

Kjell Arne Brekke

Om metoder for beregning av miljøprofil for ulike varer, og hva vi trenger det til

Notater

1. Innledning

Det er i dag en betydelig aktivitet knyttet til beregninger av miljøprofil for enkeltvarer. Det er imidlertid ikke noen enkel sak å beregne denne miljøprofilen, da produksjonen av nærsagt enhver vare vil være avhengig av varer og tjenester fra resten av økonomien, og det er vanskelig å si hvilken forurensing som skal tilskrives hvilken vare. I dette notatet vil jeg sammenligne to ulike metoder for beregning av miljøprofilen til ulike varer; Livsløpsanalyser (LCA for Life Cycle Analysis) og kryssløpskorrigeringer av utslippskoeffesienter. Videre vil jeg reise spørsmål om hvorvidt slike miljøprofiler for enkeltvarer kan være nyttig informasjon for utforming av myndighetenes miljøpolitikk. Dette arbeidet er en videreføring av et tidligere prosjekt, rapportert i Ibenholt og Aasness (1996), der indikatorer for bærekraftig forbruk ble utredet. En av konklusjonene var å vurdere å utarbeide kryssløpskorrigerte utslippskoeffesienter, som nettopp er en av metodene som studeres i dette notatet.

Produksjonen i de ulike sektorene i økonomien knyttes sammen ved gjensidige leveranser av innsatsfaktorer. I oppbygningen av nasjonalregnskapet var det et hovedpoeng nettopp å beskrive samspillet mellom ulike sektorer. Dette blir gjort gjennom såkalt kryssløpsmatriser som beskriver hvilke varer som brukes som innsatsfaktorer i hvilke sektorer og igjen hvilke varer som blir produsert i de ulike sektorene. Skal en øke produksjonen av papir, trenger en mer trevirke, flere skogsmaskiner, mer transport. Og produsenten av skogsmaskiner, transportbyråer, sagbruk osv, vil igjen trenge leveranser fra mange andre sektorer, og alle disse trenger igjen papir osv. Kryssløpsanalyser er nettopp utviklet for å holde oversikt over alle disse varestrømmene, og å håndtere hvordan alle sektorer i økonomien på denne måten griper inn i hverandre.

Dette samspillet mellom ulike sektorer er også viktig når vi ønsker å studere miljøeffekten av økt forbruk av ulike varer. Skal det produseres mer papir vil utslippene fra papirproduksjonen øke, men samtidig vil det kreve større leveranser av alle innsatsfaktorene til papirproduksjon, og økt produksjon av innsatsfaktorer har også miljøkonsekvenser. Ved å utnytte den informasjonen som ligger i kryssløpstabellene kan en fange opp alle de indirekte miljøeffektene som kommer av økt produksjon av innsatsfaktorer.

Dette rammeverket er det naturlig å sammenligne med LCA, som nå er en etablert metode for å identifisere miljøbelastningen til ulike produkter eller produksjonsprosesser. Et godt eksempel er identifisering av miljøskadene ved gjenvinning av papir. Fra papiret legges i retur-kontaineren til det kommer tilbake i butikken er det gjennom flere prosesser. Det skal transporteres, med tilhørende

utslipp. Det skal sorteres og bearbeides bl.a. for å fjerne trykksverte. En livsløpsanalyse vil følge papiret langs dette livsløpet og addere miljøkonsekvensene underveis. Denne metoden vil også fange opp mange av miljøkostnadene som er knyttet til økt produksjon av innsatsfaktorer. F.eks vil miljøbelastningen knyttet til papir ikke være avgrenset til utslippene fra papirfabrikken, men også inkludere utslippene som stammer fra økte leveranser av tømmer.

Det er likevel klare forskjeller på de to analysemetodene. En forskjell er at en kryssløpsbasert analyse ikke bare vil ta med at en trenger mer tømmer for å produsere papir, men at en trenger mer skogsmaskiner for å produsere mer tømmer, at en trenger mer metaller for å produsere skogsmaskiner, osv i det uendelige. Til sammenligning vil en LCA analyse av praktiske grunner måtte avgrense hvor mange slike ledd en forfølger. En annen forskjell er detaljeringsgraden. De kryssløpsmatrisene som finnes i økonomiske modeller opererer ofte med bare 30-40 forskjellige varer, men det er nå mulig å etablere kryssløpsmatriser med vesentlig flere varer, trolig så mye som omlag 1000 ulike varer. Til sammenligning blir ikke LCA begrenset av noen gitt vareinndeling i det hele tatt, og i praksis vil en derfor kunne spesifisere varestrømmene i langt større detalj. En fullstendig sammenligning av de to metodene på disse punktene vil imidlertid kreve at en gjennomførte konkrete analyser. Vi skal derfor ikke gå vesentlig inn på det punktet.

Før jeg analyserer forhold som er felles for alle forsøk på å beregne miljøprofilen for enkeltvarer, vil jeg kort kommentere noen av metodene som vanligvis benyttes til sammenveining av miljøskader i LCA. Som beskrivelse av LCA har vi basert oss på Nordic Guidelinenes on Life-Cycle Assessment, The Nordic Council (1995), heretter referert som NG. Dette blir oppgitt som en sentral referanse for LCA, og skulle være en god kilde for gjeldende praksis. Når jeg fra et økonomisk teoretisk perspektiv leser disse retningslinjene, utmerker diskusjonen av sammenveining av ulike miljøkonsekvenser seg som det tema hvor kontraksten til miljøøkonomisk tenkning er sterkest.

Kryssløpskorrigeringer kombinert med en konsumøkonometrisk modell er et empirisk fundert beskrivelse av hele økonomien med tilhørende miljøbelastninger. Dette gjør det mulig å bruke resultatene til å beskrive følgene av ulike politikkendringer, særlig beskatning eller regulering av bestemte varegrupper basert på anslag av varenes miljøprofil. Jeg vil deretter reise spørsmål om relevansen av de politikkendringene som dette verktøyet gjør oss i stand til å studere. Trenger vi et slikt verktøy, og er det aktuell politikk med denne typen miljøtiltak? Er det f.eks. hensiktsmessig å skatlegge varer som gir høyere kryssløpskorrigerte utslipp enn andre, kan vi ikke heller skatlegge utslippene?

Jeg vil også analysere de implisitte antagelsene om økonomien som ligger til grunn for både kryssløpskorrigeringer og LCA. Kryssløpsanalyser antar eksplisitt at økonomien er etterspørselstyrt, og LCA bygger implisitt på samme antagelse. Vi vil argumentere for at denne antagelsen i mange tilfeller vil føre til gale anslag på miljøeffektene. For en grundigere diskusjon av endel av de tema som berøres her, se Brekke og Vennemo (1998). Før jeg går løs på en analyse av forholdene nevnt ovenfor, beskriver jeg de to metodene.

2. Kryssløpskorrigering

Kryssløpstabellene i nasjonalregnskapet holder oversikt over alle kryssleveringer av varer og tjenester mellom ulike sektorer. Vi tenker oss i dette avsnittet at hver sektor produserer en vare. Dette er en åpenbar forenkling, og i praksis inneholder nasjonalregnskapet to kryssløpstabeller, såkalte tilgangs- og anvendelsestabeller. Tilgangstabellene viser tilgangen av ulike varer og hvilken sektor som har produsert dem. Mens anvendelse fortelle hva de ulike varene brukes til, altså for en gitt vare, hvor mye går til hver enkelt sektor og hvor mye til sluttkonsum. Disse tabellene kan benyttes til å beregne hvor mye mer av alle andre varer som trengs for å produsere en enhet til av en bestemt vare, se Mæhle (1992).

Anta at vi ønsker å studere miljøkonsekvensene av papirproduksjon, og at vi kjenner utslippene fra hver sektor i økonomien. Vi kunne da si at miljøkonsekvensene av papirproduksjon er representert ved de utslippene som kommer fra sektoren som produserer papir. Men dette vil være ufullstendig. Om vi skulle øke produksjonen av papir med ett tonn, er det ikke tilstrekkelig å øke aktiviteten på papirfabrikken. En må også produsere mer av de råstoffene som trengs for å produsere papir.

Kryssløpstabellene fra nasjonalregnskapet vil da fortelle oss hvor mye mer av alle andre varer som trengs for å produsere ett tonn papir. Og da det trengs mer av de varene som brukes som innsatsfaktorer vil også utslippene fra de sektorene som produserer disse varene øke. Dette er en del av miljøkostnaden ved å produsere ett tonn mer papir. Men det slutter ikke der, for å produsere mer av de ulike innsatsfaktorene, trenger disse sektorene også mer av sine innsatsfaktorer. Kryssløpsmatrisen vil igjen fortelle oss hvor mye av ulike varer hver av disse sektorene trenger for å produsere den nødvendige økningen i innsatsfaktorer til papirproduksjonen, og miljøkostnadene ved disse varene må også regnes med.

Vi ser at for å produsere ett tonn mer papir setter vi igang en uendelig kjede av økt behov for innsatsfaktorer. Dette betyr ikke at miljøkonsekvensene er uendelig store, da virkningene blir stadig mindre utover i kjeden, og til slutt blir neglisjerbare. Når vi kjenner kryssløpsmatrisen er det mulig å beregne den totale miljøeffekten av en økning i papirproduksjonen, gjennom det vi kaller å invertere kryssløpsmatrisen. Denne prosedyren forutsetter dessuten at vi kjenner de marginale utslippene fra alle sektorene. En mer formell diskusjon er gitt i appendix. Fordelen med en slik framgangsmåte er at en ikke bare tar med de direkte effektene, f.eks. utslippene fra papirfabrikken som følge av en produksjonsøkning på ett tonn. En regner også med de utslippsøkningene som kommer av at økt etterspørsel etter innsatsfaktorer forplanter seg i mange ledd gjennom hele økonomien.

Om en bare tar med de direkte miljøvirkningene, altså utslippene som skjer i den sektoren som produserer varen, vil en miste mye av den virkelige miljøeffekten knyttet til en vare. En av de første beregningen av slike kryssløpskorrigerte utslippskoeffesienter ble gjennomført i Norge, se Førstund og Strøm (1980). En analyse i Bringham et al (1987) beregner andelen av totale utslipp forårsaket av konsum som kan regnes som indirekte. Analysen er basert på en grov kryssløpsanalyse. De finner relativt høye anslag på indirekte utslipp, hele 90-93 % for svovel og partikler, mens det laveste anslaget, karbon monoksyd er på 33 %. Dette kan tyde på at de indirekte virkningene er svært store.

3. Livsløpsanalyser

Hovedideen med livsløpsanalyser er at en forsøker å følge et produkt fra vogge til grav. Skal en sammenligne miljøbelastningen fra resirkulert papir med papir produsert på jomfruelig materiale, må en se på miljøbelastningen som oppstår når tømmeret hogges, når det fraktes, når det bearbeides til papir, osv. Samtidig må en sammenligne dette med den miljøbelastningen som oppstår ved innsamling og transport av returpapir, ved sortering og rensing av dette papiret etc. På samme måten som Bringham (1987) fant store indirekte virkninger, viser ofte LCA analysene at hovedandelen av miljøbelastningen ikke knytter seg til selve produksjonen men fra andre ledd i kjeden fra vogge til grav.

Jeg vil i dette notatet ikke gå inn på noen detaljert diskusjon av selve LCA metoden, andre er bedre egnet til det enn jeg er, se f.eks. NG. I stedet vil jeg konsentrere meg om å sammenligne LCA med kryssløpskorrigeringer. I mange tilfeller vil ikke kryssløpskorrigeringer være noe reelt alternativ til LCA. Med en grov vareinndeling slik vi finner i kryssløpskjernene i de makroøkonomiske modellene, vil f.eks. papir basert på jomfruelig materiale og resirkulert papir, være slått sammen med en mengde andre varer til den aggregerte "varen" treforedlingsprodukter. Det vil da ikke være mulig å foreta noen sammenligning av produkter vi ikke kan skille.

Generelt kan LCA basere seg på en mye mer detaljert beskrivelse av teknologiske prosesser og vareinndelinger enn det som er mulig med kryssløpskorrigeringer. I en typisk livsløpsanalyse vil en samle inn mye detaljert informasjon nettopp om teknologiske forhold, og dermed få en langt mer treffende beskrivelse av teknologien enn den kryssløpskorrigeringer bruker. På den andre siden er kryssløpskorrigeringene mer komplette ved at de tar med alle de indirekte virkningene i form av større etterspørsel etter innsatsfaktorer gjennom hele økonomien, og vil dessuten beregne miljøprofilen til alle varene på en gang. Kryssløpsanalysen vil dessuten beregne miljø-effekten av alle varer på en gang.

Vi tar her ikke sikte på å gi en utfyllende beskrivelse av LCA, men viser heller til Nordic Council (1995). I stedet vil vi konsentrere oss om å vurdere veiemetoden som ofte benyttes i LCA opp mot økonomisk teori. Videre vil vi se på noen forhold som er felles for både LCA og kryssløpskorrigeringer.

4. Sammenveiging av miljø-effekter

Et hovedsiktemål med LCA er å utrede miljøbelastningen knyttet til et produkt. Men miljøbelastningen er mangedimensjonal. Det er mange ulike forurensende stoffer som slippes ut og skal en sammenligne ulike alternativer vil det være nødvendig å sammenfatte. Det er verdt å merke seg at LCA som metode ikke krever bestemte sammenveiinger, men at det vi diskuterer her er sammenveingene slik vi i praksis finner dem i LCA analyser pr i dag.

4.1. Korrigerte eksternaliteter

Økonomisk teori har ikke noen metode for sammenveiging av miljø-effekter som sådan. Problemstillingen er snarere hva som er optimale virkemiddel. En utfyllende analyse av optimale virkemiddel er selvsagt utenfor rammene av dette notatet (se f.eks. Baumol og Oates, 1988), men vi vil komme litt tilbake til det senere. Det er likevel naturlig å sammenligne med den enkleste og mest grunnleggende teorien for eksterne kostnader. Eksterne kostnader er enkelt sagt kostnader som en økonomisk aktør ikke selv bærer. En bilkjører vil gjennom sin bilbruk bidra til en forurensing som skader andre enn ham selv. Dette betyr ikke at vi bør stoppe all bilbruk. Det ideelle ville være om han kunne betale alle de som blir skadelidende en kompensasjon som svarer til den skaden han påfører dem. Om denne kompensasjonen er tilstrekkelig, vil de ikke lenger være skadelidende. Om bilbruken fortsatt har en så stor nytteverdi at den forsvarer de totale kostnadene, er det ingen grunn til ikke å ønske den bilbruken velkommen, selv om den skader miljøet. De skadene har jo bilføreren kompensert, og det hele er til

alles fordel. I praksis vil det ikke være mulig å bestemme den nødvendige kompensasjon til hver enkelt innbygger, men en kan likevel forsøke å pålegge bilbrukeren å betale noe som i rimelig grad svarer til de aktuelle skadene.

La oss for argumentets skyld anta at de ekstrakostnadene bilbrukerne påføres i form av ulike avgifter på biler, årsavgift og CO₂ avgift på drivstoff, er nok til å dekke de totale eksterne virkningene. Utfra en standard miljøøkonomisk tankegang er det da ingen grunn til å bruke ytterligere tiltak for å redusere bilbruken. Skal en identifisere de varene en ønsker å dempe forbruket av, burde en derfor se på de som har de største ukorrigerte eksternalitetene. Med LCA, slik denne er tolket i NG, vil en imidlertid regne sammen miljøeffekter, uten tanke på om eksternalitetene er korrigert.

4.2. Veiing i LCA vurdert opp mot miljøøkonomisk teori

Det skal sies at sammeveiing er omdiskutert blant LCA analytikere. Likevel er en viss sammenveiing uungåelig da sammenveiingen til dels skjer indirekte ved at f.eks. partikkelutslipp defineres som en utslippskategori.¹ Utslipp i et tettbefolket område vil da veies sammen med utslipp som skjer på midt på et av verdenshavene, til ett felles mål partikkelutslipp. Fra et miljøøkonomisk synspunkt gir dette et galt bilde av miljøkostnadene. Helsekadene ved de to utslippene er åpenbart helt forskjellige, mens sammenveiingen forutsetter at de har samme marginalskaade. Det er ingenting i selve LCA-metodikken som krever at utslipp i tettbefolkede og tynt befolkede områder skal oppfattes som ekvivalente. I praksis er det imidlertid ikke mulig å unngå å definere utslipp i ulike områder som ekvivalente, om en skal få en oversiktlig beskrivelse av miljøprofilen, men jeg tror LCA praktikerne har mye å lære av økonomisk verdsetting når det gjelder hvilke utslipp det er naturlig å skille mellom.

Avviket i forhold til økonomisk teori er også påfallende når en ser på metodene som anbefales for å veie sammen miljøvirkningene. Særlig står den implisitte verdsettingen av ressursuttak i sterk kontrast til økonomisk teori. Det anbefales å veie ressursbruken proporsjonalt med brøken forbruk/reserver. Analysen skal følge produktet fra vogge til grav, vi skulle derfor anta at miljøeksternalitetene ved utvinning av råvarer er inkludert i miljøkonsekvensene. Hvilke negative konsekvenser av ressursutvinning er det da som ikke er inkludert? Utfra standard økonomisk teori vil prisen nettopp gjenspeile knappheten på en ressurs, og brøken forbruk/reserver gir i seg selv ingen indikasjoner på om prisen gir et rett bilde av knappheten. Prisen kan være for lav fordi framtidige generasjoner ikke kan gjøre sin etterspørsel gjeldende nå, og for høy om det er betydelig markedsmakt på tilbudssiden.

¹ Dette vil selvsagt i ulik grad gjelde alle analyser, ikke bare LCA.

Det blir imidlertid ikke ført noen argumentasjon for at forbruk/reserver skulle tjene som indikasjon på slike markedsimperfeksjoner.

Hvor viktig er så denne formen for verdsetting? I en livsløpsanalyse av gjenvinning av drikkekartonger (Jansen, 1997) fører denne formen for veiing til at forbruket av tømmer veier mer enn det tidobles av alle andre miljø-effekter. Analysen gjør ingen direkte forsøk på å anslå de eksterne virkningene i skogbruket. Vi kjenner ikke LCA-litteraturen godt nok til å kunne vurdere hvor representativ denne analysen er (en hovedoppgave ved NTH). Etter det jeg kjenner til er verdsettingen av ressurser omdiskutert og det er ikke alltid verdsetting av ressursuttaket tas med.

Mer vanlig er det å veie sammen ulike miljø-effekter. NG diskuterer ulike metoder for slik sammenveining. Også her er det stort avvik fra tenkningen innen miljøøkonomisk teori. En metode er å normalisere utslippene, altså å regne dem i % av totale nasjonale utslipp. En slik veiing forutsetter at 1% økning i utslippene er like viktig uansett hvilket utslipp det er snakk om, noe som gir lite mening i en miljøøkonomisk sammenheng. En % økning i de norske CO₂ utslippene gir f.eks. 8 ganger så høy drivhuseffekt 1% økning i norske metan-utslipp². Tilsvarende er utslippene av SO₂ redusert til omlag en fjerdedel de siste 25 år. En reduksjon på 1% er derfor mye mindre i volum nå enn for 25 år siden, og dessuten er det grunn til å tro at marginalkostnaden også er lavere da problemet er betydelig redusert.

Et annet alternativ er å se på avstand til politisk bestemte mål. Dette betyr at om utslipp av stoff X må reduseres med 10% for å oppfylle eksisterende mål, mens utslipp av stoff Y må reduseres med 20%, så veies 1% reduksjon av Y dobbelt så tungt som 1% reduksjon i X. Dette kan tolkes som et forsøk på lese myndighetenes implisitte vektlegging ut av vedtatte målsetninger. En slik metode er også anvendt i økonomiske analyser. En svakhet er at det forutsetter at målsetningene er fornuftige, og evaluert utfra slike vekter vil gjeldene politikk alltid være optimal. Det er også kjent fra teorien at politiske beslutninger ikke reflekterer konsistente verdier, men gjenspeiler at en må kompromisse fra sak til sak (Arrow 1951, Buchanan 1954). Det kan derfor være grunn til å stille spørsmål ved om hva en da kan avlede av slike målsetninger. En slik analyse kan ikke brukes til å gi råd om rimelige målsettinger. De politikerne som mottar rådene hører da bare sitt eget ekko, rådene er jo utledet av deres beslutninger. Metoden kan likevel være nyttig til å si noe om å si noe om sammenhengen mellom ulike politiske

² Det er lett å omgå problemet i dette konkrete tilfellet, ved å regne utslippene i CO₂ ekvivalenter, og relativt til totale utslipp av klimagasser. Grunnen til at dette omgår problemet er nettopp at en slik omregningen til CO₂ ekvivalenter innfører en annen veiing av CO₂ i forhold til metan.

virkemiddel, da en kan se om den implisitte vektingene i ulike beslutninger er i samsvar med hverandre, men det er en annen problemstilling.

Det finnes også en metode for veiing basert på betalingsvillighet. I prinsippet er dette forenlig med standard miljøøkonomisk verdsetting.³ I praksis er det likevel vanskelig å tilpasse analysene til slike verdsettingsmetoder. Verdsetting basert på betalingsvillighet viser stor variasjon avhengig av f.eks. hvor utslippene skjer. Når partikkelutslipp i Atlanteren og i Oslo sentrum er veid sammen i utgangspunktet, så er en verdsetting rimelig i samsvar med økonomisk teori problematisk, uansett hvilken metode en bruker.

4.3. Økonomiske kostnader

Et påfallende trekk ved LCA er at sentrale økonomiske kostnader holdes utenfor. F.eks. anbefaler NG at arbeidskraft holdes utenfor analysen (NG s. 53). Dette kan ha å gjøre med at analyser som inkluderer økonomiske kostnader kalles for Life Cycle Cost-assessment, og dermed faller utenfor tema for NG. Fra et økonomisk perspektiv er dette uansett påfallende. Med en slik praksis er det vanskelig å holde miljøgevinst opp mot kostnader. Dersom en ønsker å få til en miljøforbedring til lavest mulig kostnader er det ikke nok å holde oversikt over miljøvirkningen av ulike produkter, også de økonomiske kostnadene må regnes med.

Det er ikke bare miljøgoder og naturressurser det er knapphet på, den kanskje viktigste ressursen (målt etter faktorinntekt) i en økonomisk analyse er arbeidskraft. Når arbeidskraften blir dyrere (høyere lønn) så lønner det seg å spare på den ressursen. Dette kan også ha konsekvenser for miljø og bruk av naturressurser, f.eks. er reparasjoner (som er arbeidskrevende) mindre vanlig nå enn før, og skomakeren er nesten helt borte. I framskrivninger av avfall i Norge (Bruvoll og Ibenholt, 1998) finner en at materialbruken per produsert enhet øker over tid, og hovedgrunnen er at arbeidskraften blir relativt dyrere, slik at det blir stadig viktigere å heller spare på arbeidskraften enn materialene. På den måten kan knapphet i en ressurs føre til større forbruk av en annen, og det er derfor viktig også fra et miljøperspektiv å ta med alle ressurser. Med andre ord bør en, så langt det er mulig, gjennomføre en fullstendig samfunnsøkonomisk analyse.

³ Verdsetting basert på betalingsvillighet er jo sterkt omdiskutert økonomer imellom også, se bl.a. Brekke (1997a, 1997b) for en kritisk vurdering. Jeg holder den diskusjonen utenfor her.

5. Makroperspektiv og konsistens

Så langt har vi sett på forhold som er spesielt knyttet til LCA. Vi skal nedenfor se på noen forhold som er felles for alle forsøk på å beregne miljøbelastningen på varenivå. Før vi går løs på dette er det imidlertid nyttig å sette analysen inn i en videre økonomisk teoriramme. De implisitte antagelsene i kryssløpsanalysen er velkjente og grundig studert i litteraturen, se Thonstad (1975). Vi vil derfor starte med å oppsummere hva som forutsettes om økonomien i en kryssløpsanalyse. Som vi skal se, deler LCA mange av de begrensningene som ligger i disse antagelsene.

I Ibenholt og Aasness (1997) blir det pekt på mulighetene for å koble kryssløpskorrigeringer til en rendyrket konsummodell. Konsummodellen vil da beskrive etterspørselssiden i økonomien. Kryssløpet kan på sin side betraktes som en beskrivelse av tilbudssiden, og med Leontief teknologi. Til sammen kan dette sees på som en fullstendig økonomisk modell. Sammenlignet med andre modeller som KVARTS og MGS, vil det tillate mer detaljert vareinndeling, men samtidig en mer urimelig beskrivelse av teknologien. Antagelsen om Leontief-teknologi innebærer at det ikke er mulig å substituere en innsatsfaktor med en annen. En kan f.eks. ikke produsere det samme med færre maskiner og mer arbeidsinnsats. I praksis kan dette være en veldig urimelig beskrivelse av økonomien, særlig når en ser på miljøforhold. Det utelukkes f.eks. at en bedrift med litt mer kapital (et renseanlegg) og arbeidskraft (noen til å passe renseanlegget) produsere det samme men med mindre utslipp. Når produksjonssiden beskrives som helt stiv, uten substitueringmuligheter, så blir en vridning av sammensettingen av konsumet den eneste muligheten til å redusere utslippene, mens det i praksis kan være mye billigere å bygge renseanlegg, eller gjøre andre tilpasninger på produksjonssiden.

På tross av at disse begrensningene i teknologien vil kryssløpsmatrisen representere en beskrivelse av tilbudssiden av økonomi. Sammen ved en modell av konsumentensiden vil dette svare til en enkel makroøkonomisk likevektsmodell. En modell av konsumentensiden vil beskrive hvordan konsumentene endrer sin etterspørsel når prisene forandres. Dersom en antar at det bare er en ikke-produsert vare (f.eks. arbeidskraft) så vil alle produsentpriser være gitt av kryssløpsmatrisen. For å komme fram til konsumentprisene legger vi på eventuelle vareavgifter. En kan så bruke denne modellen til å studere virkningene av ulike avgiftsalternativer på miljø og økonomi. Konsum-modellen vil beskrive hvordan en avgift vrir etterspørselen etter ulike varer, og kryssløpsmatrisen vil så beskrive hvordan den endrede etterspørselen forplanter seg gjennom økonomien, med tilhørende endringer i utslippene fra ulike sektorer.

5.1. Konsistens

Et viktig poeng når en tenker seg å sette dette inn i en makroøkonomisk ramme, er at miljøprofilen for ulike varer beregnes slik at når en summerer over alle varer er alle effekter tatt med, uten å være dobbeltregnet. Dersom en avgrenser miljøkostnadene for sterkt, kan store miljøskader komme utenfor alle varegrupper, og den totale miljøskaden som modellen predikerer vil bli altfor lav. På den andre siden kan en risikere å ta med for mye. Om en da summerer over miljøskadene som alle varer tilsammen forårsaker, kan resultatet bli langt høyere enn økonomiens samlede miljøvirkninger.

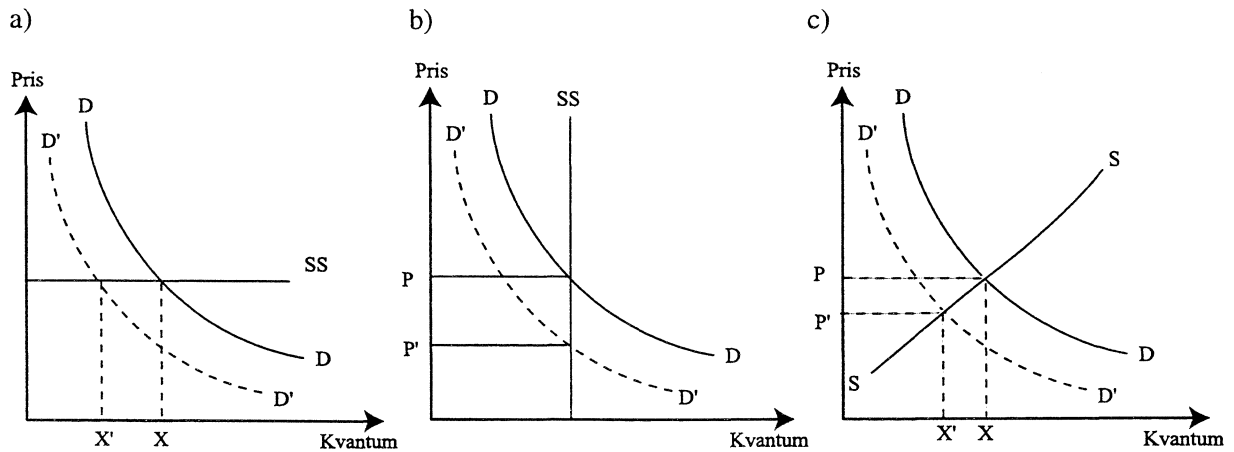
Kryssløpsanalyser unngår dette problemet ved å ta utgangspunkt i et helhetlig bilde av økonomien og miljøvirkningene. Forurensingen som tilskrives ulike varer vil da summere seg til den totale forurensingen og en unngår både uteglemler og dobbelttelling. For LCA analyser derimot kan konsistensproblemet i prinsippet være betydelig. Om en ønsker å koble en konsumøkonometrisk modell til anslag på miljøbelastningen fra ulike varer er det derfor en risikabel løsning å basere seg på koeffisienter fra livsløpsanalyser. Selv om en må regne med en standardisering av metoden ettersom den blir mer utbredt og uttestet, vil det alltid være rom for skjønn. Og det skjønnet kan føre til at samme utslipp blir inkludert i ulike analyser av ulike produkter, og at andre utslipp skjønnsmessig utelukkes fra alle analyser. Vi må imidlertid presisere at vi ikke har gjort empiriske analyser av omfanget, og dessuten at LCA ikke er utviklet for dette formålet. Det er imidlertid grunn til å tro at hensynet til konsistens gjør at tall fra LCA analyser vil være en dårlig erstatning for kryssløps-korrigerede tall, om formålet er å lage en komplett modell.

6. Begrensinger ved beregninger av miljøprofil på varenivå

6.1. Etterspørselsstyrt økonomi

En viktig begrensning ved modellen som baserer seg på kryssløpskorrigeringer er at den antar at økonomien er etterspørselsstyrt. Denne forutsetningen er, om ikke like uttalt, også innbakt i LCA. Dette betyr at dersom etterspørselen øker, så vil tilbudet av varer øke til å dekke både den økte forbruket og den økte etterspørselen etter innsatsfaktorer. Med den teknologiforutsetningen som ligger i kryssløpsanalysen vil ikke en endring i etterspørselen endre produsent-prisene. Dette gjelder bare med en uproduert vare, gjerne arbeidskraft. Koblingen mellom kryssløpskorrigerte koeffisienter og en konsummodell forutsetter imidlertid at prisene er uendret. Det trengs en eksplisitt modellering av prisdannelse og likevekt dersom en ønsker å studere tilfellet med flere uproduerte varer, slik som råvarer. Dette faller utenfor rammene av kryssløpskorrigering/LCA.

Figur 1. Likevektsvirkningen av et negativt skift i etterspørselen



La oss tenke oss etterspørsel etter et produkt, si plast, avtar og dette fører til redusert etterspørsel etter gass som brukes til plastproduksjon. I Figur 1 har er dette illustrert ved et negativt skift i etterspørselskurven, fra **DD** til **D'D'**. Gitt prisen p i utgangspunktet vil etterspørselen falle tilsvarende reduksjonen i etterspørselen etter gass fra plastprodusentene. Både kryssløpskorrigeringer og LCA vil da resonnerer som om dette fører til en tilsvarende reduksjon i tilbudet av gass, men det forutsetter at skiftet i etterspørselen ikke endrer likevektsprisen, altså om tilbudet er fullkomment fleksibelt, og kan representeres ved en horisontal linje **SS** som i figur 1a).

Den andre ytterlighet er at tilbudet er uelastisk, og gitt ved en vertikal linje som i 1b). Om gass hadde vært en ressurs som fantes i en gitt mengde i Nordsjøen, og all gassen hadde hatt samme utvinningskostnad, hadde b) vært en rimelig forutsetning. Tilbudet av gass på lang sikt vil være bestemt av gjenværende reserver, i det minste for priser over ett vist minimum. Selv på kort sikt er det grunn til å tro at tilbudet er relativt uelastisk og bestemt av tekniske forhold som trykk i brønnen etc.

Generelt er det imidlertid rimelig å anta at tilbudet er ufullkomment elastisk, som i 1c). En redusert etterspørsel etter gass fra en plastprodusent fører til lavere priser og økt etterspørsel fra alle andre gasskjøpere. Reduksjonen i omsatt mengde vil derfor bli positivt, men mindre enn reduksjonen i etterspørselen til gitt pris. Kvantumsvirkningen av et skift i etterspørselen vil avhenge av helningen på de to kurvene. Analyser som forutsetter at økonomien er etterspørselsstyrt kan derfor gi sterkt misvisende svar. Dette er særlig viktig fordi et gjennomgående funn i LCA er at en stor del (ca 2/3) av

miljøbelastningen knyttet til et produkt, kommer fra råvareleddet. Nettopp i utvinningen av råvarer er det liten grunn til å tro at tilbudet er perfekt elastisk. Dersom et skift i etterspørselen deles likt mellom en prisendring og endring i tilbudet, vil da omlag 1/3 av den anslåtte miljøbelastningen ved produktet være feilaktig.

I en fullstendig samfunnsøkonomisk analyse kan en som oftest se bort fra kvantumsvirkningene av endrede priser. Om pris er lik marginalkostnad vil kvantumsendring som følge av prisendringer gi neglisjerbar velferdseffekt. Det er likevel viktig å være klar over likevektsvirkninger når vi skal identifisere marginale endringer. Dette leder opp til mitt neste poeng, skillet mellom marginale effekter og gjennomsnittseffekter.

6.2. Marginale versus gjennomsnittlige virkninger

Anta f.eks. at elektrisk kraft er en viktig innsatsfaktor i produksjonen av et bestemt gode. Økt etterspørsel etter dette godet vil da føre til økt etterspørsel etter kraft. På kort sikt er produksjonen av vannkraft bestemt av tilsiget av vann, og det er lønnsomt å produsere all den tilgjengelige kapasiteten over året, selv om det kan være lønnsomt med kortsiktige svingninger for å tilpasse seg svingninger i prisen. Men dersom all kraft som nedbørsmengdene tillater blir utnyttet, så vil en økt etterspørsel etter kraft ikke kunne endre produksjonen av elkraft. Økningen i etterspørselen må derfor dekkes inn av andre kilder. Selv om 99% av elforsyningen i Norge er vannkraft, er derfor miljøbelastningen knyttet til vannkraftproduksjon irrelevant i en slik analyse, i alle fall på kort sikt. Kryssløpskorrigeringer med faste koeffesienter vil ikke fange opp dette skillet mellom margin og gjennomsnitt. Det kan la seg gjøre gjennom utvidelser av modellen, men da er vi over i å lage komplette likevektsmodeller. LCA kan tilpasses til å bruke marginalbetraktninger, men i praksis er det gjennomsnittsverdier som brukes også der. I mange tilfeller vil det ikke la seg gjøre å anslå marginale effekter uten en eksplisitt modellering. Det er priser på kraft, overføringskapasitet etc. som bestemmer hva som er den marginale energikilden. Å anslå dette krever da en økonomisk analyse.

7. Hva skal det brukes til?

Både kryssløpskorrigeringer og LCA vil kunne si noe om miljøbelastningen knyttet til ulike produkter. Det neste spørsmålet er så hva dette skulle brukes til. Dersom vi kan tallfeste de ukorrigerede eksternalitetene som er samlet opp gjennom produktets livsløp, burde vi så skattlegge varene etter dette? Det er grunn til å tro at et slikt grønt skatteregime ville være lite treffsikkert. Er det eventuelt fornuftig å regulere bruken av spesielle produkter?

Et åpenbart eksempel på at vareavgift kan være viktige miljøpolitiske virkemiddel er CO₂ avgiften på bensin. I dette tilfellet er utslippene i praksis nesten proporsjonale med forbruket av bensin. For å redusere utslippene av CO₂ er derfor forbruket av fossile brensel uunngåelig, og det er da naturlig å legge avgiften på fossile brensler. Men selv om vareavgifter i dette tilfellet er et egnet virkemiddel, er vareavgifter eller tiltak rettet mot bestemte varer ikke alltid et hensiktsmessig virkemiddel.

Vi kan sammenligne et slikt system med ett hvor vi skattlegger eksternaliteter direkte. Mulighetene for å substituere en innsatsfaktor med en annen er viktig for en effektiv miljøpolitikk. Ta som eksempel utslippene av KFK-gasser. En viktig kilde til slike utslipp var bruk av KFK i kjøleskap. Om en beregner KFK utslippene pr. kjøleskap, ser det ut til at den eneste løsningen på ozonlagproblemet er færre kjøleskap og at løsningen på problemet er en kjøleskaps-skatt. I praksis ble problemet løst mye bedre ved at KFK-gassene i kjøleskap ble erstattet med andre stoffer. I dette tilfellet kunne en unngått problemet med en enda finere vareinndeling, hvor en skiller mellom kjøleskap med og uten KFK. En kan da skattlegge kjøleskap med KFK og ikke de uten, men en slik tilnærming vil være vanskelig i de fleste tilfeller.

Anta at vi finner at uttaket av tømmer forårsaker eksternaliteter, som ikke korrigeres med andre avgifter. Anta videre at vi finner at fordi papir produseres fra tremasse så vil det være en betydelig komponent av ukorrigerede eksternaliteter i papir. Bør en så stimulere resirkulering eller gjøre andre tiltak for å redusere papirbruken, f.eks ved å legge på en avgift på papir? Økonomisk teori tilsier at om mulig skulle en skattlegge eksternalitetene direkte. Med andre ord skulle en skattlegge utslipp fra skogsmaskiner og transport, skattlegge estetiske skader etc. Fordelen med dette systemet er at det vil gi bedriftene og skogeiere incentiver til å endre driften på en slik måte at det reduserer miljøskadene. En vil hogge skogen nærmere markedene for å redusere transporten, hogge mer skånsomt, unngå områder med stor rekreasjonsverdi eller som er særlig verdifull i økologisk sammenheng.

Dersom nå mesteparten av miljøkonsekvensene knyttet til livsløpet til papir kom fra skogsdriften, kunne så en analyse av miljøintensiteten av papir gjøre samme nytten? Et problem er at tømmer går til andre anvendelser enn papir, men vi kunne gjort tilsvarende analyser på de produktene så det ser vi bort fra. Hva skulle en bruke anslag på miljø-belastningen knyttet til papir til? En avgift på papir svarende til eksternalitetene i skogbruket ville være et langt dårligere virkemiddel enn å skattlegge eksternalitetene direkte. Avgiften er den samme hva enten papiret er laget av tømmer som er transportert langt eller kort, hva enten cellulosen kommer fra snauhogst eller skånsom hogst. En slik avgift

ville ikke gi skogsnæringen noen incentiver til mer miljøvennlig drift. Andre tiltak som økt materialgjenvinning av papir ville heller ikke gi incentiver til mer miljøvennlig skogbruk. Igien kan en i prinsippet redusere problemet om en har en tilstrekkelig fin vareinndeling og skille mellom ulike typer papir basert på hvorvidt cellolosen i papiret kommer fra mer eller mindre miljøvennlig skogsdrift. I praksis tror jeg en slik tilnærming i beste fall vil være unødig tungvint.

Jeg vil understreke at denne kritikken gjelder tiltak mot bestemte produkt basert på miljøbelastningen knyttet til produktet, som f.eks. vareavgifter. Det er **ikke** en kritikk mot kryssløpskorrigering eller LCA generelt. Når bedrifter ved hjelp av LCA vurderer miljøprofilen på sine produkter, er det grunn til å tro at bedriftene er interessert i å bedre miljøprofilen på produktene, hvorfor skulle de ellers betale for analysen? En analyse som viser hvor i livsløpet de største miljøvirkningene påløper, vil være nyttig nettopp for å kunne påvise subsitijonsmuligheter.

8. Oppsummering og konklusjon

Vi har i dette notatet sammenlignet to metoder for å beregne ulike varers miljøprofil, kryssløpskorrigeringer og livsløpsanalyse. De ulike metodene har ulike fordeler og ulemper. Livsløpsanalysen kan spesifisere prosesser og bruke en detaljeringsgrad som er tilpasset den varen en ønsker å studere, mens kryssløpskorrigeringer er begrenset til nasjonalregnskapets inndelinger. Selv om det kan være mulig å lage analyser på et relativt disaggregert nivå, er det likevel svært grovt sammenlignet med den inndelingen en vil finne i en LCA analyse. På den andre siden har kryssløpskorrigeringer den foredelen at den tar hensyn til alle ringvirkningene i økonomien, og sikrer konsistens slik at ingen kjente miljøvirkninger holdes utenfor eller telles flere ganger.

Vi har sett at kryssløpskorrigerte utslippkoeffesienter kombinert med en konsum-modell kan betraktes som en forenklet generell likevektsmodell. I den sammenhengen er nettopp konsistens-egenskapene helt essensielle. Jeg har argumentert for at kryssløpskorrigeringer sikrer at vi unngår uteleatelser og dobbeltregning, og har er på det punktet langt å foretrekke sammenlignet med LCA.

Det eksisterende modellapparatet i Statistisk sentralbyrå som benyttes til miljøøkonomiske analyser inneholder den sentrale kryssløpsstrukturen, og beskriver virkningene på miljøet av ulike politikkalternativ. Analyser av miljøvirkningen av ulike skatter vil da automatisk ta opp i seg kryssløpskorrigeringer. Hva vinner vi så ved å gjennomføre en eksplisitt kryssløpskorrigering når vi alt har modeller med en mer realistisk beskrivelse av produksjonssiden i økonomien? Hovedargumentet for en kryssløpskorrigering koblet med en konsummodell vil da være detaljeringsgrad. De store

modellene har gjerne bare 30-40 ulike varer, mens en slik modell i prinsippet kunne skille mellom noen hundre ulike varer. Da miljøkonsekvensene av f.eks. en togreise og en flyreise er ulike, kan det være hensiktsmessig i miljøsammenheng med en finere vareinndeling.

Om vi med en slik løsning blir i stand til å håndtere en finere vareinndeling blir til gjengjeld beskrivelsen av teknologien mye dårliger. Både modellen beskrevet ovenfor og resultatet fra LCA er rettet mot tiltak på varenivå. Metodene kan fortelle om en vare gir høyere miljøbelastning enn en annen. Det er ikke dermed sagt at en bør innføre virkemiddel for å vri konsumet mot den minst miljøbelastende varen. I de fleste tilfeller vil det være bedre å skattlegge eksternalitetene direkte. Dette vil ikke bare stimulere endret sammensetning av konsumet men også gi bedriftene incentiver til å produsere begge varene (og andre varer også) med mindre miljøbelastning.

Normalt er det optimale tiltaket å skattlegge eksternaliteter, og ikke varene som ble produsert da utslippene skjedde. I praksis vil en slik enkel regel fort kompliseres av forhold som at utslipp ikke er observerbare, at administrasjonskostnadene kan bli store, etc. Andre virkemiddel enn rene Pigou-skatter vil derfor også spille en rolle i en fornuftig miljøpolitikk. Rene vareavgifter diskutere noen ganger også i andre sammenhenger, og det kan da være interessant også å vite miljøbelastningen knyttet til varene.

Eksisterende miljøøkonomiske modeller er selvsagt ikke ideelle for alle formål, og valg av analysemetode må selvsagt tilpasses problemstillingen en ser på. Før en går i gang med å utvikle nye modeller med kryssløpskorrigeringer av utslippskoeffesienter eller bruker LCA i særlig utstrekning som beslutningsgrunnlag for miljøpolitikken, bør en identifisere et behov for dette ved å påvise problemstillinger hvor det er grunn til å tro at vare-spesifikke tiltak kan være et nyttig supplement til generelle Pigou-skatter, og der eksisterende analyseapparat kommer til kort.

Referanser

- Arrow, John Kenneth (1951): *Social Choice and Individual Values*, New York: Wiley
- Baumol, William J. and Wallace E. Oates (1988): *The theory of Environmental Policy*, 2. edition, Cambridge: Cambridge University Press.
- Bingham, Taylor H., Donald W. Anderson and Philip C. Cooley (1987): Distribution of the Generation of Air Pollution, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol 14, pp 30-40, Mars
- Buchanan, James M. (1954): Social choice, democracy and free markets, *Journal of Political Economy*, 45, 542-74.
- Brekke, K.A. og H. Vennemo (1998): Livsløpsanalyse og økonomisk teori.
- Førsund, Finn og S. Strøm (1980): *Miljø og Ressursøkonomi*, Oslo: Universitetsforlaget
- Halvorsen, Bente, Nils Ø. Mæhle og Karine Nyborg (1991): Dekomponering av utslipp til luft, energibruk og produksjon i Norge 1985-1987, Interne Notater, Statistisk sentralbyrå
- Ibenholt, Karin og Jørgen Aasness (1996): Indikatorer for bærekraftig forbruk - data, modellverktøy og metode, Notat 18 april 1996, Statistisk sentralbyrå
- Jansen, (1997): Livsløpsanalyse for gjenvinning av drikkekartong, Prosjektoppgave våren 1997, Institutt for Vassbygging, NTNU.
- Mæhle, Nils Øyvind (1992): Kryssløpsdata og kryssløpsanalyse 1970-1990, Rapporter 92/26, Statistisk sentralbyrå.
- Nyborg, Karine (1991?): Energibruk og utslipp til luft i Norsk produksjon, Rapport for SFT-prosjekt Kontrakt Nr 400/89.
- The Nordic Council (1995): *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*, Nord 1995:20, The Nordic Council of Ministers, Sweden.

Kryssløpskorrigering

Bingham et al. (1987) utvikler en kryssløpskorrigering basert på vanlige sektor-sektor kryssløp. Om z er envektor av bruttoproduksjonsverdi fra ulike sektorer, og c er sluttforbruksvektor, så er da

$$z = Az + c$$

der A er kryssløpsmatrisen. Dette gir

$$z = Rc = (I - A)^{-1}c$$

der den siste likheten definerer matrisen R .

Videre innfører de proporsjonale utslipp i produksjon og konsum, slik at totale utslipp blir

$$We = QRc + Te$$

der Q er matrise av utslipp fra hver sektor og hver forurensingskomponent T er matrise av enhetsutslippene fra konsumentene fordelt på forurensningskomponenter og konsumgoder. Om vi ser på bare en forurensingskomponent, er W en vektor, og de totale utslippene fra økonomien er da

$$We = w_1e_1 + w_2e_2 + \dots + w_n e_n$$

Her forteller w_i hvor mye de totale utslippene vil øke med om en øker forbruksutgiften til vare i med en enhet. Da vi ser på de totale utslippene fra hele økonomien når forbruksutgiften for øker, betyr dette at vi i dette regnestykket har tatt hensyn til hvor mye leveranser av alle andre varer som trengs for å produsere vare i , ikke bare i ett trinn. Regnestykket inkluderer leveranser av vare k til produksjonen av vare m som brukes som innsatsfaktor til produksjon av vare j ... som brukes som innsatsfaktor til produksjonen av vare i .

Generell likevekt

Den enkle kryssløpsligningen

$$z = Az + c$$

diskutert ovenfor svarer til produksjonssiden i en økonomi. Generelt vil kryssløpskoeffesientene endre seg om etterspørselen endrer seg. Et analyseverktøy som baserer seg på en kryssløpskorrigering av utslippene vil imidlertid implisitt anta at koeffesientene er konstante. Dette svarer til at det ikke er substitusjonsmuligheter i produksjonen, altså at det er Leontief-teknologi, dvs at teknologien er beskrevet med en limitasjonslov, (Thonstad 1975, kap 3).

Vi kan kombinere dette med en konsummodell som sier at konsumentene maksimerer

$$u(c) \quad \text{subjekt til } pc = px + m$$

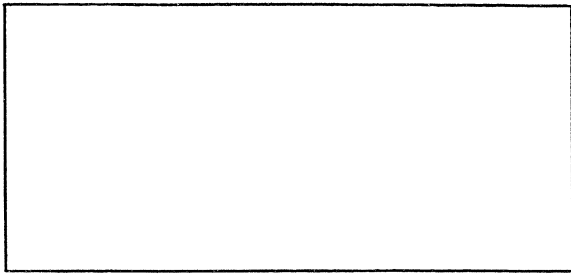
der p er konsumentprisene og m er inntekt utover lønn. Dette gir oss en komplert generell likevektsmodell. Med bare en egentlig innsatsfaktor (arbeidskraft) og under bestemte forutsetninger om eierinntektene, så vil produsentprisene q være bestemt av kryssløpsmatrisen. (Thonstad, 1975, kap 10)

Dette er da en generell likevektsmodell, der vi kan studere effekten av en endring i $t=p-q$ godespesifikke avgifter. Merk at formålet med dette analyseverktøyet er ganske forskjellig fra formålet med LCA. Vi har nå en generell likevektsmodell som kan brukes til å studere effekten av offentlige virkemiddel, dvs grønne vare-avgifter. Det er ikke her noe primært formål å fastsette hvor forurensingsintensivt hver vare er.

De sist utgitte publikasjonene i serien Notater fra Forskningsavdelingen

- 96/31 A. Bruvoll og H. Wiig: Konsekvenser av ulike håndteringsmåter for avfall
- 96/33 M. Rolland: Militærutgifter i Norges prioriterte samarbeidsland
- 96/35 A.C. Hansen: Analyse av individers preferanser over lotterier basert på en stokastisk modell for usikre utfall
- 96/36 B.H. Vatne: En dynamisk spillmodell: Dokumentasjon av dataprogrammer
- 96/44 K.-G.Lindquist og B.E.Naug: Makro-økonometriske modeller og konkurranseevne.
- 96/45 R. Golombek og S. Kverndokk (red): Modeller for elektrisitets- og gassmarkedene i Norge, Norden og Europa.
- 96/53 F.R. Aune: Konsekvenser av en nordisk avgiftsharmonisering på elektrisitetsområdet.
- 97/2 E. Berg og K. Rypdal: Historisk utvikling og fremskrivning av forbruket av noen miljøskadelige produkter
- 97/5 Å. Cappelen: SSBs arbeid med investeringsrelasjoner: erfaringer og planer
- 97/30 K.-G. Lindquist: Database for energiintensive næringer. Tall fra industristatistikken
- 97/35 A. Langørgen: Faktorer bak variasjoner i kommunal ressursbruk til pleie og omsorg
- 97/36 S. E. Førre: Registerdataene i lys av industristatistikken
- 97/37 K. Gimming: Virkninger på prisutviklingen på naturgass i Vest-Europa ved innføring av felles karbonavgift
- 97/39 E.Holmøy og Ø.Thøgersen (red.): Virkninger av strukturpolitiske reformer: Forslag til konkrete forskningsprosjekter
- 97/41 E. Holmøy: En presisering av hva som skal menes med tilbudskurven for arbeid i en generell likevektsmodell
- 97/45 A. Katz, B.M. Larsen, K.S. Eriksen og T. Jensen: Transport og makroøkonomi – en samkjøring av GODMOD-3 og MSG-6
- 97/52 J. Nordøy: Nyten av forventningsbaserte konjunkturindekser ved predikering av konsum
- 97/68 R. Johansen: Modell for regional analyse av arbeidsmarked og demografi. Teknisk dokumentasjon
- 97/70 B. Bye: Imperfeksjoner i arbeidsmarkedet: Konsekvenser for velferdseffekter av en grønn skattereform
- 98/12 A. Langørgen: Indekser for bosettingsmønster i kommunene
- 98/22 L. Lindholt: Dynamiske oljemodeller: Intertemporal optimering og adferdssimulering
- 98/38 F. Aune, T. Bye, M.I. Hansen: Gasskraft i Norge fram mot 2020?
- 98/49 K. Nyborg: Energibruk og utslipp til luft i norsk produksjon. Direkte og indirekte virkninger
- 98/53 E. Holmøy: Hvordan generelle likevekts-effekter bidrar til prisfølsomheten i den norske el-etterspørselen. Dokumentasjon av beregningsrutiner
- 98/54 F.R. Aune, T. Bye, M.I. Hansen og T.A. Johnsen: Kraftpris og skyggepris på CO₂-utslipp i Norge til 2027
- 98/57 T. Bye: Fleksibel gjennomføring av en klimaavtale
- 98/66 M. Sjøberg: Omsetjelege kvotar og internasjonale miljøavtalar
- 98/78 K.A. Brekke og R. Aaberge: Ekvivalensskala og velferd
- 98/81 Ø. Døhl: Temperaturkorrigering av energiforbruket. En empirisk analyse
- 98/88 J. Sexton: Fremskrivning av tidsserier i KNR
- 98/91 L. Lindholt: Rammevilkår for energi-gjenvinning av plast
- 98/97 K.A. Brekke: Om metoder for beregning av miljøprofil for ulike varer, og hva vi trenger det til

Notater



Tillatelse nr.
159 000/502

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

Statistisk sentralbyrå

Oslo:
Postboks 8131 Dep.
0033 Oslo

Telefon: 22 86 45 00
Telefaks: 22 86 49 73

Kongsvinger:
Postboks 1260
2201 Kongsvinger

Telefon: 62 88 50 00
Telefaks: 62 88 50 30

ISSN 0806-3745



Statistisk sentralbyrå
Statistics Norway