problemer til å gjøre slike anslag:

Hvilke kostnader skal en ta med? Det kan ofte være greit å begrense seg til skadene som følger direkte av en endring i responsen, som i eksempelet med astma ovenfor. Det knytter seg imidlertid usikkerhet til hvor stor skaden av en gitt respons er. I noen tilfeller vet en dessuten lite om hvilke skader miljøendringene medfører. Dette gjelder for eksempel for klimaendringer (se avsnitt 2.6)

Noen skader har også en mer indirekte karakter, men kan være betydelige likevel. Endringer i skadene kan ha virkninger på andre faktorer, som for eksempel at bedre helse gir større mulighet for videre utdanning, og dermed større potensial for verdiskapning. Et annet moment er at tiltakene kan ha positive og negative virkninger utover de responsene en konsentrerer seg om. For eksempel vil en økt bensinavgift kunne redusere luftforurensning fordi folk kjører mindre bil. Når folk kjører mindre bil reduseres trafikk tettheten, og dette påvirker ulykkesfrekvensen. Effekten på ulykker kan i noen tilfeller være av større økonomisk betydning enn virkningen av renere luft.

Hva en velger å inkludere i en analyse, er langt på vei et skjønnsspørsmål. Uansett bør en på en eller annen måte synliggjøre usikkerheten. Det enkleste er å gjøre følsomhetsberegninger. Alternativt, og ofte uten at det er særlig mer tidkrevende, kan en gjøre Monte-Carlo simuleringer og angi

konfidensintervall for skadekostnaden. Disse kan benyttes som grunnlag for beslutningsanalyser, for eksempel til å beregne forventede miljøgevinster av tiltakene.

Som regel bør en være restriktiv med å ta med indirekte effekter. Valg av skadekostnadsmetoden begrunnes gjerne med at en ønsker å tallfeste gevinster en er forholdsvis sikre på. Som regel vil usikkerheten øke jo ”mer indirekte” effektene er. Dessuten virker indirekte effekter gjennom mange relasjoner som bør spesifiseres og settes i system. De representerer så og si omverden, som i prinsippet tas for gitt ved skadefunksjonsmetoden. Dess lengre ut i årsakskjeden en kommer, dess mer problematisk blir derfor forutsetningen om en gitt omverden.

Finnes gode kostnadsanslag? Begrunnelsen for skadekostnads-beregninger er at miljøkostnadene utgiftsføres i et regnskap, og at de derfor skal kunne observeres enten i form av utgiftsposter eller ved hjelp av markedspriser. Mange virkninger, for eksempel virkninger på helse, vil imidlertid belaste offentlige tjenester som det ikke finnes markedspriser på. Institusjonenes regnskaper posteres dessuten ikke med tanke på å føre oversikt over miljø- og helsevirkninger. Derfor kan det være vanskelig å identifisere miljøskadene. Selv om vi kjenner, og kan observere, symptomene på luftforurensning, har vi ikke gode observasjoner på hvor mye mindre helsevesenet belastes ved en bedring av luftkvaliteten. Om vi kjente til dette, må vi i tillegg gjøre anslag på hvordan endringene slår ut i reduserte kostnader til medisin, konsultasjon til lege, eventuell innleggelse etc. Selv om en ofte kan komme videre ved å bygge på forholdsvis grove antakelser av typen kostnader ved å drive sykehus dividert med antall liggedøgn, må det understrekes at usikkerheten kan bli meget stor.

Det er hensiktsmessig å betrakte skadekostnaden som en reduksjon i samfunnsøkonomiske kostnadene av tiltak som følge av at direkte miljø- og helsegevinster tas med i regnestykket. Benyttet som evalueringsmetode blir da spørsmålet om et tiltak kan gjennomføres med negative kostnader eller ikke. Nå er det imidlertid åpenbart at selv om et tiltak skulle komme ut med positiv kostnad, kan det likevel være riktig å gjennomføre det dersom det også gir velferdsgevinster. En mer omfattende evaluering krever da anslag på etterspørselen etter miljø- og helseforbedringer.

3.2.2 Utledning av preferanser

Det finnes flere måter å lage anslag over etterspørselen på. Et hovedskille går mellom de metodene som bygger på avledede preferanser og de som bygger på eksplisitt uttrykte preferanser (fig. 1). Ved avledede preferanser estimeres etterspørselen etter miljøgoder ved hjelp av markedsadferd under en antakelse om at en kan ’skille ut’ miljøkomponentene i markedsomsatte varer, og vurdere disse komponentenes betydning for etterspørselen. Et problem med denne metoden er at det i prinsippet er vanskelig å skille ut ulike komponenter av etterspørselen etter varer og tjenester. Preferansene for å bo på steder med fin utsikt vil for eksempel kunne avledes ved å sammenlikne boligpriser på steder med god og dårlig utsikt. Hvor godt estimatet blir, avhenger imidlertid av om en har tilstrekkelig kontroll over de mange andre forhold som også har betydning for den geografiske fordelingen av prisene på boliger.

Et annet problem er mer direkte knyttet til en variant av denne metoden, nemlig reisekostnadsmetoden. Her beregnes verdien av et gode til det en må betale for å nyte godt av det. For eksempel har en forsøkt å beregne verdien av naturopplevelser til de kostnadene folk faktisk betaler for å komme til et område. Brukt som grunnlag for beslutninger om f.eks. vern av områder

blir imidlertid dette tvilsomt. Det man måler er om det er samfunnsøkonomisk forsvarlig å opprettholde tjenestene en bruker. Dette gir et noe tilfeldig anslag på nytten av vern.

Et fellestrekk for de metodene som bygger på uttrykte preferanser, er at en spør folk hva de synes. To tradisjoner kan nevnes. En er å etablere nyttefunksjoner med bakgrunn i eksplisitt uttrykte preferanser over et sett av goder (samvalgsanalyse eller multi-kriterie analyse). Det andre er å spørre direkte om betalingsvillighet for å gjennomføre tiltak, eller inntektskompensasjon for å godta fravær av tiltak. Svakheter ved disse metodene knytter seg i hovedsak til at en baserer seg på tenkte situasjoner der en kartlegger ønskene til folk, og ikke på valg de faktisk tar.

Samvalgsanalyse er en forholdsvis ny metode som generelt søker å sette preferanser over miljøfaktorer i et nyttekart sammen med preferanser over økonomiske varer og tjenester. Siden en kjenner etterspørselen etter de økonomiske faktorene, kan en utlede etterspørselen etter miljøfaktorene. Ideelt sett søker en å kartlegge preferanser over alle faktorer som virker direkte på individenes nytte, men det setter urimelig store krav til konsistens hos intervjuobjektene. Man kan da enten nøye seg med å spørre etter færre faktorer, eller en kan konsentrere seg om mer spesifikke forhold. Ofte gjør en begge deler. Isteden for å kartlegge preferansene for et fullstendig sett av varer og tjenester, fysisk helse, psykisk helse, naturopplevelse etc, konsentrerer en seg for eksempel om økonomisk vekst sammenliknet med renere luft. Dette setter mindre krav til intervjuobjektene bevissthetsnivå om egne preferanser samt kunnskap om forholdet mellom renere luft og for eksempel helseeffekter. På den annen side blir svarene mer "situasjonsavhengige", og mindre egnet til å trekke generelle konklusjoner. Sælensmindes og Hammers (1994) undersøkelse av ulemper ved vegtrafikk er et eksempel samvalgsanalyse. De har verdsatt fire miljøfaktorer: lokal forurensning, støy, støv/skitt og CO₂ (utslipp).

Ekspertpanel gir en mulighet for å komme fram til resultater av større generell interesse. Her kan en stole mer på intervjuobjektene kunnskap, og kan bruke mer tid til å kontrollere konsistensen i de uttrykte preferansene. Dette er imidlertid svært ressurskrevende. Et intervju tar fort en arbeidsdag, og krever normalt interaktiv bruk av datautstyr. Det er selvsagt begrenset hvor mange en kan intervju med denne ressursinnsatsen. Både ressurskravet og det faktum at en setter krav til intervjuobjektene kunnskapsnivå gjør det vanskelig å få representative resultater. Ekspertpanel er imidlertid interessant som korrektiv til andre metoder, og kan også bidra til forståelse for myndighetenes preferanser dersom representanter for disse utgjør et ekspertpanel. Ikke minst kan det være opplysende for dem som sitter i panelet. Ved å benytte flere, ulikt sammensatte paneler, kan en få informasjon om variasjonen i estimatene.

Betalingsvillighetsundersøkelser er den hyppigst brukte og mest debatterte metoden til verdsetting av miljø- og helsegoder. Dette går i korthet ut på å spørre et representativt utvalg hva de er villige til å betale for en nærmere spesifisert forbedring av miljøet. Alternativt kan en spørre hva en krever i kompensasjon for å akseptere en forverring. Foruten å gi indikasjoner på nytten av å gjennomføre miljøtiltak er fordelene ved betalingsvillighetsundersøkelser at det ikke settes så store krav til intervjuobjektet som ved samvalgsanalyser. Det finnes en stor litteratur om metodens fordeler og ulemper, og betalingsvillighetsundersøkelser har vært gjenstand for grundig evaluering i flere sammenhenger (se bl.a. Arrow et al., 1991). Litt grovt kan en summere opp denne diskusjonen med at kritikerne stadig finner svake sider som skyldes at en ikke helt vet hvordan en skal tolke svar som

gis i en intervjusituasjon når en ideelt sett skulle ha visst hvordan de som intervjues egentlig oppfører seg. Tilhengerne har imidlertid vært flinke til å forbedre intervjumetodene og derved 'tette hullene' som oppstår. Således fremstår betalingsvillighets-undersøkelser nå som en avansert empirisk metode, dog med det relativt fundamentale problemet at det alltid vil være en forskjell mellom det folk sier på gunnlag av en situasjon som beskrives for dem og det de gjør i en faktisk situasjon.

Etter vår mening er betalingsvillighets-undersøkelser den best egnede metoden til å skaffe seg anslag på nytteeffekten av tiltak for å bedre helse og miljø når markedspriser ikke finnes. Praktiske hensyn gjør at slike undersøkelser bør avgrenses til visse typer miljøeffekter, eller miljøtiltak. Blant kriteriene for en slik avgrensning kan nevnes:

- Intervjuobjektene har ha et klart forhold til det en spør om, og det bør stilles så små krav til kunnskap som mulig. Det er for eksempel bedre å spørre om betalingsvilligheten for unngå en bestemt sykdom enn å spørre om betalingsvilligheten for renere luft.
- Problemet bør være veldefinert og klart avgrenset, slik at det er lett å "se for seg" endringene. Det er lettere å få gode anslag over betalingsvilligheten for å rense nedre del av Akerselva, enn å få tilsvarende anslag over opprensing av elver i Oslo.
- Det bør være mulig å knytte betalingsvilligheten til en realistisk "trussel" om at en faktisk vil måtte komme til å betale det en foreslår. Undersøkelser viser at det er langt mellom liv og lære i så måte (Seip og Strand, 1992).
- Svarene bør suppleres med kontrollspørsmål. Det skal for eksempel være en viss sammenheng mellom betalingvillighet for tiltak og kompensasjon for fravær av tiltak. Undersøkelser viser at resultatene er sterkt avhengige av det første 'budet' intervjuobjektene blir bedt om å ta stilling til (startpunkt-skjevhet). En bør kontrollere om intervjuobjektene virkelig svarer for det tiltaket en ønsker å evaluere eller om de gir et generelt uttrykk for miljøbevissthet.
- Det bør være mulig å skaffe informasjon om intervjuobjektens inntekt og miljøtilstanden der de oppholder seg.
- Man bør begrense undersøkelsene til forhold som 'folk flest' vil akseptere å betale noe for. Mange miljøfaktorer oppleves som frie goder, som det skal være en selvfølge at en kan nyte godt av uten å måtte betale for det. At en da plutselig blir avkrevd betaling kan virke fremmedgjørende eller provoserende, noe som undergraver gyldigheten til en betalingsvillighets-undersøkelse.

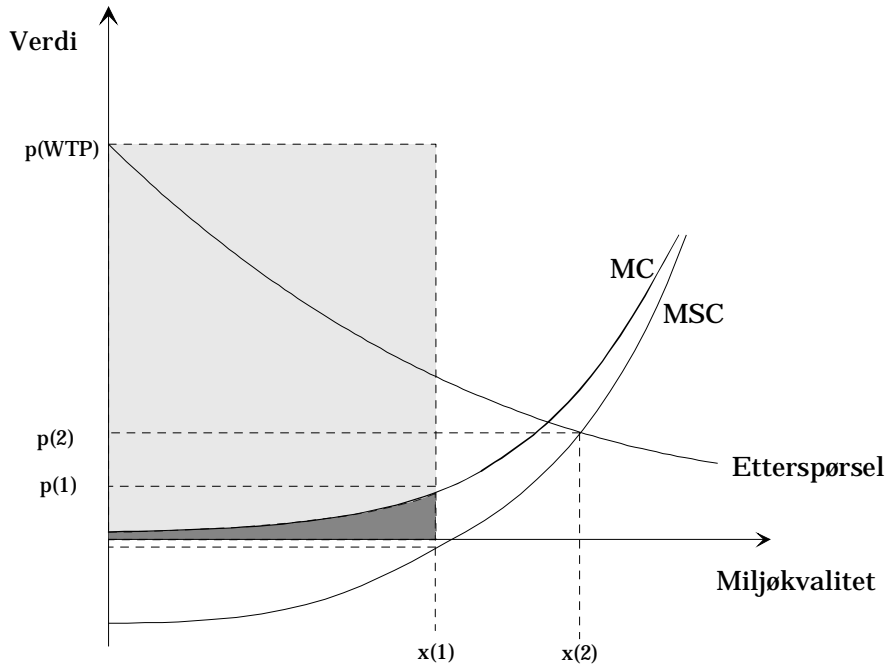
Betalingsvillighets-undersøkelser gir et datasett over hva ulike intervjuobjekter mener det er verd å betale for en nærmere angitt endring i miljøet. Normalt beregnes den samfunnsmessige gevinsten med utgangspunkt i gjennomsnittlig betalingsvillighet. Dette kan være en akseptabel approksimasjon, men det kan være grunn til å peke på at også dette bygger på visse forutsetninger. Dersom et miljøtiltak skal finansieres ved individuell betaling av dem som bruker tjenestene, kan gjennomsnittlig betalingsvillighet gi et galt svar på om tiltaket vil lønne seg eller ikke. Anta for eksempel at det koster 270 kroner å gjennomføre tiltaket, og at tre personer spørres om betalingsvillighet. For at tiltaket skal kunne gjennomføres med tre aktører i markedet, må betalingsvilligheten være minst 90 kroner for hver av dem. Hvis en sier 200 en sier 75 og en sier 25

kroner, så vil tiltaket bli vurdert som lønnsomt hvis en legger gjennomsnittlig betalingsvillighet (= 100) til grunn. Men når en skal begynne å selge tjenesten vil en oppdage at bare den med betalingsvillighet på 200 kroner er villig til å kjøpe. Dermed vil tiltaket gå med underskudd. Generelt skal en altså være oppmerksom på at faktisk verdi strengt tatt bygger på marginalbetraktninger og ikke gjennomsnittsbetraktninger. I noen tilfeller, for eksempel dersom kostnadene ved tiltaket skal betales av det offentlige, kan imidlertid gjennomsnittsanslag være akseptabelt.

Et viktig spørsmål når det gjelder bruken av resultatene er hvor generelt gyldige de er. Må vi spørre om betalingsvilligheten hver gang en nytt tiltak skal iverksettes, eller kan vi bruke resultatene fra en undersøkelse i andre sammenhenger enn det de var ment til? På den ene siden anbefaler vi å spørre direkte om problemer folk kjenner på kroppen uten at de vet hvordan problemet er oppstått. Dette tilsier at resultatene kan være nyttige også i andre sammenhenger der en er opptatt av de samme problemene. På den andre siden oppfordres det til å avgrense problemet og definere det klart, noe som tilsier at hvert problem bør behandles for seg. Denne balansegangen mellom å søke generell informasjon og spesifikk kunnskap er vanskelig, og setter store krav til den som utfører analysene. Vi vil imidlertid mane til forsiktighet med å generalisere resultatene fra en undersøkelse av betalingsvillighet. Dette skyldes blant annet at betalingvilligheten er nært knyttet til hvordan miljøsituasjonen er for den som blir spurt, og til inntekten til dem som svarer.

3.3 Hva er verdien? Skal vi bruke skadekostnad eller betalingsvillighet?

Svaret på spørsmålet om hvilken metode som bør foretrekkes, er generelt "ingen av dem". Selv om alle ideelle forutsetninger var oppfylt, ville ingen av metodene gi et "riktig" anslag på hva verdien av miljøendringer ville vært dersom 'miljø' ble omsatt i markedet. Årsaken er at vi i begge tilfelle har antatt at miljøendringer ikke medfører endringer i omgivelsene, men basert oss på at vi med utgangspunkt i punkttestimater kan si noe om verdiene. For å illustrere hvilke konsekvenser dette har for verdianslaget, og kunne sammenlikne de to metodene viser vi til figur 3.



Figur 3: Alternative estimater på verdien av bedret miljøkvalitet.

Anta at vi vil evaluere et tiltak for å bedre miljøkvaliteten fra 0 til $x(1)$, som måles på x -aksen i figuren. Marginalkostnaden for tiltak antar vi er vist ved MC -kurven, dvs. at kostnaden ved tiltaket vi ønsker å evaluere fremkommer som det mørke arealet under kurven opp til punkt $x(1)$. Skadekostnadsmetoden går ut på å inkludere en del samfunnsmessige gevinster ved beregning av kostnaden, som normalt ikke tas med i kostnadsanslaget. Dette innebærer at marginalkostnadskurven får et skift nedover i diagrammet, for eksempel til MSC -kurven. Evalueringsgrunnlaget for skadekostnadsmetoden vil da være om arealet under MSC kurven er negativt eller ikke. I tilfellet her ligger hele kurven på minus-siden, så tiltaket er klart lønnsomt ut fra skadekostnads-metoden.

En undersøkelse av betalingsvilligheten for prosjektet skal i prinsippet anslå arealet under etterspørselskurven mellom 0 og $x(1)$. Dersom skadekostnaden er lik null, dvs. at MSC -kurven faller sammen med MC -kurven, vil testen på om tiltaket er lønnsomt eller ikke bestå i å sammenlikne arealet under etterspørselskurven med arealet under MC -kurven. De som spørres vil imidlertid referere sitt svar til den miljøkvaliteten de opplever i det øyeblikket det blir spurt, dvs ved $x = 0$. Dette gir en verdi, eller pris for bedret miljøkvalitet lik $p(WTP)$, og verdien av tiltaket estimeres normalt til det lysegrå arealet. Siden etterspørselskurven vanligvis er fallende overdrives derfor gevinsten av tiltaket.

De to metodene kan altså gi vidt forskjellig svar. Til tross for at noen mener å ha kunnet observere en viss systematikk i forhold mellom anslag som bygger på de alternative metodene, er det egentlig ikke noe som tilsier at det skal være et slikt forhold: Avstanden mellom MC -kurven og MSC -kurven er helt uavhengig både av arealet under etterspørselsfunksjonen og av det lysegrå kvadratet i figur 3.

Hvilken metode som gir best uttrykk for verdien, kan en heller ikke si noe generelt om. Verdien av miljøkvaliteten i figur 3 finner vi i det punktet der marginal kostnad justert for samfunnsmessige virkninger, MSC, krysser etterspørselskurven. Verdien i det punktet er $p(2)$. For at dette punktet skal bli realisert må en gjennomføre flere tiltak enn det en opprinnelig hadde tenkt, slik at miljøkvaliteten blir $x(2)$.

Selv om en ikke kan trekke generelle konklusjoner om hvilken metode som bør foretrekkes, kan det være nyttig å bruke en tommelfinger-regel om at skadekostnads-metoden 'treffer' den faktiske verdien best dersom marginalkostnaden for tiltak justert for samfunnsmessige miljøgevinster er forholdsvis uavhengig av hvor store miljøendringene av tiltak er. Motsatt er betalingsvillighetsundersøkelser gunstigst dersom betalingsvilligheten er relativt upåvirket av hvor store miljøendringene av tiltak er. For å komme fram til likevektsverdien, må en imidlertid implementere relasjoner mellom økonomiske variable og miljøforhold, samt miljøforholdenes innvirkning på økonomien, i en makroøkonomisk modell, og finne ny likevekt etter implementering av tiltakene.

En mellomløsning består i å finne partiell likevekt. Istedet for å basere seg på punktestimater, bruker en disse estimatene til å lage tilbuds- og etterspørselskurver, og finne det punktet der kurvene i figur 3 krysser hverandre. Dermed tas det hensyn for eksempel til at betalingsvilligheten reduseres når miljøkvaliteten blir bedre, men ikke at disse endringene har virkninger også i andre markeder. For eksempel vil et bedre miljø øke arbeidstilbudet. Dette har virkninger for lønnsnivået, noe som ikke fanges opp i en partiell likevektsmodell. Til det trengs en makroøkonomisk modell.

4 Datakrav

4.1 Preferansemetoder

Fordelen med disse metodene er at datakravene er moderate. Antall personer som er berørt, må bestemmes. Dette krever et visst kjennskap til nivåene av de miljøfaktorer som inngår (f. eks. konsentrasjoner eller støynivå). En må videre ha kjennskap til hvordan inntektsfordelingen er i hele populasjonen en vil angi betalingsvilligheten for sammenliknet med inntektsfordelingen for de som deltar.

4.2 Skadefunksjonsmetoden

Datakravet avhenger selvsagt av den konkrete problemstilling. Tar vi lokal luftforurensning som eksempel, må en ha konsentrasjoner av de forurensningene som antas å gi skade. For helseeffekter er partikkelkonsentrasjoner viktigst (helst PM_{10} eller $PM_{2,5}$). For materialer må en ha konsentrasjoner av SO_2 helst også av O_3 og pH i nedbør; i tillegg er informasjon om luftfuktighet viktig. Vegetasjonsskader kan henge sammen med konsentrasjoner av SO_2 og/eller O_3 . En må kunne beregne eller anslå endringer i konsentrasjonene som følge av mulige tiltak og ha de nødvendige dose-respons funksjoner. Videre må det som eksponeres angis kvantitativt, f. eks. antall personer eller flateinnhold av materialer. Dessuten trengs nødvendige data for verdsetting (fra andre studier eller funnet i undersøkelsen). Her kommer informasjon om inntektsfordeling inn på samme måte som nevnt under preferansemetoder.

5 Usikkerheter

Usikkerheter har i stor grad vært behandlet tidligere, og vi vil her bare gi en kort oppsummering

5.1 Skadefunksjonsmetoden

Det er i de fleste tilfeller store usikkerheter i eksponeringsestimater, skadefunksjoner og verdsetting (se pkt. 2 – 4 og fig. 2). Usikkerheter i eksponeringsestimater påvirkes bl.a. av usikkerhet i konsentrasjonsnivåer, spesielt der det er store variasjoner over korte avstander og korte tidsperioder. Skadefunksjoner for viktige skadetyper som dødelighet (som funksjon av partikkelkonsentrasjon), korrosjon (som funksjon av SO₂ og ozon-konsentrasjoner, samt nedbørens surhet) og avling for noen kornsorter (som funksjon av ozonkonsentrasjonen), er imidlertid så vidt godt kjent at de kan anvendes i analyser. En må imidlertid ta i betraktning at det kan være problemer knyttet til å benytte skadefunksjoner funnet på et annet sted enn der de skal anvendes. Dette kan for eks. henge sammen med at konsentrasjoner av stoffer som ikke er inkludert i analysen, er ulike. Eksempler der kvantitative sammenhenger er dårlig kjent, omfatter skogskader (utenom de mest forurensete områder) og mange variable knyttet til klima.

Verdsetting for variable der det ikke er lett å fastsette noen markedspris, kan være svært avhengig av hvilken metode som benyttes. Ved betalingvillighetsundersøkelser er det meget viktig at intervjuobjektene blir godt informert om problemene. Selv om dette gjøres, vil resultater ofte være situasjonsbetinget. Dersom en benytter verdier bestemt et annet sted enn der de skal anvendes, justeres verdiene ofte etter forholdet mellom lønnsnivåene i de to områdene. Studier av om dette gir rimelige resultater, har gitt noe forskjellige konklusjoner (Bergland et al., 1995; Alberini et al., 1997), men det er klart en slik fremgangsmåte medfører betydelig usikkerhet.

Som eksempel på hvilke størrelsesordner det er snakk om når det gjelder usikkerhetsintervaller for de ulike effektene er det i tabell 1 gitt resultater av en undersøkelse av et energispareprogram i Ungarn (Aaheim et al., 1998).

Tabell 1: Anslått årlig nytte (millioner USS) og tilhørende usikkerhetsintervaller ved å implementere et energispareprogram i Ungarn.

| | Beste estimat | Usikkerhetsintervall |
|------------------------|----------------------|-----------------------------|
| <i>Nytte</i> | | |
| Helseeffekter | 648 | 370 – 1168 |
| Materialer | 105 | 60 – 150 |
| Vegetasjon | 1.5 | 0.9 – 2.2 |
| Klima | 25 | 7 – 163 |
| Sparte energikostnader | 373 | |

5.2 Usikkerheter i preferansemetoder

Preferansemetoden er best egnet for plager der den subjektive oppfatning er avgjørende (f. eks. plager av støy og estetiske aspekter ved skitt/støv). For andre typer skader (f. eks. virkninger av luftforurensninger på helse og materialer) vil verdsettingen, i mangel av eksplisitte skadefunksjoner, være helt avhengig av en subjektiv oppfatning av sammenheng mellom utslipp og skade. Kunnskapsnivået hos respondenten og f. eks mediafokusering vil påvirke resultatene. Forøvrig vil usikkerheter i verdsetting være tilsvarende som når preferansemetoder benyttes sammen med skadefunksjoner (jfr. fig. 1).

På grunn av de store usikkerhetene i klimaendringer som følge av utslipp av drivhusgasser, er verdsetting av redusert CO₂ utslipp fortsatt i stor grad opp til subjektiv vurdering og derfor kan en preferanseanalyse forsvares. Det er imidlertid nødvendig at en gir respondentene en oversikt over kunnskapsnivået så objektivt som mulig.

6 Konklusjon – samlet vurdering av metodene

For enkelte effekter (f. eks. plager av støy, estetiske aspekter ved støv/skitt) er det vanskelig å få noen objektiv skadefunksjon. En vil derfor ende opp med subjektive vurderinger selv om en i utgangspunktet ønsker å benytte skadefunksjonsmetoden. Lokal luftforurensning vil særlig øke skader på materialer og gi helseeffekter. For korrosjonsskader har en ganske gode skadefunksjoner. Skadefunksjone for helseeffekter av lokal forurensning er mer usikre, men for en del endepunkter (spesielt dødelighet) er de gode nok til å kunne anvendes. Ved en vurdering av lokal forurensning synes det derfor i dag ikke å være tilfredsstillende å foreta en verdsetting uten å benytte skadefunksjoner for helse- og korrosjonseffekter. En ren preferanseundersøkelse vil i for stor grad være avhengig av deltakernes kunnskapsnivå. Uansett metode er det viktig å angi usikkerheter så godt som mulig.

For skadetyper der en kan operere med markedspriser (f. eks. korrosjonsskader på vanlige bygninger), er verdsettingen i prinsippet ikke noe stort problem, så lenge forutsetningene for å anvende BU-metoder holder. For andre skadetyper (helse, mange miljøskader) vil ulike metoder gi ulikt svar, bl. a. avhengig av hva som inkluderes i “verdiene”. En kan ikke si hva som gir “riktigst” verdsetting av skadekostnadsmetoder og preferansemetoder. Det er viktig at det fremgår klart hva som er inkludert i de benyttede verdiene. Det er mulig at en kan komme fram til nye metoder som kombinerer resultatene av skadekostnadsmetoder og preferansemetoder.

7 Referanser

Alberini, A., Cropper, M., Fu, T.-T., Krupnick, A., Liu, J.-T., Shaw, D. and Harrington, W., 1997. Valuing health effects of air pollution in developing countries: The case of Taiwan. *J. Environmental Economics and Management*, **34**, 107-126.

Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radney, R. and Shuman, H., 1993. Report on the national oceanic and atmospheric administration planes on contingent valuation. *Federal Register*, **58**, 4601-4614.

Aunan, K., Seip, H.M. and Aaheim, H.A., 1995. A model framework for ranking of measures to reduce air pollution with a focus on damage assessment. In: Hargittai, I. and Vidóczy, T. (eds.), *Combustion Efficiency and Air Quality*, Plenum Press, New York, pp. 269-283.

Bergland, O., Magnussen, K., and Navrud, S., 1995. Benefit transfer: Testing for accuracy and reliability. *Discussion Paper D-03/95*. Dep. Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway, Ås.

Führer, J., 1996. The critical level for effects of ozone on crops, and the transfer to mapping, in L. Kärenlampi and L. Skärby (Eds.), *Critical levels for ozone in Europe: Testing and finalizing the concepts*. UN-ECE Workshop Report. University of Kuopio, Dep. of Ecology and Environmental Science, Finland.

Kucera, V. and Fitz, S., 1995. Direct and indirect air pollution effects on materials including cultural monuments. *Water Air Soil Pollut.*, **85**, 153-165.

Seip, K. and Strand, J., 1992. Willingness to pay for environmental goods in Norway: A contingent valuation study with real payment. *Environ. Resour. Econ.*, **2**, 91-106.

SFT, 1997. Avlingstap som følge av bakkenær ozon. Vurderinger for perioden 1989-1993. Statens forurensningstilsyn Rapport 97:02.

Swisher, J.N., 1996. Regulatory and mixed policy options for reducing energy use and carbon emissions. *Mitig. Adapt. Strategies Global Change*, **1**, 23-49.

Sælensminde, K. og Hammer, F., 1994. Verdsetting av miljøgoder ved bruk av samvalganalyse. TØI rapport 251/1994.

Trønnes, D.H. and Seip, H.M., 1988. Decision making in control of air pollutants posing health risks. In: Richardson, M.L. (ed.) *Risk Assessment of Chemicals in the Environment*, The Royal Soc. Chem., London, pp.265-297.

Aaheim, A., 1994. State dependent pollution control and the choice of policy instruments. CICERO Working Paper 1994:8, Oslo.

CICERO Policy Note 1998:6

Kostnader ved miljø- og helseskader fra luftforurensninger
Vurdering av skadefunksjonsmetoden opp mot metoder basert på uttrykte preferanser

Aaheim, H.A., Aunan, K. and Seip, H.M., 1998. Climate change and local pollution effects – an integrated approach. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, in press.

This is CICERO

CICERO was established by the Norwegian government in April 1990 as a non-profit organization associated with the University of Oslo.

The research concentrates on:

- International negotiations on climate agreements. The themes of the negotiations are distribution of costs and benefits, information and institutions.
- Global climate and regional environment effects in developing and industrialized countries. Integrated assessments include sustainable energy use and production, and optimal environmental and resource management.
- Indirect effects of emissions and feedback mechanisms in the climate system as a result of chemical processes in the atmosphere.

Contact details:

CICERO
P.O. Box. 1129 Blindern
N-0317 OSLO
NORWAY

Telephone: +47 22 85 87 50
Fax: +47 22 85 87 51
Web: www.cicero.uio.no
E-mail: admin@cicero.uio.no

