

concept

Kåre P. Hagen

Miljøøkonomi og samfunnsøkonomisk lønnsomhet

Concept rapport Nr 22

 **NTNU**
Det skapende universitet



© Concept-programmet 2009

Concept rapport nr. 22

Miljøøkonomi og samfunnsøkonomisk lønnsomhet

Kåre P. Hagen

ISSN: 0803-9763 (papirversjon)

ISSN: 0804-5585 (nettversjon)

ISBN: 978-82-92506-75-2 (papirversjon)

ISBN: 978-82-92506-76-9 (nettversjon)

Sammendrag: Denne rapporten handler om hvordan miljøvirkninger av store investeringsprosjekter, negative eller positive, kan hensyntas i vurderingen av den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av disse. Studien gir en sammenfatning av prinsipielle problemstillinger og erfaringer fra ulike tilnærminger i andre land. Den er den første av en serie av studier på dette området.

Denne rapporten er del 1 av 3. Kåre P. Hagen sitt kapittel 14 i Concept-rapport nr. 17 kan leses som en mer generell innledning til problemstillingene som angår samfunnsøkonomiske lønnsomhetsvurderinger.

Dato: 1.11.2009

Utgiver:

Concept-programmet

Institutt for bygg, anlegg og transport

Norges teknisk- naturvitenskapelige universitet

Høgskoleringen 7A

7491 NTNU – Trondheim

Tel. 73 59 46 40

Fax. 73 59 70 21

<http://www.concept.ntnu.no>

Ansvaret for informasjonen i rapportene som produseres på oppdrag fra Conceptprogrammet ligger hos oppdragstaker. Synspunkter og konklusjoner står for forfatterens regning og er ikke nødvendigvis sammenfallende med Concept-programmets syn.

Forord

Samfunnsøkonomisk lønnsomhet av prosjekter uttrykkes ved de verdier som prosjektet skaper, fratrukket de ressurser det legger beslag på. Mange prosjekter legger imidlertid beslag på eller forringer kvaliteten av ressurser som ikke kan omsettes gjennom markeder, for eksempel store prosjekter som kan ha miljøvirkninger både lokalt og globalt. Samferdselsprosjekter kan for eksempel medføre støy og irreversible inngrep i det lokale naturmiljø. Store gasskraftverk har CO₂-utslipp som i økende grad gir negative virkninger for det globale klima. Slike eksterne samfunnsmessige kostnader kommer ikke i utgangspunktet til syne i prosjektets betalbare kostnader. Omvendt: prosjekter med positive miljøeffekter medfører samfunnsmessige gevinster som kanskje heller ikke kommer til syne på inntektssiden. Virkningen av slike kostnader og inntekter må anslås særskilt i den samfunnsmessige lønnsomhetsanalysen.

Den foreliggende studien ble gjennomført for å gi en oversikt over enkelte prinsipielle problemstillinger knyttet til behandling av miljøaspekter i samfunnsøkonomiske prosjektanalyser, og illustrere disse med eksempler. Dette som første del av et større prosjekt som også skal gi en innføring i ulike utvalgte regimer for håndtering av miljøproblematikk, eks. CO₂-kvoter, prinsippene bak disse, og hvordan erfaringer og data fra aktuelle regimer kan brukes til samfunnsøkonomiske analyser av norske prosjekter. Tanken er at dette kan være av nytte i forbindelse med konseptvalg vurdering og kvalitetssikring av store offentlige investeringsprosjekter som faller inn under Finansdepartementets kvalitetssikringsordning.

Prosjektet gjennomføres av Kåre P. Hagen, professor i samfunnsøkonomi ved Norges Handelshøyskole, som også har skrevet rapporten.

Trondheim, november 2009

Knut Samset,

Programansvarlig, Concept-programmet, NTNU

Innhold

1. Innledning	9
2. Forvaltning av miljøressurser: Markeder eller sentral styring	13
3. Eierrettigheter og markeder	15
4. Eksterne virkninger og manglende markeder	17
5. Former for eksterne virkninger	19
5.1 Forurensende utslipp.	19
5.2 Opphopning og trengselsvirkninger.	20
5.3. Allmenningsproblemet.	21
6. Nasjonale vs. globale miljøvirkninger	25
7. Økonomisk verdsetting av miljøgoder	27
7.1 Ulike verdibegreper.....	27
7.2 Måling av betalingsvillighet for miljøgoder.....	28
8. Nytte-kostnad analyse av investeringer i miljøtiltak.	39
8.1 Diskonteringsrenter for svært langsiktige prosjekter: Betydningen av usikkerhet om fremtidig alternativ- avkastning.	42
8.2 Miljøstandarder og avkastningskrav for miljø- investeringer.....	45
8.3 Optimale diskonteringsrenter for investeringer i miljøtiltak: En oppsummering.....	49

Sammendrag

Kåre P. Hagen

Miljøøkonomi og samfunnsøkonomisk lønnsomhet

Concept rapport nr. 22

I denne rapporten drøftes markedøkonomiens muligheter og begrensinger når det gjelder effektiv styring av ressursbruk i situasjoner der økonomisk virksomhet skaper miljøproblemer for samfunnet. I utgangspunktet pekes det på at markedssystemet trenger en institusjonell overbygning for å kunne fungere effektivt. I den sammenheng er rettsbeskyttede eksklusive rettigheter til goder og ressurser av avgjørende betydning. Rene fellesgoder kan ikke individualiseres og underlegges privat eiendomsrett. Tilbudet av slike goder må derfor underlegges offentlig styring for at alle konsumenters interesse kan bli ivaretatt på en god måte. Miljøgoder er eksempler på slike fellesanliggender som bør være et offentlig ansvarsområde. Notatet drøfter hvordan markedsbaserte aktiviteter som fører til kvalitativ degradering av miljøgoder, bør reguleres for å ivareta allmennhetens interesser på en god måte. Valget står mellom avgiftsløsninger og forhandlingsløsninger der myndighetene i sistnente tilfelle på fellesskapets vegne forhandler frem effektive løsninger med hensyn til næringsvirksomhet som påfører allmennheten miljøkostnader. Det konkluderes med at ut fra administrative hensyn er avgiftsløsninger som regel mest hensiktsmessig. Dette resultatet ligger til grunn for det såkalte ”forurenseren-skal-betale-prinsippet”.

Optimale løsninger krever at den økonomiske verdien av miljøgoder kan anslås, men dette er problematisk i tilfeller der det ikke eksisterer velfungerende markeder for slike goder. Notatet drøfter metoder for å anslå slike verdier. Det gjelder dels direkte metoder som går på utforming av intervjuetnikker for å bringe de berørte parterers verdsetting på det rene, og dels gjelder det indirekte metoder for å avsløre betalingsvilligheten ut fra observert atferd i relaterte markeder.

Investeringer i miljøtiltak vil ha miljøgevinster som strekker seg langt ut i tid, og de vil i mange tilfelle også komme fremtidige generasjoner til gode. Men dersom gevinster som ligger lagt frem i tid skal diskonteres ned med renter som representerer generelle avkastningskrav til offentlige investeringer, vil nytteeffektene bli tillagt svært liten vekt i nytte-kostnad analysen. I siste del av

notatet drøftes spørsmålet om miljøinvesteringer bør underlegges lavere avkastningskrav enn investeringer for øvrig. Det vises at det kan være optimalt med en lavere diskonteringsrente om det eksisterer stor usikkerhet om fremtidig konsumutvikling, for eksempel på grunn av stor usikkerhet om fremtidige utslipp av klimagasser og den betydning som fremtidig klima vil ha for konsum og velferd. Det vises også at om økonomisk vekst fører til større press på natur- og miljøressurser over tid, og det er fallende grenseproduktivitet i aktiviteter rettet mot å gjenopprette miljøskader, vil det optimale avkastningskravet for investeringer i miljøtiltak være fallende over tid.

Summary

Kåre P. Hagen

Environmental Economics and Economic Viability

Concept Report no. 22

This paper discusses the possibilities and limitations of the market economy in dealing efficiently with the environmental problems that economic activity is creating for society. At the outset it is pointed out that the market system needs a stable institutional framework protected by law in order to function efficiently. In that respect the existence of exclusive property rights to goods and resources is crucial for the functioning of markets. Pure public goods cannot be individualized and subjected to private ownership. The allocation of such goods must therefore be subjected to governance at the government level in order to secure that all interests involved are served in an optimal manner. Environmental goods are prime examples of public goods, the allocation of which should therefore be a governmental responsibility. The paper discusses how market based activities that entail qualitative degradation of the environment should be regulated in order to take care of the interests of the general public in an optimal way. The choice between tax-based solutions and bargaining where the government in the latter case acts on behalf of the public interests in order to reach efficient outcomes is discussed. It is concluded that tax-based solutions are normally more efficient. This is the theoretical underpinning for the so-called polluter-pay-principle.

Optimal solutions require that the economic value of environmental goods can be assessed, but this is problematic in cases where well functioning markets do not exist. The paper deals with methods for ascertaining values for such goods; partly by direct methods that deals with ways of constructing interview techniques for finding the true values for those concerned, and partly by indirect methods for revealing the willingness to pay from observed behavior in related private markets.

Investments in environmental projects will normally render long run benefits that may also accrue to future generations. However, if gains that accrue in the distant future are discounted by interest rates that reflect normal rates of return requirements to public investments, their present values will be nearly negligible in the benefit cost analyses of today. Hence, at the end the paper discusses whether

investment with primarily environmental gains should be subjected to lower discount rates as compared with other more conventional investment projects. It is shown that it will be optimal with a lower discount rate in the presence of uncertainty about future consumption possibilities, e.g., stemming from uncertainty about the connection between the emission of greenhouse gases and the future climate and its consequences for consumption and welfare. Economic growth may in itself lead to increased pressures on natural and environmental resources over time. It is then shown that with falling marginal productivities with respect to activities aiming at restoring environmental qualities, the optimal rate of return requirements for such investments will be declining over time.

1. Innledning.

Dersom noen forurensrer sitt eget drikkevann uten at det har virkninger for andres vannforsyning, eller bruker støyende utstyr som ikke sjenerer andre, vil dette forringe vedkommendes miljø. Det vil likevel ikke bli ansett som et miljøproblem. Miljøproblemer er noe som angår flere, og typisk vil de som blir utsatt for miljøforringelser, ikke være de samme som de som forårsaker dem. Følgelig foreligger det et miljøproblem når en fabrikk foretar forurensende utslipp i et vassdrag som brukes som drikkevannskilde for andre, eller når en flyplass forårsaker flystøy for den omliggende bebyggelse.

Miljøgoder som ren luft og rent vann er det vanskelig, eller urimelig kostbart, å håndheve privat eiendomsrett til. De må derfor være tilgjengelig for alle og de vil derfor være til felles nytte. De blir av den grunn referert til som eksempler på fellesgoder. Vanskeligheten med å håndheve eksklusiv tilgang til slike goder, gjør at de ikke kan allokere gjennom markeder. Følgelig fins det i utgangspunktet ikke markedspriser som kan signalisere hva slike goder er verdt og hva degradering av kvaliteten til slike goder koster. Samfunnsøkonomisk nytte og kostnad knyttet til produksjon og forbruk eller kvalitetsmessig forringelse av slike goder blir dermed ikke registrert i private inntekts- og kostnadskalkyler. For slike goder vil allokering gjennom uregulerte markeder føre til feilallokering fra et samfunnsøkonomisk nytte- kostnad synspunkt. Dette blir vanligvis omtalt som markedssvikt, da allokering av goder gjennom kjøp og salg i frie markeder ikke leder til den samfunnsøkonomisk sett mest effektive bruk av knappe ressurser. En annen egenskap ved et rent fellesgode er at kostnaden knytter seg til etableringen av et tilbud, men er uavhengig av antall brukere som benytter seg av godet. Det klassiske eksempelet på slike goder er et fyrårn. Det er vanskelig å forhindre at noen benytter seg av den navigasjonsstøtten som fyrårnet gir for sjøtrafikken, og det er åpenbart at kostnaden ved å opprettholde denne tjenesten er uavhengig av hvor mange som har nytte av tjenesten.

Mangel på eksklusiv eierskap til miljøgoder gjør at virkninger av miljøinngrep faller utenfor private inntekts- og kostnadskalkyler og de blir derfor kalt for eksterne virkninger. Slike virkninger kan i prinsippet være både positive og negative, men det kan synes som de negative er de mest fremtredende i den aktuelle samfunnsdebatten. Men inngrep i naturen kan også ha positive eksterne

virksomheter, for eksempel som når vannregulering i forbindelse med kraftutbygging stabiliserer vannføringen i et vassdrag og dermed reduserer risikoen for flomskader for grunneiere nedstrøms i vassdraget.

Miljøforringelser, blir vanligvis ansett som aktiviteter som er, men ikke nødvendigvis trenger å være, eksterne til markedsmekanismen. Økonomers syn på denne markedssvikten har vært at slike aktiviteter bør så langt som mulig bringes innenfor markedssystemet virkeområde slik at virkningene kan internaliseres og nytte- kostnad virkningene kan bli vurdert i henhold til økonomiske prinsipper. Politikere, lovgivere, interessegrupper og allmennheten for øvrig har imidlertid hatt en tilbøyelighet til å se på virkningene av slike aktiviteter som noe som både som er, og bør holdes utenfor markedssystemets domene¹. Noen vil også hevde at uheldige sidevirkninger av økonomisk virksomhet nødvendiggjør at myndighetene intervensjoner direkte i markedstilpasningen i form av kvantitative reguleringer.

Skepsisen til markedsmekanismens muligheter på miljøområdet skyldes trolig til dels det forhold at det nettopp er den profittmotiverte markedsatferden som i første rekke er årsak til miljøproblemene. Det kan derfor bli sett på som selvmotsigende å overlate disse problemene til markedet. Til dette er det imidlertid å si at grunnen til at markedsmekanismen ikke tar hensyn til virkninger som berører miljøforhold og fellesinteresser, er nettopp at slike virkninger ikke blir priset i markedet og internaliserte i private regnskaper og kalkyler.

Mange slags økonomisk virksomhet har virkninger for miljø og naturressurser. Det at en bestemt type virksomhet har negative miljøvirkninger, kan bety at den bør nedskaleres, men ikke nødvendigvis at den er samfunnsøkonomisk ulønnsom og av den grunn bør nedlegges. En vurdering av om virksomhet som volder miljøskader er ønskelig og skjer i riktig omfang, forutsetter at verdien av de miljøressurser som forringes eller går tapt, kan måles og verdsettes og veies opp mot den nytteverdien som virksomheten for øvrig skaper for samfunnet. Dette krever kjennskap til sammenhengen mellom den aktiviteten som drives, og de miljøskader som forvoldes. Dette blir ofte kalt skadefunksjonen. Videre må de personer eller interesser som lider overlast eller tap identifiseres, og de miljøforringelser som de er utsatt for verdsettes i pengemessige størrelser. Dette innebærer at den økonomiske tilnærmingen til miljøproblemene er konsekvensorientert ved at miljøkostnadene avhenger av hvor mange som blir berørt og hvordan disse verdsetter miljøforringelsen. Men for noen vil miljø- og

¹ Jf skepsisen mot å kunne kjøpe seg fri fra utslippstak ved handel i utslippskvoter.

naturinngrep ha moralske og etiske overtoner slik at virkningene ikke lar seg beregne ved en enkel summering av gevinster og tap for dem som blir berørt.² Så lenge slike virkninger ikke er knyttet til enkeltindividers vurderinger, er det klart at de heller ikke kan fanges opp av prisene i markedet.

Verdsetting av tiltak som tar sikte på å forbedre miljøsituasjonen, reiser i prinsippet de samme problemstillinger som evaluering av kostnader knyttet til degradering av miljøkvalitet. Mens markedsaktiviteter som fører til negative miljøkonsekvenser reduserer kvaliteten til fellesgoder og fellesressurser, vil aktiviteter med positive miljøkonsekvenser føre til en kvalitetsøkning. Verdsettingsproblemene blir derfor prinsipielt sett nokså likeartede.

Miljøskader og –inngrep kan ofte repareres eller reduseres ved ulike renovasjonsaktiviteter som for eksempel rensing og rydding. Dette reiser to problemstillinger. For det første kan vi finne en økonomisk optimal miljøtilstand ut fra en avveining mellom den økonomiske verdien av et bedret miljø og kostnadene ved miljøforbedringer. Om miljøproblemet skyldes forurensende utslipp til vann, kan vi si at utslippsnivået er optimalt dersom den økonomiske verdsettingen av forbedret vannkvalitet på marginen er lik kostnadene ved ytterligere rensing. Bestemmelse av et optimalt utslippsnivå er en vanlig problemstilling i nytte-kostnad analyser. En mer begrenset problemstilling er å finne hvordan en gitt miljøstandard kan realiseres med minst mulig kostnad. Slike problemstillinger analyseres ved hjelp av kostnad-effektivitet analyser. Her kreves det bare kjennskap til kostnadsforløpet ved alternative rensemetoder for de ulike utslippskildene. En økonomisk optimal miljøpolitikk fordrer kjennskap både til den økonomiske verdsetting av miljøgoder så vel som til kostnadsminimerende rensemetoder og kostnadene forbundet med kostnadseffektiv rensing.

Følgende kan tjene som en illustrasjon på forskjellen mellom nytte-kostnad og kostnads-effektivitet analyser. Den såkalte Mjøsa-aksjonen på begynnelsen av 1980-tallet gikk ut på å redusere de samlede utslipp av fosfor i Mjøsa med et på forhånd fastlagt måltall. En hadde i den sammenheng identifisert de viktigste utslippskildene som industri, arealavrenning fra jordbruk, kloakk, fosfatholdige vaskemidler, etc., og estimert marginalkostnadene ved å redusere fosforutslippet

² Følgende sitat fra Schelling illustrerer dette synspunktet klart: "That there is no one to speak for a particular endangered species or for the Earth itself does not, for some people, imply that because nobody has a stake in the matter, there is no matter.An offense may be unpardonable independent of its consequences". T. Schelling, (ed), *Incentives for Environmental Protection*, MIT Press, 1983.

ved de ulike kildene. En kostnadsoptimal realisering av dette måltallet er da gitt ved at de marginale kostnadene for utslippsreduksjon må være like for alle utslippskilder. En slik kostnadseffektiv politikk for utslippsreduksjon kan beregnes uten kjennskap til hva renere vann i Mjøsa måtte være verdt. Men for å vurdere om dette måltallet var riktig satt, må verdsetting av renere vann for alle berørte grupper trekkes inn i en mer omfattende nytte-kostnad analyse slik at gevinsten ved renere vann blir avveid mot kostnaden ved ytterligere utslippsreduksjon.

2. Forvaltning av miljøressurser: Markeder eller sentral styring

I prinsippet kunne en tenke seg at med perfekt informasjon kan en finne frem til en effektiv ressursdisponering gjennom sentralplanlegging basert på løsning av en stor optimeringsmodell for en bransje eller for økonomien som helhet. Dette ville kreve at planleggingsinstansen hadde full informasjon om forbrukerpreferanser, teknologimuligheter og ressurstilgang. Når det gjelder miljøområdet, måtte planleggeren kjenne til innbyggernes vurdering av miljøgoder og aktuelle rensemetoder og kostnadene ved rensing.

Markedsmekanismen er på den annen side et fullt ut desentralisert økonomisk system. Med det menes en økonomisk organisering der alle forbruksbeslutninger delegeres til de enkelte forbrukere og produksjonsbeslutningene delegeres til bedriftene. Prissystemet blir da den koordinerende faktor som avstemmer enkeltaktørens beslutninger i det enkelte marked og også mellom markeder. Når det gjelder spesielt forurensende utslipp, kan myndighetene stipulere en pris som må betales pr enhet utslipp, og så overlate til bedriftene hvor mye de vil rense og hvor mye de vil slippe ut. Profittmotivet ville da sikre at bedriftene finner frem til kostnadseffektive renseteknologier.

Fordelen med desentralisering er at økonomiske beslutninger delegeres til de aktører som har den informasjon som trengs for å kunne treffe de riktige beslutningene. Utfordringen er å utforme insentivene slik at mikroaktørene bruker informasjonen på en slik måte at det blir sammenfall mellom det som er optimalt for den enkelte, og det som er optimalt for næringen eller for hele samfunnet. Ved kvotebelagte utslipp kan den enkelte bedrift for eksempel finne det optimalt å overdrive sine renskostnader for å kunne oppnå en fordel i tildelingen av utslippskvoter. Bedriften kan for eksempel kjøpe et større kvantum av kvoter enn det som er optimalt på kort sikt, for å signalisere høye renskostnader i håp om at den blir ekstra tilgodesett ved en omfordeling av kvotene i fremtiden. Innenfor

slike scenarier er det mulig at et sentralt administrert kvotesystem kan være mer effektivt enn et system med omsettelige kvoter³.

³ Se B. Harstad og G. K Eskeland, ”Trading for the future: Signaling in permit markets”. CMS-EMS Discussion Paper 1429, July 2008

3. Eierrettigheter og markeder

Markedssystemet trenger en institusjonell overbygning for å kunne fungere. En markedstransaksjon består i at selger overdrar eiendoms- eller bruksretten til et gode mot et økonomisk vederlag gitt ved prisen. Men dette forutsetter at selgeren har rettsbeskyttet eksklusiv eiendomsrett til godet, slik at kjøperen ikke kan skaffe seg nettopp dette godet uten å måtte betale markedsprisen. Rettsbeskyttede eksklusive eierrettigheter er derfor nødvendig for at markedssystemet skal kunne fungere. Når kjøperens betalingsvillighet uttrykkes i penger, impliserer markedssystemet at markedsprisen reflekterer godets nytteverdi for kjøperen slik at den kommer til syne som selgerens inntekt. Hvis en derimot kunne skaffe seg dette godet uten å yte noe økonomisk vederlag, ville ikke brukernes nyttevurderinger bli fanget opp av prissystemet og reflektert i privatøkonomisk lønnsomhet.

Mange miljøgoder og naturressurser er fellesgoder i den forstand at ingen har eksklusiv eiendomsrett til disse. Det innebærer at det ikke er noen eiergruppe som kan innkassere betaling for forbruk av slike goder ettersom manglende eksklusiv eiendomsrett vanskeliggjør organisering av et marked for kjøp og salg. Det gjelder for eksempel for ren luft og rent vann og for fiskeressurser i internasjonale farvann. Ettersom alle kan forbruke eller forringe kvaliteten av disse knappe fellesressursene fritt, fører dette til overforbruk. Det er ingen overordnet instans som avveier nytten av slikt overforbruk mot kostnadene for fellesskapet. Dette er kjerneproblemet når det gjelder forvaltningen av slike fellesressurser i en markedsøkonomi.

4. Eksterne virkninger og manglende markeder

Eksterne virkninger foreligger når det i en aktørs objektfunksjon (nytte- eller kostnads-funksjon) inngår størrelser som påvirkes direkte eller indirekte av andre aktørers beslutninger og hvor denne påvirkningen går utenom markedssystemet. Et vanlig eksempel på dette er forbruk av fellesressurser i form av miljøgoder. Den enkelte forbruker kan ikke fritt bestemme omfanget av de miljøgodene som en har nytte av. De blir i varierende grad påvirket eller bestemt av andre aktørers atferd. La oss anta at en bor i et støyfullt område og er interessert i å skaffe seg et mindre støyende nærmiljø. Det fins imidlertid ikke noe eget marked der en kan kjøpe seg mindre støy per se. For å redusere støyen kan en være nødt for å kjøpe seg en ny bolig i et mindre støyfullt miljø. Miljøgodet er her buntet sammen med det private godet boligeiendom. Dette kan ses på som en begrensning ved markedssystemet. De som bedriver støyende virksomhet, vil ofte gjøre det uten tanke for den ulempe andre påføres, slik at disse andre må ta støyen som en gitt negativ miljøfaktor bestemt av forhold utenfor den enkeltes kontroll. Dersom noen ønsker mindre støyende omgivelser, vil de måtte ta flytting til et mindre støyfullt lokalmiljø. Dette er en 0-1 beslutning der en må velge mellom ulike gitte vektorer av relevante bostedskarakteristika. Dersom en velger lokalisering i mer fredelige omgivelser, vil en ofte måtte ta lengre vei til skole og andre offentlige tjenester med på kjøpet. Denne ekstrakostnaden er en eksternt generert kostnad som kan tilbakeføres til den eksterne støykilden som initierte flyttingen.

Det kan være mange slags aktiviteter som leder til degradering av miljøgoder og andre typer fellesgoder. Et viktig eksempel er aktiviteter som medfører forurensninger til luft som kan sees på som en kvalitetsmessig forringelse av fellesgodet ren luft. Kostnadene materialiserer seg ved at andre påføres en ulempe, for eksempel i form av helseskader, økt korrosjon av stålkonstruksjoner, etc. I de fleste tilfeller må den pengemessige vurderingen av disse kostnadene anslås separat. I noen tilfelle, for eksempel når det gjelder forringelse av bomiljø, vil disse kostnadene i noen grad reflekteres i eiendomsverdiene.

Atferd som leder til trengsel og kødannelser kan likeledes betraktes som forbruk av det knappe fellesgodet "plass". Kostnadene ved dette kan bl.a. være økte reisetider og kostnader for andre trafikanter i tilfellet med redusert fremkommelig på grunn

av økt bilbruk. Andre negative virkninger av opphopning kan være dårligere rekreasjonsmuligheter i rekreasjonsområder, mindre glede av å på muséer og utstillinger, etc.

5. Former for eksterne virkninger

Eksterne virkninger i forbindelse med miljøproblemer er vanligvis negative. De viktigste negative miljøvirkningene kan klassifiseres i

- i.* Forurensende utslipp
- ii.* Opphopnings- og trengselsproblemer
- iii.* Forbruk av fellesressurser.

5.1 Forurensende utslipp.

Med forurensende utslipp menes utslipp av spillprodukter eller dumping av avfall i mengder som overstiger resipientens⁴ frie renovasjonskapasitet. Eksemplene omfatter utslipp av CO₂, fosforholdige utslipp til vann, luftforurensning ved avgassing av biler, bråk i støyfritt miljø og kasting av søppel på offentlig sted. Forurensende utslipp kan ha ulike typer virkninger:

- Forurensninger som skyldes løpende utslipp eller gjennomstrømning av spillprodukter. Her vil forurensningsnivået på et gitt tidspunkt være uavhengig av tidligere utslipp. Et godt eksempel er støy. Når støykilden opphører, forsvinner også støyvirkningen.
- Forurensninger som skyldes opphopning av tidligere utslipp. Det mest aktuelle eksemplet her er utslipp av CO₂ til atmosfæren. Et annet eksempel er utslipp av fosfor til vann. I disse tilfellene kan utslippene ha virkninger langt frem i tid, og betydningen av en gitt utslippsmengde avhenger av mengden av tidligere utslipp.
- I noen tilfeller kan lokaliseringen av utslippskilden være av betydning. Det kan for eksempel gjelde for utslipp til et vassdrag der effekten av utslipp vil være avhengig av gjennomstrømningshastigheten på utslippsstedet.

Anslag for de samfunnsøkonomiske kostnadene forårsaket av forurensende utslipp avhenger av to forhold. For det første avhenger det av den eksakte sammenhengen mellom det aktuelle utslipp og tilstanden eller miljøet vedrørende den resipienten som utslippene skjer i. For det andre avhenger det av hvor mange som er - eller

⁴ Med resipient menes her mottakere av spillprodukter i naturen

blir - berørt av miljøforringelsen og deres betalingsvillighet for å unngå en forverret tilstand eller redusert miljøkvalitet.

Det første punktet avhenger i det alt vesentlige av naturgitte forhold. Det andre punktet avhenger både av folks atferd og av deres preferanser. Det gjelder ikke bare dem som benytter vassdraget, men også av alle potensielle brukere som ikke har tatt vassdraget i bruk på grunn av den miljøforringelsen som forurensningen representerer. Tilvarende vil kostnadene også omfatte nyttetapet for dem som flytter på grunn av forurensningen.

5.2 Opphopning og trengselsvirkninger.

Mange goder er slik at en persons forbruk ikke påvirker andre personers muligheter til å benytte samme gode. Det er en egenskap som ofte forbindes med fellesgoder. Siden den enkeltes forbruk ikke kan identifiseres, eller er vanskelig å forhindre, må forbruket skje kollektivt. Stordriftsfordeler på konsumsiden tilsier at fri adgang for alle er mest lønnsomt for samfunnet. Lærebokseksemplet på slike goder er, som nevnt tidligere, fyrtårn og oppmerkede seilingsleder. Det ville by på store kostnader å forhindre at sjøverts trafikk drar fordel av disse navigasjonshjelpemidlene når de først er der. Det ville heller ikke være hensiktsmessig sett fra en samfunnsøkonomisk synsvinkel da kostnadene ved å drive denne fasiliteten er uavhengig av antallet brukere. Mange miljøgoder har karakter av slike fellesgoder. Det kan for eksempel være en spesiell arkitektonisk utforming av en bygning på et offentlig sted, en park eller et vernet naturområde.

For noen goder er det imidlertid antallet samtidige brukere som bestemmer om det kan anses som et rent fellesgode som fra et effektivitetssynspunkt den enkelte bør få fri adgang til, eller ikke. Så lenge det er god plass på veien, vil ikke en ytterligere bilist påvirke andre bilisters mulighet for å bruke den samme veien. Men dersom antall bilister blir stort nok, vil enda en bilist ved sitt bidrag til kø og redusert fremkommelighet forringe andre samtidige trafikkanter nytte av å bruke veien. Tilsvarende betraktninger kan vi gjøre for parker og naturområder. Om vi holder oss til veieksemplet, vil den enkelte bilist ikke ta hensyn til at dens bilbruk fører til forlenget reisetid og kostnader for andre trafikkanter. De samfunnsøkonomiske kostnadene ved bruk av egen bil vil derfor bli undervurdert i tider med trengsel og kø på veien. Uregulert bruk fører dermed til overforbruk. Tiltak for å skape sammenfall mellom private og samfunnsmessige kostnader må imidlertid differensieres etter den aktuelle tilstanden på veien. I så måte er denne problemstillingen analog med tilfellet med forurensende utslipp der det er bidraget

til de akkumulerte utslipp som er avgjørende for skadene og kostnadene ved forurensning.

Et beslektet problem oppstår i disponeringen av goder som forefinnes i gitte kvanta men der den enkeltes bruk ikke medfører kostnader eller ulempe for andre så lenge den samlede bruken er mindre enn det som totalt er tilgjengelig. Så lenge etterspørselen er lavere enn tilbudet ved null pris, er dette i realiteten et fellesgode. Et eksempel på dette er en parkeringsplass. Så lenge det er parkeringsplasser til alle, vil ikke den enes bruk fortrenge andres muligheter for å parkere. Dersom etterspørselen overstiger den gitte tilgangen, vil hver enkelt parkering gå på bekostning av andre potensielle brukeres parkeringsmulighet.

5.3. Allmenningsproblemet.

Fellesressurser er knappe ressurser som eies av innbyggerne i fellesskap og som, i mangel på eksklusjonsmuligheter, alle har fri adgang til. Klassiske eksempler på dette er allmenninger som felles beiteland og fiskeressurser i internasjonale farvann. Når fellesressursene er knappe, vil den enkeltes bruk redusere den nytte som andre får av den samme ressursen. Optimal bruk betinger at den enkelte bruker blir stilt overfor en pris som reflekterer det nyttetap eller kostnad som bruken påfører andre. Gratis bruk fører derfor til overforbruk som i noen tilfeller kan true ressursens eksistens. Dette går under betegnelsen allmenningsproblemet eller allmenningens tragedie. Tragedien består i at når alle brukere av ressursen handler til sitt eget beste, vil det kunne ødelegge ressursen og dermed også til sist skade dem selv. Dersom allmenningen er beiteland, kan overbeite føre til at allmenningen ikke kan brukes til beite i det hele tatt. Kostnaden ved dette bæres av alle brukere i fellesskap. Allmenningsproblemet kan bare løses ved kollektive løsninger der alle brukere samordner sin bruk av ressursen. Problemet med ukoordinert bruk er at alle potensielle brukere vil bruke ressursen så lenge som det gir positiv netto nytte for den enkelte. I likevekt vil da ressursen utnyttes inntil den gir null nytte ikke bare for den enkelte, men også for alle andre brukere. Lærebokseksemplet på allmenningsproblemet er felles beiteland. Fri tilgang til beiteland fører til overbeite ved at det blir brukt så lenge kvegeierne ser seg tjent med det. Når ingen ser seg tjent med å bruke det lenger, er det ikke til nytte for noen.

Allmenningsproblemet illustrerer mange ressursproblemer både lokalt og globalt. Aktuelle eksempler er vannmangel, overfiske på fiskebestander i internasjonale farvann og global oppvarming der individuelt rasjonelle beslutninger fører til

konsekvenser som kan ha ødeleggende konsekvenser for verdensklimate som kan betraktes som en internasjonal fellesressurs. Forurensninger kan også betraktes som eksempler på allmenningsproblemet. Skadelige utslipp til luft, vann eller jord fører til en kvalitetsmessig forringelse av livsviktige fellesressurser. Det underliggende insentivproblemet er det samme. Enhver forurener får en økonomisk fordel av utslippet for eksempel i form av lave kostnader for å bli kvitt avfall. Ulempene fordeles over alle berørte aktører, og selv om virkningene for hver enkelt kan være moderate, kan summen av skadevirkningene være betydelig.

Det underliggende grunnproblemet bak allmenningsproblemet er mangel på eksklusive og håndhevbare eierrettigheter til fellesressursen og derigjennom mulighet for å håndheve adgangsbegrensning. For eksemplets skyld kan vi tenke oss at det er en fabrikk som foretar forurensende utslipp til et vassdrag som også benyttes av hytteeiere nedstrøms til rekreasjonsformål. Fabrikken sparer penger på å slippe ut sine avfallsstoffer urensset ut i vassdraget mens hytteeierne blir påført et nyttetap. For enkelhets skyld kan vi tenke oss at det er bare disse to gruppene som har interesser i vassdraget. Om vi gjør det tankeeksperimentet at fabrikken får eksklusiv eiendomsrett til vassdraget, kan den undersøke hvor mye hytteeierne er villige til å betale for å få fabrikken til å redusere eller eventuelt bringe utslippene til opphør. Dersom denne samlede betalingsvilligheten er høyere enn den kostnaden som fabrikken pådrar seg ved rensing, vil det lønne seg for fabrikken å innkassere denne betalingsvilligheten og rense sine utslipp. Dette vil også være den optimale beslutningen fra samfunnets synspunkt, det vil si når alle "stakeholders" interesser ses under ett. I motsatt fall vil den samfunnsøkonomiske kostnaden ved rensing være høyere enn den totale nytten. Omvendt kunne vi tenke oss at det var hytteeierne som ble tilkjent eiendomsretten til vassdraget. De ville da kunne organisere seg og kreve en kompensasjon for det nyttetapet de lider på grunn av fabrikkens utslipp. Dersom fabrikken går med på å betale kompensasjon i stedet for å rense, betyr det at rensenkostnadene er høyere enn de skadelidtes tap, slik at begge parter tjener på avtalen. I så fall vil fortsatte utslipp være den optimale situasjonen.

Vi ser at uansett hvem av partene som eier vassdraget, så vil de, om det er mulig, kunne forhandle seg frem til en løsning som begge parter vinner på. En optimal løsning vil ha den egenskapen at det ikke fins andre løsninger som en av partene vinner på uten at den andre parten taper. Slike løsninger blir kalt for Pareto optimale løsninger, og i begge eksemplene ovenfor forhandlet partene seg fram til

en Pareto optimal løsning⁵. Det kan være flere såkalt Pareto optimale løsninger. Forhandlingsløsningen vil da kunne avhenge av hvem som har eierrettigheten i utgangspunktet. Om eierrettigheten er på bedriftens hånd, kan den foreslå en løsning i mengden av Pareto effektive løsninger som er best for bedriften, og vise versa om eierrettigheten til vassdraget er på grunneiernes hender. Forhandlingsløsninger krever i dette tilfellet at hytteeierne organiserer seg og finner fram til samlet betalingsvillighet for renere vann. Om det ikke er altfor mange, burde de administrative kostnadene i den sammenheng være overkommelige. Men er det mange med heterogene interesser på den siden som påføres skade, kan det bli vanskeligere å koordinere interessene. Dette vil vanskeliggjøre forhandlingsprosessen mot en Pareto optimal løsning.

Om vi tenker oss at bedriften i utgangspunktet hadde fått eierrettighet både til vassdraget og det omliggende tomteland, ville en profittmaksimerende bedrift i sin egen interesse finne fram til den Pareto optimale løsningen. Om markedsverdien av vassdragets rekreasjonstjenester var høyere enn kostnadene ved full rensning, ville bedriften tjene på å eliminere sine utslipp, og vise versa. Verdien av rekreasjonstjenestene kan i dette tilfellet innkasseres ved salg av adgang til bruk av vassdraget (for eksempel fiskekort) og ved salg av tilstøtende tomteland. I dette tilfellet ville de eksterne kostnadene ved utslipp blir fullt ut internalisert på bedriftens hånd.

Vi ser av eksemplet at eksterne virkninger som følge av kvalitativ degradering av naturressurser henger sammen med eierrettighetene til slike ressurser. En nødvendig forutsetning for at markeder med profittbaserte aktører skal finne fram til samfunnsøkonomisk effektive løsninger, krever eksklusive og håndhevbare rettigheter til slike ressurser slik at en unngår problemer av typen allmenningens tragedie.

⁵ For en grundigere diskusjon av slike problemstillinger se R. Coase, (1960), "The problem of social cost", *Journal of Law and Economics*.

6. Nasjonale vs. globale miljøvirkninger

Mange typer miljøvirkninger fører til eksterne virkninger over landegrensene. Det gjelder for eksempel sur nedbør som i perioder er blitt transportert med luftstrømmer fra England til Norge og ført til forsuring av norske vassdrag og ved dette forringede vekstvilkår for ferskvannsfisk. Andre eksempler er nasjonale bidrag til ozonnedbrytende stoffer i atmosfæren som fører til globale skader på helse og økosystemer, og utslipp av drivhusgasser med derav følgende virkninger for verdensklimate. Problemet med grenseoverskridende negative miljøvirkninger er at de som vil ha fordeler av forurensningsbegrensende tiltak og de som bærer kostnadene, vil være lokalisert i forskjellige land og dermed ikke underlagt samme nasjonale jurisdiksjon.

Både ozonlaget og klimaet mer allment er globale fellesressurser som har karakter av globale allmenninger av stor betydning for helse og materielle levevilkår. Uregulerte nasjonale utslipp som fører til kvalitativ degradering, kan lede til en global allmenningstragedie. Om vi tar eksemplet med drivhusgasser, så vil alle tiltak med sikte på å begrense klimaeffekten ha karakter av tilbud av et globalt fellesgode. Dette innebærer et gratispassasjerproblem ved at alle – også de som ikke gjør noe som helst - har samme fordel av den innsats som blir gjort for å redusere utslippet av klimagasser. Gratispassasjer-problemet fører ikke bare til at det samlede utslippsnivået blir for høyt, men virker også hemmende på forskning og utvikling med sikte på å utvikle teknologier med lavere karbonutslipp. Gratispassasjerproblemet virker også negativt på insentivene for enkeltnasjoner til å gå inn i internasjonale forpliktende avtaler med sikte på utslippsreduksjoner. Og til forskjell fra ressurser som kanaliseres gjennom markeder, vil en ikke få signaler om økende ”knapphet” på et stabilt og gunstig klima gjennom stigende markedspriser.

De negative effektene fra drivhusgassene fører til eksternaliteter både i tid og rom. Det romlige aspektet understrekes av at landene med de største utslipp har det største potensialet for utslippsreduksjon, men bærer ikke kostnadene for manglende tiltak i samme grad som for eksempel mange utviklingsland som gjennomgående har små utslipp. Eksternaliteten over tid består i at kostnadene ved utslippsreduksjoner bæres av den nåværende generasjonen, mens størstedelen av gevinstene tilkommer fremtidige generasjoner. De romlige og temporale aspektene

av gratispassasjerproblemet gjør det ekstra vanskelig å løse disse problemene gjennom kollektive tiltak.

Det er vanskelig å løse grenseoverskridende problemer med ensidige, nasjonale virkemidler. Her vil det kreves organer med overnasjonal myndighet; dels for å finne frem til globalt sett kostnadseffektive løsninger, og dels til en fordeling av kostnadene på en slik måte at alle vinner på globalt sett effektive løsninger. Generelt er det to typer tiltak som kan være aktuelle. Det ene er administrative løsninger der det enkelte land blir underlagt kvantitative restriksjoner i form av spesifikke utslippsstandarder eller utslippstak. Dette vil være forurensningskontroll ved påbud og forbud. Svakheten ved en slik sentralisert løsning er at det er vanskelig å realisere en globalt sett kostnadseffektiv utslippskontroll. Videre vil det være små insentiver til å investere i ”renere” produksjonsteknologier. Alternativet til kvantitativ kontroll er innføring av mer markedsbaserte løsninger for forurensningskontroll⁶.

⁶ Vi kommer tilbake til disse problemstillingene i et senere notat.

7. Økonomisk verdsetting av miljøgoder

7.1 Ulike verdibegreper

I de fleste tilfeller har miljøgoder karakter av rene fellesgoder. I den utstrekning alle har fri tilgang til fellesgoder, blir benyttelsen av slike goder å anse som kollektivt konsum. Den samfunnsøkonomiske verdien av fellesgoder blir dermed summen av alle potensielle brukeres verdsetting. Målt i penger blir den enkeltes verdsetting lik betalingsvilligheten for godet. Det er imidlertid ikke noe marked der denne betalingsvilligheten kan observeres, eller komme til uttrykk.

Det kan skilles mellom ulike verdibegreper for miljøgoder. Det er i den sammenheng vanlig å skille mellom bruksverdi, iboende verdi og eksistensverdi (realopsjonsverdi).⁷ En bussrute med fast tidtabell har både en bruksverdi og en eksistensverdi. Bruksverdien er åpenbar for den som benytter bussen. Men selv for dem som benytter privatbil, kan bussruten ha en eksistensverdi. Dersom bilen ikke vil starte eller er på verksted, innebærer eksistensen av bussalternativet at ulempen eller kostnaden ved at det primære transportalternativet faller bort, blir mindre. Det er med andre ord usikkerheten om fremtidig behov og etterspørsel som driver eksistensverdien. Det underliggende godet for eksistensverdien er et fellesgode ved at det er en transportmulighet som er åpen for alle, uansett om de har betalt for å holde denne muligheten åpen, eller ikke. Når en tar denne muligheten i bruk, må en selvsagt betale for bruken. Tilsvarende kan eksistensen av rekreasjonsgoder som fornøyles- eller nasjonalparker ha en eksistensverdi også for dem som i dag ikke har planer om å benytte seg av rekreasjonsmulighetene. Det kan likevel være en mulighet for at de vil kunne få bruk for disse fasilitetene i fremtiden på grunn av at de kan få andre preferanser, for eksempel på grunn av endret familiesituasjon. De kan derfor være villige til å betale for å holde muligheten åpen.⁸ Dette er en

⁷ Se A.M. Freeman III: *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Resources for The Future. Washington: 1993.

⁸ Se for eksempel B. A. Weisbrod, "Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods". *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 74 (1964), 471.77.

form for opsjonsverdi som skyldes usikkerhet om fremtidige behov på etterspørselssiden kombinert med risikoaversjon⁹.

Iboende verdi betyr at godet har verdi i seg selv uansett om en noen gang kommer til å bruke det. Man kan for eksempel være villig til å betale for at det skal eksistere blåhvaler selv om man aldri selv kommer til å oppleve og se en blåhval. Iboende verdi kan være altruistisk motivert ved at man ønsker at andre enn en selv, for eksempel ens etterkommere, skal ha mulighet til å observere dette spektakulære synet. Regnskogen i Amazonas kan ha en slik iboende verdi for noen helt uavhengig av at den også kan bidra til å redusere klimavirkningene fra det globale utslippet av CO₂.

Når det gjelder underliggende faktorer som ligger til grunn for realopsjonsverdien, er den viktigste at mange miljøinngrep er irreversible, eller at det kan koste mye å komme tilbake til utgangssituasjonen, om det skulle være ønskelig. Når et vassdrag blir bygget ut for kraftproduksjon eller en dyreart blir utryddet, innebærer det samtidig at en valgmulighet blir lukket. Dette representerer en kostnad på grunn av at opsjonen på å bruke miljøressursen også til andre formål blir lukket. Det innebærer at selv om forventet verdi av å benytte ressursen til et bestemt formål er større enn kostnaden, så er det ikke nødvendigvis lønnsomt. Forventet netto gevinst må minst være lik stor som verdien av opsjonen som går tapt, om det skal være lønnsomt¹⁰.

7.2 Måling av betalingsvillighet for miljøgoder.

På grunn av fellesgodeaspektet kan ikke betalingsvilligheten for miljøgoder utledes fra data for kjøps- og salgstransaksjoner i markedene for private goder. Slik informasjon må derfor innhentes på andre måter. Generelt sett er det to måter å gjøre det på. Den ene, som vi kan kalle den direkte metoden, er å anslå betalingsvilligheten ved intervjuundersøkelser blant potensielle brukere. Den andre er å basere anslag på avslørt betalingsvillighet ut fra observasjoner av faktisk atferd. Dette kan vi kalle for den indirekte metoden.

⁹ C.J. Chiccetti og A. Freeman III, "Option Demand and Consumer Surplus: Further Comment", *Quarterly Journal of Economics*, Vol. 85 (1971), 528-39

¹⁰ For en nærmere diskusjon av dette se K.J. Arrow og A.C. Fisher, "Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility", *Quarterly Journal of Economics*, Vol 88, (1974) 312-319.

Direkte verdsetting: Betinget verdsetting.

Betinget verdsetting er basert på intervjuing av potensielle brukere. Betinget verdsetting er ofte brukt i nytte-kostnad analyser vedrørende verdsetting av miljøgoder. Metoden går ut på å presentere respondenten for et bestemt scenario der godet inngår, og så be om at intervjuobjektet tilkjenner sin verdsetting i form av en betalingsvillighet under nærmere angitte omstendigheter. Metoden ble særlig aktualisert i kjølvannet av Exxon Valdez ulykken i 1989 da en oljetanker havarerte i Prince William Sound i Alaska med et betydelig oljeutslipp som forårsaket en alvorlig forurensning av uberørte naturområder. Det amerikanske forurensningstilsynet EPA organiserte en ekspertgruppe for å utarbeide retningslinjer for å gi kvantitative anslag for de samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til kvalitativ degradering av uberørte naturherligheter. Tilrådingene fra denne ekspertgruppen har fått stor betydning for etablert praksis på dette området.

Selv om betinget verdsetting er den mest vanlige metoden for verdsetting av fellesgoder som benyttes i praksis, er det likevel mange prinsipielle innvendinger mot selve metoden og måten den blir praktisert på.¹¹ Tilhengere av metoden vil likevel peke på at å sette en omtrentlig verdi på kostnader knyttet til naturinngrep og naturødeleggelse er bedre enn å neglisjere slike kostnader, da eksplisitte anslag gjør at kostnadene blir synliggjort i samfunnsøkonomiske lønnsomhetsanalyser. Tilsvarende gjelder for tiltak som bidrar til økt tilgang på fellesgoder, for eksempel i form av forbedret naturmiljø.

Et viktig poeng er at det kan gjøre stor forskjell om det spørres etter betalingsvilligheten for å unngå skaden av en negativ miljøpåvirkning, (BV), eller om det spørres etter akseptvilligheten (AV) i form av nødvendig økonomisk kompensasjon for å bli holdt skadesløs.^{12 13} Forskjellen mellom disse to

¹¹ Se for eksempel diskusjonen i P.A. Diamond og J.A. Hausman, "Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number?" *Journal of Economic Perspectives*, Vol 8, (1994), 45-64.

¹² Se f.eks. P.-O. Johansson, *Cost-Benefit Analysis of Environment Change*, Cambridge University Press, 1993.

¹³ Dette svarer til forskjellen mellom ekvivalent og kompenserende variasjon når det gjelder markedsgoder der BV er å forstå som ekvivalent variasjon og AV er kompenserende variasjon. Se TH. A. Weber, "An Exact Relation between Willingness to Pay and Willingness to Accept". *Economic Letters*, 80 (3), (2003), 311-15. Ekvivalent og kompenserende variasjon er sentrale velferds mål utviklet av den kjente engelske økonomen J. Hicks. Se J. Hicks, *Value and Capital*, Clarendon Press, Oxford UK, 1939.

velferdsmålene skyldes ulike inntektsvirkninger ved at sammenligningsgrunnlaget representerer forskjellige velferdsnivåer.

Et enkelt eksempel vil vise dette. Anta at et individ har inntekt y , og står overfor prisene p for et markedsgode¹⁴ og har tilgang til miljøgodet z der z kan tolkes som en kvalitetsindeks på miljøet som påvirker individets tilpasning og nytte. Individets maksimalt oppnåelige nytte vil her være en funksjon av de eksogene parametrene gitt ved vareprisen for markedsgodet, inntekten (som er antatt eksogen her), og kvaliteten på miljøgodet. Denne sammenhengen antas gitt ved

$$V^* = V(p, y, z)$$

med partielt deriverte $V_p < 0$, $V_y > 0$ og $V_z > 0$.

Vi antar at kvaliteten på miljøgodet forverres og at kvalitetsindeksen reduseres fra z_0 til z_1 . Betalingsvilligheten, BV, er det individet maksimalt vil betale for å unngå kvalitetsforringelsen. Den vil her være gitt ved

$$V(p, y - BV, z_0) = V(p, y, z_1)$$

Vi ser at sammenligningsgrunnlaget for betalingsvilligheten i (i) er velferdsnivået etter kvalitetsdegraderingen på miljøgodet til z_1 .

Akseptvilligheten er gitt ved relasjonen

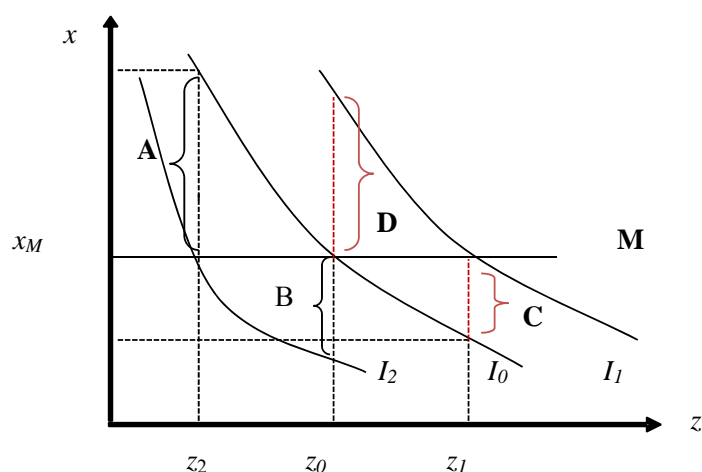
$$V(p, y + AV, z_1) = V(p, y, z_0)$$

Her ser vi at sammenligningsgrunnlaget er gitt ved velferdsnivået før degraderingen. Forskjellen mellom BV og AV er at de måles ved ulikt realinntektsnivå (som er uttrykt ved velferdsnivået her)¹⁵.

Forholdet mellom de to velferdsmålene for endret tilbud av fellesgoder generelt, og miljøgoder spesielt, er illustrert i nedenstående figurer.

¹⁴ Med flere markedsgoder må p her tolkes som en vektor av varepriser

¹⁵ Ved en kvalitetsforbedring vil forskjellen mellom BV og AV bli reversert ved at kompensierende variasjon nå vil uttrykke betalingsvilligheten mens ekvivalent variasjon vil uttrykke akseptvillighet.



Individet konsumerer her ett markedsgode i et kvantum av x og har tilgang til miljøgodet z . Budsjettlinjen for markedsgodet blir den horisontale linjen M slik at konsument av markedsgodet er x_M . Kurvene I_0, I_1, I_2 er indifferenskurver som hver for seg viser kombinasjoner mellom x og z som gir likt nyttenivå. Nyttenivået stiger i nordvestlig retning i diagrammet. I utgangspunktet har miljøgodet en kvalitetsstandard lik z_0 . I diagrammet vil klammeparentesen A vise nødvendig inntektskompensasjon (akseptvilligheten) for degradering av miljøgodet fra z_0 til z_2 , mens klammeparentesen B måler maksimal betalingsvillighet for å unngå denne degraderingen. Sagt på en litt annen måte er A det beløp (målt i enheter av markedsgodet) som en måtte ha hatt for å bli kompensert for det tapet enn lider ved forringelsen av miljøet, mens B er det en maksimalt vil betale for å forhindre det.

Om vi ser på en kvalitetsmessig oppgradering av miljøgodet, vil den røde klammeparentesen C vise maksimal betalingsvillighet for denne oppgraderingen, mens parentesen D viser det beløp en måtte ha hatt for å blir nyttemessig kompensert for manglende oppgradering.

Det er flere problemer knyttet til betinget verdsetting. For det første ser vi fra eksemplet ovenfor at svaret kan være avhengig av hvordan spørsmålet stilles. Det er forskjell på betalingsvillighet og akseptvillighet og i følge økonomisk teori skyldes differansen inntektsvirkninger. Men siden den uttrykte betalingsvilligheten i de fleste tilfeller utgjør en liten andel av respondentens budsjett, burde betalingsvilligheten være forholdsvis upåvirket av inntektsvirkningene (inntektsuelastisk). I flere empiriske studier er imidlertid forskjellene mellom BV og

AV funnet å være betydelige, noe som er vanskelig å forklare ut fra økonomisk teori.¹⁶ Generelt er spørsmål og svar betinget av et bestemt situasjon, og det er dermed fare for feilspesifikasjon av den aktuelle situasjonen. Det kan resultere i at respondenten misoppfatter spørsmålene og svarer på andre ting enn det spørres om. I stedet for å tilkjenne betalingsvilligheten for å bevare et naturområde, så kan svaret reflektere betalingsvillighet for naturvern i sin alminnelighet. Spesielt når det gjelder verdiladete problemstillinger, kan svaret også reflektere en forventning om hvordan en bør svare. Mer generelt vil respondentene ofte ha problemer mellom å skille mellom betalingsvilligheten for et enkeltstående tiltak, og den helhet som tiltaket er en del av.¹⁷

En lignende feilkilde er at uttrykt betalingsvillighet vil påvirkes av måten som problemstillingen blir presentert på. Det gjelder særlig om vinklingen er positiv eller negativ. På engelsk har denne feilkilden fått det betegnende navnet "the framing effect". Andre feilkilder kan være at de objekter som det spørres etter betalingsvilligheten for, faller utenfor respondentens erfaringsområde. Det blir i slike tilfelle vanskelig å gi konkrete svar på hypotetiske spørsmål. En ytterligere komplikasjon er at objektet ikke inngår i personens budsjettrestriksjon. For eksempel kan det derfor være vanskelig å avveie nytten av å bruke penger på å bevare truede dyrearter mot nytten av å bruke inntekten på materielle markedsgoder. En har også observert at dersom respondenten blir bedt om å verdsette flere ting, vil en ofte finne at budsjettet "brukes opp" på de første tingene som det spørres om. Uklarheter med hensyn til om og eventuelt hvordan en uttrykt betalingsvillighet skal benyttes i det aktuelle tilfellet, innbyr til strategiske svar og problemstillinger knyttet til gratispassasjerer.

Betinget verdsetting vil i prinsippet fange opp eksistensverdien knyttet til miljøgoder. Det ligger ingen selvmotsigelse i at respondenten tilkjenner en positiv betalingsvillighet selv om en ikke benytter godet eller har planer om å gjøre det i overskuelig fremtid. Men i den grad tilkjenner betalingsvillighet bygger på altruistiske motiver ved at det er noe en syns andre bør ha nytte av, kan slike svar føre til dobbelttelling av betalingsvillighet. Det kan i så fall være en systematisk feilkilde i nytte-kostnad kalkyler. Som et eksempel på dette problemet kan vi ta

¹⁶ Se Diamond og Hausman, op.cit.

¹⁷ På engelsk blir dette kalt for "embedding effects".

følgende som er hentet fra Milgrom (1993)¹⁸. Anta vi ser på et prosjekt som to personer har nytte av. Den ene har en netto nytte av prosjektet gitt ved $A = 1000 - y$ der y er det vedkommende må betale. Den andre har en egen nytte lik 500 og inkluderer i tillegg halvparten av den førstes nytte slik at vedkommendes totale nytte blir $B = 500 + 1/2A - z$, der z er det personen må betale. Anta at kostnaden for prosjektet er X , slik at $X \leq y + z$. Spørsmålet er da for hvilke verdier av total kostnaden X , og kostnadsfordelingen y og z prosjektet representerer en Pareto forbedring ved at minst en av personene får en nytteøkning uten at den andre blir verre stilt. Den første personen blir bedre stilt dersom $y < 1000$. Den andre blir bedre stilt dersom $z < 500 + 1/2 A = 500 + 1/2(1000 - y)$. Om disse tre restriksjonene kombineres, får vi

$$X \leq y + z < 500 + 1/2(1000 - y) = 1000 + 1/2 y < 1500.$$

Følgelig vil prosjektet representere en Pareto forbedring dersom $X < 1500$. Dersom denne betingelsen er oppfylt, kan prosjektet bli finansiert på en slik måte at begge vinner på det. En kan imidlertid merke seg at selv om begge hver for seg har en brutto betalingsvillighet lik 1000, ville det være feil å trekke den konklusjon at prosjektet burde gjennomføres i det tilfellet at kostnaden ligger mellom 1500 og 2000. Eksemplet viser at prosjektet er lønnsomt for begge hvis og bare hvis det tilfredsstiller nytte-kostnad kriteriet uten den altruistiske nyttekomponenten, det vil si vurdert opp mot totalnyttens gitt ved $1000 + 500 = 1500$.

I etterkant av Exxon Valdez ulykken bestilte det amerikanske National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 1993) en vurdering fra noen sentrale økonomer med henblikk på å komme fram til gode retningslinjer for bruk av betinget verdsetting ved evaluering av samfunnsøkonomiske miljøkostnader knyttet til miljøødeleggelser spesielt og fellesegoder mer generelt. De kom da opp med følgende krav for at betinget verdsetting skulle kunne anses som vederheftig.

- Velg metoder som gir lave anslag
- Det bør spørres om betalingsvillighet – ikke om kompensasjonskrav
- Det bør stilles spørsmål som kan besvares med ja eller nei.

¹⁸ P. Milgrom, "Is Sympathy an Economic value? Philosophy, Economics, and the Contingent Evaluation Method", i J. Hausman (red): *Contingent valuation: A Critical Assessment*. Elsevier Science Publication: 1993.

- Scenarioet må beskrives nøyaktig
- Intervjuobjektene bør gjøres oppmerksom på eksistensen av sammenlignbare goder
- Ved verdsetting av skadekostnader bør det være troverdig at skaden kan repareres.
- ”Vet ikke” bør være et av svaralternativene
- Det bør være oppfølgingsspørsmål
- Det bør spørres om intervjuobjektets inntekt og om dets kjennskap til det som skal verdsettes.
- Det bør minnes om at tilkjennegitt betalingsvillighet impliserer mindre penger å bruke på andre ting
- Ved verdsetting av skade bør det skilles mellom midlertidige og permanente skader
- Unngå kompliserte spørsmål. Vær sikker på at intervjuobjektet forstår problemet.

Indirekte verdsetting.

Denne tilnærmingen bygger på at etterspørselen etter private markedsgoder kan være relatert til tilgangen på visse fellesgoder, slik at etterspørsel etter, og betalingsvillighet for, markedsgoder kan gi en pekepinn om verdsettingen av de relaterte fellesgodene. Relasjonen mellom markedsgoder og fellesgoder kan skyldes både substitusjon og komplementaritet i behovet. Som eksempel på substitusjon kan vi ta drikkevann der vannkvaliteten er et fellesgode for alle som er knyttet til vannforsyningen. Om vi tenker oss at en får en kvalitetsforringelse på vannet, kan det avhjelpes ved installering av vannfiltre hos hver husstand. Vannfilter blir da et privat substitutt for det kollektive godet vannkvalitet. Samlet betalingsvillighet for vannfiltre blant abonnentene vil da være et anslag for den monetære kostnaden ved denne kvalitetsforringelsen av fellesgodet. Tilsvarende kan en tenke seg investering i private støyskjermer for å dempe virkningene av støy fra biltrafikk. Om investeringer i slike avbøtende tiltak for å redusere kostnader knyttet til forringelse av fellesgoder kommer flere til gode, vil insentivproblemet med gratispassasjerer komme inn i den grad den enkelte kan få tilgang til miljøgevinstene uten å være nødt til å betale for tiltaket.

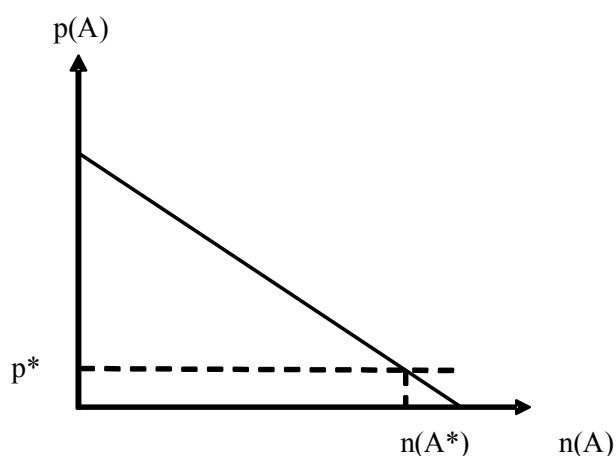
I mange tilfeller er imidlertid markedsgoder komplementære til fellesgoder. Markedets verdsetting av komplementer til det underliggende fellesgodet, vil da indirekte kunne fange opp verdsettingen av fellesgodet. Som et eksempel kan vi ta det klassiske eksemplet med et fyrårn. Det er åpenbart et eksempel på et rent fellesgode. Den enes nytte av å benytte fyrårntjenesten vil ikke forringe andres nytte av å benytte den samme tjenesten. Videre er det svært vanskelig å avskjære noen fra å benytte tjenesten når den først er operativ.

Verdien av fyrårntjenester ville likevel være begrenset om det ikke fantes sjøkart med oppmerkede seilingsleder der fyrårnet var avmerket. Sjøkart er et markedsgode som er komplementært til fyrårnets tjenester. Betalingsvilligheten for sjøkart kan dermed fange opp brukernes betalingsvillighet for fyrårn. Men et sjøkart kan også ha en "stand alone value", slik at markedets samlede betalingsvillighet for det komplementære markedsgodet må antas å være større enn for fellesgodet isolert sett. Tilsvarende kan betalingsvilligheten for et TV apparat og eventuell kanalpakke ses som et uttrykk for betalingsvilligheten til de TV-programmer som dette gir tilgang til.

Når det gjelder miljøgoder gitt ved en bestemt lokalisering, vil en normalt måtte pådra seg reise- og andre transportkostnader for å få tilgang til slike. Det gjelder for eksempel fellesgoder i form av lokale rekreasjonsområder der brukerne må pådra seg på direkte reisekostnader og tidskostnader for å kunne benytte seg av slike goder. De private kostnadene som er nødvendig for tilgang, vil da være et nedre anslag på den private verdsettingen av bruken. Om vi undersøker hvordan samlet bruk varierer med de private kostnadene som brukerne pådrar seg for å få tilgang, vil en kunne få et uttrykk for etterspørselskurven etter de fellestjenestene som rekreasjonsområdet tilbyr. Dette kalles ofte for reisekostnadsmetoden.

La oss anta at vi undersøker brukshyppigheten for et rekreasjonsområde, for eksempel et vintersportsanlegg. La oss videre anta at basert på undersøkelser har vi funnet at de som er lokalisert i en avstand A fra anlegget, har en brukshyppighet på $n(A)$ pr år, der $n'(A) < 0$, og for enkelhets skyld antar vi at brukshyppigheten er en kontinuerlig og avtakende funksjon med reiseavstand. Reisekostnaden inklusive tidskostnaden for en person med reiseavstand lik A er $p(A)$, der $p'(A) > 0$. Siden både samlet reisekostnad og reisehyppighet er kontinuerlige funksjoner av avstand, får vi også brukshyppigheten som en kontinuerlig og fallende funksjon av samlet

reisekostnad¹⁹. Dette er illustrert i nedenstående ”etterspørselskurve” som viser etterspørselen etter rekreasjonsgodet per se.



Høyden under etterspørselskurven måler betalingsvilligheten for tilgangen til miljøgodet, og hvordan den avhenger av avstanden via avstandens betydning for reisekostnaden. Vi tenker oss at den lavest mulige reisekostnaden er p^* , og ved en så lav reisekostnad vil $n(A^*)$ benytte fasiliteten. Når avstand og reisekostnad øker, reduseres det antallet som benytter fasiliteten som angitt langs den fallende etterspørselskurven. Samlet brutto nytte målt i kroner vil her være lik arealet under etterspørselskurven fra 0 til $n(A^*)$. Indirekte måter å måle nytte av miljøgoder på ved å observere faktisk bruk, fanger opp bruksverdien men ikke eksistensverdien. I så måte kan en si at den undervurderer den samlede verdi av miljøgodet.

Andre eksempler på at en kan få informasjon om individers verdsetting av lokale fellesgoder fra verdsettingen av komplementære markedsgoder, er lokale miljøfaktorerers betydning for eiendomsverdier og boligpriser. Verdien av et attraktivt bomiljø vil en vente blir reflektert i tomteverdier og boligpriser, da attraktive omgivelser vil øke nytten av boligen. Dersom to boliger er identiske i enhver forstand bortsett fra at den ene har bedre utsikt enn den andre, vil en prisforskjell mellom dem reflektere markedets verdsetting av utsikten. Dette er

¹⁹ Se M. Clawson, ”Methods for Measuring the Demand for and the Value of Outdoor Recreation”, *Reprint 10: Resources for the Future*, Washington D. C. 1959. Se også R. J. Smith, ”The Evaluation of Recreational Sites: The Clawson Method in Practice”. *Urban Studies* 1971, 8; 89, p 89 -102.

eksempler på såkalt hedoniske priser. Dersom goder med ulike karakteristika omsettes i markedet, vil en kunne utlede markedets verdsetting av de ulike karakteristika dersom det omsettes tilstrekkelig mange ulike varianter i markedet²⁰. Om noen av disse karakteristika er miljøvariable, vil en på denne måten kunne utlede markedets verdsetting av disse. Når det gjelder boligeiendom, kan noen av disse egenskapene være varierende muligheter til å kunne dra fordeler av lokale fellesgoder som støyfritt miljø, trafikkikkerhet, lett tilgang til friområder og lignende. Observerte prisforskjeller kan da gi en pekepinn om markedets implisitte verdsetting av slike lokale fellesgoder.

²⁰ Dersom markedsprisen er en lineær kombinasjon av de ulike karakteristika, trenger en strengt tatt like mange forskjellige goder som det er ulike karakteristika. Se for eksempel S. Rosen, "Hedonic Prices and Implicit Markets", *The Journal of Political Economy*, 82, 1974, pp 34-55.

8. Nytte-kostnad analyse av investeringer i miljøtiltak.

Investeringer i miljøtiltak gjelder prosjekter som normalt gir miljøgevinster langt inn i fremtiden. Metoder for samfunnsøkonomisk verdsetting av miljøgoder gir grunnlag for beregning av nyttesiden for miljøinvesteringer. Det kan for eksempel være investeringer i rensutstyr for lokale utslipp til vann og luft som vil gi bedre vann- og luftkvalitet, eller investeringer i rensutstyr for CO₂ for å redusere degradering av det globale miljø på grunn av global oppvaring og resulterende klimaendringer. Lønnsomheten av slike investeringer vil da være avhengig både av verdsettingen av miljøgevinstene, og av alternativverdien av de ressurser som miljøinvesteringen legger beslag på.

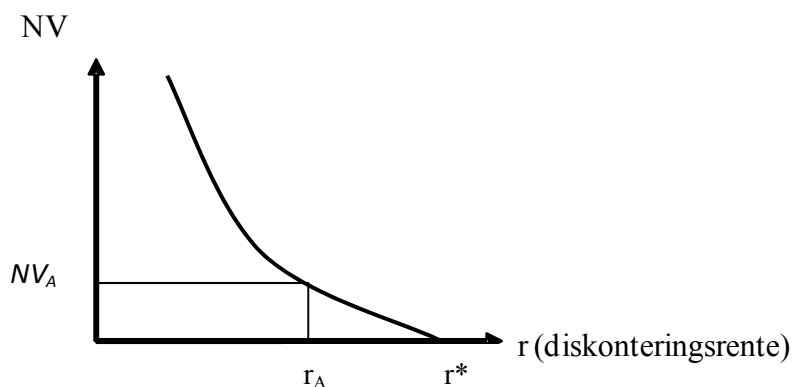
Generelt er en investering lønnsom dersom den gir en internrente (avkastning) som er minst like høy som det samfunnsøkonomiske avkastningskravet for den kapitalen som bindes i investeringen. Investeringens internrente er gitt ved den diskonteringsrenten som gir nåverdi lik null av den strøm av netto overskudd over tid som investeringen genererer. Nåverdien er definert ved den neddiskonterte verdien av fremtidige netto (samfunns)økonomiske overskudd fratrukket en eventuell initialinvestering. Som et eksempel, kan vi la initialinvesteringen være gitt ved I_0 og fremtidige netto overskudd gitt ved x_t , $t = 1, \dots, T$ (der eventuelle nødvendige delinvesteringer på tidspunkt t er trukket fra). Nåverdien av prosjektet er da gitt ved

$$NV = -I_0 + \sum_{t=1}^{t=T} \frac{x_t}{(1+r)^t}$$

der r i dette tilfelle er antatt å være en tidsinvariant diskonteringsrente. Med konstante prosjektoverskudd $x_t = x$, har vi at $NV \rightarrow \frac{x}{r} - I_0$ når $t \rightarrow \infty$.

Rent skjematisk kan sammenhengen mellom nåverdi og diskonteringsrente illustreres som i nedenstående diagram. Her er r^* investeringens internrente. Dersom diskonteringsrenten settes lik avkastningskravet, vil prosjektet gi en høyere internrente enn avkastningskravet hvis og bare hvis det har positiv nåverdi.

I figuren er avkastningskravet gitt ved r_A og med denne diskonteringsrenten blir nåverdien $NV_A > 0$, og $r^* > r_A$



I følge Finansdepartementets veileder²¹ for samfunnsøkonomiske nytte-kostnad analyser, bør diskonteringsrenten bestå av en risikofri komponent som reflekterer hva det koster samfunnet å avstå fra konsum for investeringsformål. I tillegg bør det være en komponent som tar høyde for at investeringer innebærer en økonomisk risiko. Med risikoaversjon kreves et ekstra tillegg i avkastningskravet for å kompensere for dette. Denne kompensasjonen består av to elementer. Det er for det første den faktiske risikoen som investeringen påfører samfunnet, og dernest den kompensasjon som bør kreves for å bære denne risikoen.

Den faktiske risikoen er gitt ved investeringens bidrag til risikoen knyttet til avkastningen på landets samlede investeringsportefølje, som vi kan kalle nasjonalinntekten. Om investeringen gir en avkastning i form av en miljøgevinst, må den verdsettes i en pengemessig størrelse. I en kontekst der en bare er interessert i forventningsverdi og varians til totalavkastningen, kan en i en analogi med kapitalmarkedsteorien uttrykke et enkeltstående prosjekts risiko ved kovariansen mellom prosjektavkastningen og den samlede porteføljeavkastningen. Dersom vi måler denne kovariansen som andel av totalrisikoen til investeringsporteføljen, får vi regresjonskoeffisienten mellom prosjektavkastningen og totalavkastningen. Dette blir kalt for investeringens beta-verdi, En beta-verdi på én betyr at prosjektet har samme risikoprofil som totalporteføljen, mens en beta-

²¹ *Veileder i Samfunnsøkonomiske Analyser*, Finansdepartementet, 2005

verdi på null betyr at investeringen ikke påvirker totalrisikoen og vil derfor fremstå som risikofri. Prosjektets beta kan estimeres ved å finne en børsnotert investering med samme risikoprofil og så legge denne investeringens beta-verdi til grunn.

Kompensasjonen som kreves for å bære risiko uttrykkes ved differansen mellom forventet kapitalavkastning og en anslått sikker alternativavkastning. Om vi lar $E[R]$ betegne forventet avkastning på nasjonalformuen og r den sikre alternativavkastningen, kan $E[Y] - r$ ved en analogi med kapitalmarkedsteorien anses som et uttrykk for samfunnets risikopremie pr krone investert. Denne risikopremien uttrykker hva som kreves i forventet avkastning utover den sikre alternativavkastningen for å bli kompensert for investeringens risiko. Om denne premien skal justeres opp eller ned for å ta høyde for prosjektets faktiske risikobidrag, avhenger av om investeringens beta-verdi er større, eller mindre enn 1. Er beta-verdien lik 1, samsvarer investeringens risikoprofil med risikoprofilen til avkastningen på totalporteføljen (nasjonalinntekten), og risikopremien for totalporteføljen, det vil si avkastningen på nasjonalformuen, kan legges til grunn for den spesifikke investeringens risikopremie. Risikopremien kan estimeres på grunnlag av børsdata når det gjelder risiki som allokteres ved handel i aksjemarkedet.

Dette gir et risikojustert samfunnsøkonomisk kapitalavkastningskrav \hat{r} gitt ved $\hat{r} = r + \beta(E[Y] - r)$.

Prosjektets risikojusterte nåverdi kan nå finnes ved å diskontere ned fremtidige forventede prosjektoverskudd med det risikojusterte avkastningskravet som diskonteringsrente.

Vi ser det er tre komponenter som bestemmer den risikojusterte diskonteringsrenten. Det er den risikofrie renten r , investeringens risikoprofil β , og risikopremien $E[Y] - r$. Vanlige anslag på disse komponentene kan være $r = 0,02$, $\beta = 0,6$, og $E[Y] - r = 0,04$ slik at $\hat{r} = 0,044$. I verden uten risiko blir det siste leddet lik null slik at $\hat{r} = r = 0,02$ vil i dette eksemplet være avkastningskravet til en risikofri investering.

8.1 Diskonteringsrenter for svært langsiktige prosjekter: Betydningen av usikkerhet om fremtidig alternativavkastning.

I den forutgående seksjonen ble det gjort rede for teorien om hvordan risikojusterte avkastningskrav for investeringer kan utledes ut fra prisingen av risiko i verdipapirmarkedet. Spørsmålet er imidlertid hvor relevant dette er for miljøinvesteringer, eller om det kreves andre avkastningskrav for slike investeringer sammenlignet for eksempel med investeringer i infrastruktur innenfor samferdselssektoren. Det som særlig kjennetegner investeringer i miljøtiltak, er at samfunnsnyttene av slike tiltak er vanligvis svært langsiktige og kan i noen tilfelle først og fremst ha virkninger for fremtidige generasjoner. Global oppvaring og investeringer i tiltak for å redusere klimaproblemene som følge av dette er ett viktig eksempel på at nyttegevinstene vil gjelde for svært lang tid. Siden de er så langsiktige, vil de også være usikre, ikke minst på grunn av at nullalternativet i seg selv kan representere en usikker fremtidig utvikling (det vil si utviklingen i fravær av miljøinvesteringen). Langsiktigheten innebærer at det kan synes tvilsomt å legge risikovurderinger og risikopremier med analogi fra dagens aksjemarkeder til grunn for risikojusterte samfunnsøkonomiske diskonteringsrenter. For eksempel når det gjelder risiko for miljømessige katastrofetilstander som kan inntreffe om 100 år eller mer, vil risikoprisingen i dagens aksjemarkeder trolig gi et dårlig holdepunkt for anslag på risikokostnaden.

Et alternativ til å bygge på risikoprisingen i aksjemarkedet er å ta utgangspunkt i konsumentenes avkastningskrav ettersom på lang sikt må kapitaloppbygging realøkonomisk sett finansieres ved avståelse av konsum. La oss som utgangspunkt se på et enkelt eksempel. I eksemplet antas konsumentenes avkastningskrav å kunne anta to mulig verdier: 5% eller 15% med lik sannsynlighet. Forventet diskonteringsrente vil da være 10%. Anta videre at prosjektet gir et netto forventet konsumtilskudd på 1 krone for all fremtid. Nåverdi til denne evigvarende inntektsstrømmen evaluert til forventet diskonteringsrente 10%, blir da 10 kroner. Imidlertid er forventet nåverdi når diskonteringsrenten kan være enten 5% eller 10% med lik sannsynlighet gitt ved $0,5 \cdot 1/0,05 + 0,5 \cdot 1/0,15 = 13,33 > 10$. Vi ser av dette at usikkerhet om alternativavkastningen som gitt ved diskonteringsrenten gjør prosjektet mer attraktivt når størst mulig forventet nåverdi er investeringskriteriet.²² Videre ser vi at når en ønsker å maksimere forventet nåverdi

²² Teknisk sett følger dette av den såkalte Jensen's ulikhet som sier at forventningsverdien av en konveks funksjon av en tilfeldig variabel er større enn

og der er usikkerhet om korrekt diskonteringsrente, er den relevante diskonteringsrenten ikke gitt ved forventet diskonteringsrente, men ved forventet diskonteringsfaktor. Med en uendelig inntektsstrøm blir forventet diskonteringsfaktor lik 13,33 som i eksemplet tilsvarer en effektiv diskonteringsrente på 7,5 %, som er lavere enn den forventede diskonteringsrenten som er lik 10 %.

I den utstrekning diskonteringsrenten uttrykker konsumentenes avkastningskrav, antyder eksemplet ovenfor at usikkerhet om fremtidige preferanser trekker i retning av lavere avkastningskrav. Mer generelt vil diskonteringsrenten være et resultat av interaksjonen mellom preferanser og teknologi langs en optimal vekstbane over tid for økonomien. Som først påvist av den kjente engelske økonomen Ramsey²³, kan denne sammenhengen i en deterministisk vekstmodell uttrykkes ved

$$r = \delta + \eta g$$

Her står r for diskonteringsrenten for konsument langs en optimal vekstbane, $\delta > 0$ er den marginale tidspreferanseraten som diskonterer ned fremtidig nytte, mens $\eta > 0$ er tallverdien for elastisiteten til grensenytten²⁴. Både δ og η er preferansebestemte størrelser. Variabelen g er vekstraten i konsument og avhenger av hvordan teknologiske og ressursmessige muligheter i økonomien blir utnyttet.

Miljøets innvirkning på denne fundamentale dynamiske sammenhengen gitt ved Ramsey-ligningen kommer inn via virkningen for konsumveksten der konsument er bredt definert slik at det også omfatter miljøgoder. Usikkerhet omkring de fremtidige miljøbetingelser bidrar da til at denne vekstraten blir stokastisk. Spørsmålet er hvilken innvirkning usikkerhet om fremtidig konsumvekst vil ha for konsumentens diskonteringsrente r som vi har antatt er den som bør legges til grunn i nytte-kostnad analyser av investeringer i miljøtiltak med langsiktige virkninger.

funksjonsverdien evaluert for forventningsverdien av variabelen. Resultatet følger da av at nåverdifunksjonen V/r er en konveks funksjon av r .

²³ Frank P. Ramsey. "A mathematical theory of saving". *Economic Journal*, vol. 38, no. 152, December 1928, pages 543–559.

²⁴ Anta som et eksempel at nytten av konsum er gitt ved $U(x) = x^\alpha$ der $\alpha < 1$.

Elastisiteten til grensenytten er da gitt ved $-\frac{U''}{U'}x$ som i dette eksemplet blir en positiv konstant gitt ved $1-\alpha$.

Realistiske verdier for parametrene på høyresiden av Ramsey-ligningen kan være $\delta = 0,02$, $\eta = 2$, $g = 0,02$ som gir en diskonteringsrente på 6%²⁵. Med en så høy diskonteringsrente er det klart at langsiktige effekter sett med dagens briller vil få svært liten vekt i analysen når lønnsomhetskriteriet er netto nåverdi. Tiltak i dag for å redusere CO₂ utslipp vil i gunstigste tilfelle først få en signifikant betydning for klimaet om 50-60 år. Nytteeffekten av en miljøinvestering i dag vil i slike tilfelle ikke være merkbar før etter lang tid og nåverdien blir da tilsvarende lav.

Eksempelvis vil nåverdien av en krone om 50 år med 6% diskonteringsrente være 5,4 øre og etter 100 år ca 0,3 øre. Det sier da selv at med realistiske størrelser på diskonteringsrenten, vil dette kunne føre til at få langsiktige miljøinvesteringer vil fremstå som lønnsomme vurdert ut fra konvensjonelle lønnsomhetskriterier. Spørsmålet da er om avkastningskravet til slike langsiktige investeringer med virkninger over flere generasjoner bør være lavere enn for mer kortsiktige investeringer der usikkerheten om nytteeffekten er mindre.

Det enkle regneeksemplet foran antydnet at usikkerhet om korrekt fremtidig avkastningskrav vil bidra til lavere diskonteringsrenter. Om vi regner i kontinuerlig tid og antar at diskonteringsrenten vil være enten 6 % eller 1,4 % med lik sannsynlighet, vil forventet diskonteringsrente bli lik 3,7 %. Med et tidsspenn på 100 år vil forventet diskonteringsfaktor være $0,5e^{-6} + 0,5e^{-1,4}$. Dette gir en effektiv rente på 2%. Mer generelt har vi at om riktig diskonteringsrente er r_i med sannsynlighet p_i , så er effektiv rente gitt ved

$$r(t) = - \frac{\ln \sum_i p_i e^{-r_i t}}{t}$$

Dette uttrykket impliserer at $r(t)$ er monotont fallende i t .

Når det gjelder miljøinvesteringer med usikker samfunnsnytte som ligger langt frem i tid, vil usikkerheten med hensyn til fremtiden manifestere seg i konsumvekstraten som i sin tur vil påvirke diskonteringsrenten. Om vi for enkelhets skyld antar at årlig konsumvekst er uavhengig og identisk normalfordelt med forventning μ og standardavvik σ , blir diskonteringsrenten svarende til forventet diskonteringsrentesats gitt ved

$$(*) \quad r^f = \delta + \eta\mu - \frac{1}{2} \eta^2 \sigma^2$$

²⁵ Eksemplet er hentet fra M.L., Weitzman, "The Stern Review of the Economics of Climate Change", *Journal of Economic Literature*, 2007

Ved utledningen av (*) har vi benyttet at forventningsverdien

$$E[e^{kx}] = e^{k\mu - \frac{1}{2}k^2\sigma^2} \quad \text{når} \quad x \sim N(\mu, \sigma).$$

Vi ser fra det siste leddet på høyresiden av (*) at langs en optimal vekstbane for økonomien, vil større usikkerhet om fremtidig konsumvekst føre til en lavere diskonteringsrente. Om for eksempel har $\mu = \sigma = 0,01$, og η fortsatt lik 2, gir det en reduksjon i den effektive diskonteringsrenten med 0,02 prosentpoeng fra 4% til 3,98%. Om vi derimot skulle ta høyde for en mer katastrofebetont risiko gitt ved $\sigma = 0,1$, ville det føre til en reduksjon i diskonteringsrenten med 2 prosentpoeng til 2%. Et slikt katastrofescenario betyr at det er 15,9% prosent sannsynlighet for en fremtidig konsumnedgang på minst 9% (forventningsverdi på 1% og standardavvik på 10%). Effekten på diskonteringsrenten er at den reduseres fra 4 % til 2%.

8.2 Miljøstandarder og avkastningskrav for miljøinvesteringer²⁶

I praksis har det vært vanlig å benytte konstante diskonteringsrenter over tid i samfunnsøkonomiske investeringsanalyser. Konstante avkastningskrav bygger implisitt på en forutsetning om stasjonaritet over tid for alternativavkastningen på kapital og de underliggende makroøkonomiske forhold. Men i en tid der miljøproblemene stadig vokser og bekymringene over fremtiden blir stadig større, synes ikke antakelsen om stasjonaritet å være spesielt relevant. Det er flere grunner til at negative miljøeffekter fra økonomisk aktivitet og vekst blir stadig viktigere. For de første fører økonomisk vekst på sikt til en overproporsjonal vekst i miljømessig degradering på grunn av forurensninger i vid forstand. For det andre er etterspørselen etter miljøgoder gjennomgående inntektselastisk slik at de betyr relativt mer i nyttemessig forstand jo høyere inntektsnivået er. Videre må en regne med fallende grenseproduktivitet med hensyn på ressursbruk rettet mot å holde miljøkvaliteten intakt.

²⁶ Denne seksjonen bygger på M. L Weitzman: "On the 'environmental' discount rate", *Journal of Environmental Economics*, 26, 200-209, 1994

For å gjøre diskusjonen litt konkret kan vi knytte drøftingen til en stilisert og aggregert modell for økonomien der miljøproblemene står i sammenheng med den økonomiske aktiviteten. Modellen er i prinsippet flerperiodisk og vi ser på en situasjon der konsumet $C(t)$ på tidspunkt t blir redusert med et lite beløp δ , som blir investert i produktiv kapital. Dette gir en økning i inntekten ved periodens slutt på ΔY . Dersom $F(K)$ uttrykker nasjonalinntekten som funksjon av kapitalbasen, har vi at $\Delta Y \approx F' \delta$ der F' er kapitalens grenseproduktivitet²⁷. Dette uttrykker merkonsumet på tidspunkt $t+1$ når vi antar at investeringene deretter justeres slik at resten av kapital- og konsumbanen fra $t+1$ og utover forblir uendret. I likevekt i kapitalmarkedet vil kapitalens grenseproduktivitet F' være lik det private kapitalavkastningskravet som vi kan kalle i ²⁸. Dette er under forutsetning av at alt annet er likt, som i denne sammenhengen betyr at tilgangen på miljøgoder er uendret. Men når private investeringer medfører miljøproblemer, må det foretas investeringer i miljøtiltak slik at den miljøstandard som en har i utgangspunktet, blir opprettholdt. Vi lar R stå for kostnader knyttet til miljøtiltak i perioden, som vi for enkelthets skyld kaller renskostnader, mens D er kostnadene knyttet til redusert miljøkvalitet. Vi antar videre at kostnaden som følge av miljøforverringen målt som andel av totalinntekten i den gitte perioden, er en funksjon av de totale renskostnadenes andel av totalinntekten, gitt ved $\frac{D}{Y} = G\left(\frac{R}{Y}\right)$. Her er $\frac{R}{Y}$ andelen av nasjonalinntekten som går til rensing av utslipp. Vi antar at $G' \equiv G_1 < 0$, $G'' \equiv G_2 > 0$. Det betyr at jo større del av inntekten som går til miljøtiltak, desto lavere blir den relative miljødegraderingen, men grenseproduktiviteten av miljøinvesteringene er avtakende.

Vi kan da skrive miljødegraderingen som en funksjon av nasjonalinntekten og de relative renskostnadene som gitt ved $D = YG\left(\frac{R}{Y}\right)$. Siden renskostnaden R vil være en funksjon av inntekten Y , kan vi differensiere dette uttrykket med hensyn på Y for å finne endringer i R og Y som gjør at den miljømessige statusen holder seg konstant i perioden. Dette gir

²⁷ Vi kan se på dette som det første leddet i en Taylor-utvikling for grenseproduktet fra investeringen på δ hvor ledd av høyere orden antas å være små.

²⁸ Dette bygger på forutsetningen om at kapitalakkumuleringen skjer ved at private investerer ut fra nåverdimaksimeringskriteriet med i som diskonteringsrente.

$$(i) \quad 0 = G + YG_1 \left[\frac{R'}{Y} - \frac{R}{Y^2} \right]$$

Løsning med hensyn på den marginale renseskostnaden gir

$$(ii) \quad R' = \frac{R}{Y} - \frac{G}{G_1}$$

Vi lar $Z \equiv R/Y$ stå for andel av nasjonalinntekten som går til miljømessige reparasjonsaktiviteter. Vi har at $E(Z) = -ZG_1/G$ er elasticiteten til miljøforbedringen (reduert D) med hensyn på andelen av nasjonalinntekten Z brukt på miljøtiltak. Gitt betingelsen om uendret miljøkvalitet i periode t kan vi da skrive (ii) som

$$(iii) \quad R' = Z \left(1 + \frac{1}{E(Z)} \right)$$

Elasticiteten $E(Z)$ er et mål på hvor effektive rensaktivitetene er. Dersom elasticiteten er større enn 1 betyr det at en prosents økning i andelen av nasjonalinntekten som brukes til miljøtiltak, fører til en miljøforbedring på mer enn en prosent og omvendt om den er mindre enn 1. Vi ser at marginalkostnaden er lavere jo høyere effektiviteten er.

Vi kan som en lineær tilnærming uttrykke endret renseskostnad som funksjon av endret Y ved $\Delta R \approx R' \Delta Y$. Fra (iii) og $\Delta Y \approx F' \delta$ får vi da

$$(iv) \quad \Delta R \approx Z \left(1 + \frac{1}{E(Z)} \right) F' \delta$$

Tolkningen av (iv) er følgende. I en vilkårlig periode tenker vi oss at det ordinære konsumet (utenom miljøgoder) blir redusert med δ som investeres til en markedsbasert avkastning lik $F' \delta$. Men den økte økonomiske aktiviteten gir samtidig en miljømessig degradering svarende til en samfunnsøkonomisk kostnad lik D . For å holde miljøstandarden uendret, krever dette investeringer i rensaktiviteter som gitt ved (iv).

Den samfunnsøkonomiske avkastningen på investeringen gitt ved δ blir den markedsbaserte avkastningen $F' \delta$ minus kostnadene for å reparere for den miljødegraderingen som denne økte markedsbaserte aktiviteten har ført med, og

som beløper seg til $Z\left(1 + \frac{1}{E(Z)}\right)F'\delta$. Netto verdiskaping pr investert krone blir

dermed gitt ved $r \approx \frac{\Delta Y - \Delta R}{\delta}$ som på marginen blir

$$(i) \quad r = i \left[1 - Z \left(1 + \frac{1}{E(Z)} \right) \right]$$

I (i) er $i \equiv F'$ lik den privatøkonomiske, markedsbaserte avkastningen, mens r er den samfunnsøkonomiske avkastningen der vi har korrigert for de negative eksterne miljøvirkningene som den markedsbaserte aktiviteten har medført. Langs en optimal vekstbane vil dette være lik hhv det private og det samfunnsøkonomiske avkastningskravet som da også vil være de optimale diskonteringsrentene for investeringer langs en slik vekstbane for hhv private investorer og for samfunnet..

Vi lar γ stå for den miljøbetingede korreksjonen av den markedsbaserte

avkastningen, det vil si $\gamma \equiv Z \left(1 + \frac{1}{E(Z)} \right)$. Denne korreksjonsfaktoren er den andel

av den privatøkonomiske avkastningen som må holdes tilbake for å rette opp den negative miljøeffekten. Denne korreksjonsfaktoren øker med Z (= nødvendig reparasjonskostnad pr krone privat inntekt) og blir også større jo mindre elastisiteten $E(Z)$ er. Lavere elastisitet betyr at en får en mindre miljøeffekt ved økt rensing. Dette betyr at hvis det, alt annet likt, blir vanskeligere å rette opp miljøforringelsen som følge av markedsbasert økonomisk vekst, vil også det bidra til å øke korreksjonsfaktoren slik at den samfunnsøkonomiske avkastningen blir lavere.

Det er vanskelig å ha noen klar oppfatning om hvorvidt elastisiteten $E(Z)$ vil endre seg over tid. I mangel på mer eksakt viten er det nærliggende å anta at den er konstant. På den annen side synes det rimelig å anta at den andelen av nasjonalinntekten som må brukes på miljøreparasjoner må økes over tid for å opprettholde miljøets kvalitative standard. Dette betyr at Z må øke over tid. Dette betyr igjen at den samfunnsøkonomiske marginalavkastningen vil falle over tid på grunn av at økt materielt konsum blir mindre verdt ved at det ledsages av en tiltakende miljømessig degradering som en må bruke stadig mer materielle ressurser på å rette opp. Dette impliserer at den miljøkorrigerede diskonteringsrenten også må falle over tid.

Ovenstående analyse - som riktignok er holdt på et svært aggregert nivå - viser at miljøproblemer ikke bare fører til at den samfunnsøkonomiske diskonteringsrenten bør være lavere enn den markedsbaserte, men også til at den bør være fallende over tid dersom miljøproblemene vokser med tiden. Videre er det viktig å presisere at en lavere samfunnsøkonomisk kapitalavkastning ikke nødvendigvis impliserer at det vil være optimalt med lavere økonomisk vekst, men at det må brukes stadig mer ressurser på investeringer i miljøtiltak.

8.3 Optimale diskonteringsrenter for investeringer i miljøtiltak: En oppsummering.

Investeringer i naturmiljø og miljøgoder er i prinsippet langsiktige og naturressurser som er kritiske for liv og menneskelig aktivitet bør være evigvarende. Dette betyr at aktivitet som fører til redusert miljøkvalitet har langsiktige kostnader, og tiltak med sikte på miljøforbedring vil tilsvarende ha langsiktige gevinster. I noen tilfelle vil størstedelen av kostnadene bæres av fremtidige generasjoner og tilsvarende for miljøgevinstene. Det kan da fremstå som paradoksalt at dersom investeringer i miljøtiltak blir underlagt ordinære nytte-kostnad analyser, og en benytter diskonteringsrenter som vanligvis anbefales for slike analyser, vil virkninger for gevinster og kostnader som inntreffer etter 50 -60 år, ha en neglisjerbar effekt på lønnsomheten av tiltaket når det måles i form av nåverdi.

Her er det pekt på to årsaker til at det kan være faglig grunner for å benytte lavere diskonteringsrenter for slike prosjekter. Den ene er at det kan herske stor usikkerhet om fremtidige konsummuligheter for eksempel på grunn av stor teknologisk usikkerhet når det gjelder produksjonsmulighetene på svært lang sikt. Det kan skyldes muligheten for at kritiske naturressurser blir uttømt, eller naturkatastrofer som kan ha ødeleggende virkninger for produksjonskapasiteten. I Ramsey-formelen for optimal diskonteringsrente taler dette for å justere ned diskonteringsrenten som innebærer at det i lønnsomhetsanalysen vil bli lagt større vekt på positive og negative hendelser som kan inntreffe på lang sikt. Dersom usikkerheten øker over tid, taler det for lavere diskonteringsrente jo lenger ute i tid konsekvensene inntreffer. I en generasjonsmessig sammenheng innebærer det at det vil bli lagt større vekt på de virkningene av tiltak i dag som på godt og vondt berører fremtidige generasjoner. På denne måten blir velferdsvirkningene for fremtidige generasjoner tillagt større vekt i dagens lønnsomhetsanalyser av langsiktige tiltak.

Det andre forholdet knytter seg til at økonomisk vekst vil normalt også føre til større press på natur- og miljøressurser og dermed føre til større miljøproblemer på lengre sikt. Dersom hver generasjon blir pålagt å rydde opp etter seg i den forstand at de miljømessige virkninger av økt produksjon og økonomisk aktivitet skal elimineres, betyr det at den langsiktige samfunnsmessige avkastningen er lavere enn den markedsbaserte. Om vi forutsetter at den markedsbaserte avkastningen er konstant over tid, innebærer dette at sett med dagens briller bør samfunnsøkonomiske avkastningskrav være fallende over tid. Begrunnelsen er at kostnadene ved å holde fremtidige generasjoner skadesløse fra miljøkostnadene blir stadig større i takt med den økonomiske veksten, slik at en stadig større del av kapitalressurser må investeres i aktiviteter med sikte på å holde miljøstandarden intakt over tid.

Concept rapportserie

Papirtrykk: ISSN 0803-9763

Elektronisk utgave på internett: ISSN 0804-5585

Lastes ned fra: www.concept.ntnu.no/Publikasjoner/Rapportserie/concept_rapport.htm

Rapport	Tittel	Forfatter
Nr. 1	Styring av prosjektporteføljer i staten. Usikkerhetsavsetning på porteføljenivå <i>Project Portfolio Management. Estimating Provisions for Uncertainty at Portfolio Level.</i>	Stein Berntsen og Thorleif Sunde
Nr. 2	Statlig styring av prosjektledelse. Empiri og økonomiske prinsipper. <i>Economic Incentives in Public Project Management</i>	Dag Morten Dalen, Ola Lædre og Christian Riis
Nr. 3	Beslutningsunderlag og beslutninger i store statlige investeringsprosjekt <i>Decisions and the Basis for Decisions in Major Public Investment Projects</i>	Stein V. Larsen, Eilif Holte og Sverre Haanæs
Nr. 4	Konseptutvikling og evaluering i store statlige investeringsprosjekt <i>Concept Development and Evaluation in Major Public Investment Projects</i>	Hege Gry Solheim, Erik Dammen, Håvard O. Skaldebø, Eystein Myking, Elisabeth K. Svendsen og Paul Torgersen
Nr. 5	Bedre behovsanalyser. Erfaringer og anbefalinger om behovsanalyser i store offentlige investeringsprosjekt <i>Needs Analysis in Major Public Investment Projects. Lessons and Recommendations</i>	Petter Næss
Nr. 6	Målformulering i store statlige investeringsprosjekt <i>Alignment of Objectives in Major Public Investment Projects</i>	Ole Jonny Klakegg
Nr. 7	Hvordan tror vi at det blir? Effektvurderinger av store offentlige prosjekt <i>Up-front Conjecture of Anticipated Effects of Major Public Investment Projects</i>	Nils Olsson
Nr. 8	Realopsjoner og fleksibilitet i store offentlige investeringsprosjekt <i>Real Options and Flexibility in Major Public Investment Projects</i>	Kjell Arne Brekke
Nr. 9	Bedre utforming av store offentlige investeringsprosjekter. Vurdering av behov, mål og effekt i tidligfasen <i>Improved Design of Public Investment Projects. Up-front Appraisal of Needs, Objectives and Effects</i>	Petter Næss med bidrag fra Kjell Arne Brekke, Nils Olsson og Ole Jonny Klakegg
Nr. 10	Usikkerhetsanalyse – Kontekst og grunnlag <i>Uncertainty Analysis – Context and Foundations</i>	Kjell Austeng, Olav Torp, Jon Terje Midtbø, Ingemund Jordanger, og Ole Morten Magnussen
Nr. 11	Usikkerhetsanalyse – Modellering, estimering og beregning <i>Uncertainty Analysis – Modeling, Estimation and Calculation</i>	Frode Drevland, Kjell Austeng og Olav Torp
Nr. 12	Metoder for usikkerhetsanalyse <i>Uncertainty Analysis – Methodology</i>	Kjell Austeng, Jon Terje Midtbø, Vidar Helland, Olav Torp og Ingemund Jordanger

Concept rapportserie

Papirtrykk: ISSN 0803-9763

Elektronisk utgave på internett: ISSN 0804-5585

Lastes ned fra: www.concept.ntnu.no/Publikasjoner/Rapportserie/concept_rapport.htm

Rapport	Tittel	Forfatter
Nr. 13	Usikkerhetsanalyse – Feilkilder i metode og beregning <i>Uncertainty Analysis – Methodological Errors in Data and Analysis</i>	Kjell Austeng, Vibeke Binz og Frode Drevland
Nr. 14	Positiv usikkerhet og økt verdiskaping <i>Positive Uncertainty and Increasing Return on Investments</i>	Ingemund Jordanger
Nr. 15	Kostnadsusikkerhet i store statlige investeringsprosjekter; Empiriske studier basert på KS2 <i>Cost Uncertainty in Large Public Investment Projects. Empirical Studies</i>	Olav Torp (red.), Ole Morten Magnussen, Nils Olsson og Ole Jonny Klakegg
Nr. 16	Kontrahering i prosjektets tidligfase. Forsvarets anskaffelser. <i>Procurement in a Project's Early Phases. Defense Aquisitions</i>	Erik N. Warberg
Nr. 17	Beslutninger på svakt informasjonsgrunnlag. Tilnærminger og utfordringer i prosjekters tidlige fase <i>Decisions Based on Scant Information. Challenges and Tools During the Front-end Phases of Projects</i>	Kjell Sunnevåg (red.)
Nr. 18	Flermålsanalyser i store statlige investeringsprosjekt <i>Multi-Criteria Decision Analysis In Major Public Investment Projects</i>	Ingemund Jordanger, Stein Malerud, Harald Minken, Arvid Strand
Nr. 19	Effektvurdering av store statlige investeringsprosjekter <i>Impact Assessment of Major Public Investment Projects</i>	Bjørn Andersen, Svein Bråthen, Tom Fagerhaug, Ola Nafstad, Petter Næss og Nils Olsson
Nr. 20	Investorers vurdering av prosjekters godhet <i>Investors' Appraisal of Project Feasibility</i>	Nils Olsson, Stein Frydenberg, Erik W. Jakobsen, Svein Arne Jessen, Roger Sørheim og Lillian Waagø
Nr. 21	Logisk minimalisme, rasjonalitet - og de avgjørende valg <i>Major Projects: Logical Minimalism, Rationality and Grand Choices</i>	Knut Samset, Arvid Strand og Vincent F. Hendricks
Nr. 22	Miljøøkonomi og samfunnsøkonomisk lønnsomhet <i>Environmental Economics and Economic Viability</i>	Kåre P. Hagen
Nr. 23	The Norwegian Front-End Governance Regime of Major Public Projects – A Theoretically Based Analysis and Evaluation	Tom Christensen