

## Gevinster ved genanvendelse

- et litteraturstudie af internationale undersøgelser af de samfundsøkonomiske effekter ved genanvendelse af affald

Niels Dengsøe  
Danmarks Miljøundersøgelser

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>5</b>
<b>SAMMENDRAG</b>	<b>7</b>
<b>ENGLISH SUMMARY</b>	<b>11</b>
<b>1 INDLEDNING</b>	<b>13</b>
1.1 FORMÅL	13
1.2 METODE	14
1.3 ANVENDELSE AF EKSISTERENDE BEREGNINGSPRISER	14
1.4 RAPPORTENS OPBYGNING	15
2.1 INDLEDNING	17
2.2 UDVALGTE UNDERSØGELSER MED ØKONOMISK VÆRDISÆTNING AF EFFEKTERNE VED GENANVENDELSE AF AFFALD	17
<i>Craighill og Powell (1996)</i>	18
<i>Coopers &amp; Lybrand og CSERGE (1997)</i>	22
<i>Brisson (1997)</i>	24
<i>ETSU, AEA Technology plc (1997)</i>	27
<i>ECON (2000)</i>	28
<i>COWI (2000)</i>	29
<i>Pearce og Howarth (2000)</i>	32
2.3 METODER OG RESULTATER	33
2.4 SAMMENFATNING	35
<b>3 GEVINSTER VED GENANVENDELSE</b>	<b>37</b>
3.1 INDLEDNING	37
3.2 BEREGNINGSPRISER FOR GEVINSTERNE VED GENANVENDELSE	37
3.3 PARADIGMA FOR MILJØKONSEKVENSBESKRIVELSEN I GENANVENDELSESANALYSER	39
3.4 RESSOURCEMÆSSIGE PROBLEMSTILLINGER	40
<b>4. KONKLUSION</b>	<b>41</b>
<b>REFERENCELISTE</b>	<b>43</b>



# Forord

Denne rapport markerer afslutningen af projektet "Gevinster ved genanvendelse", der er gennemført for Miljøstyrelsen i perioden December 2001 - Juni 2002. Det primære formål med dette mindre projekt har været at gennemgå den internationale litteratur med henblik på at undersøge hvilke metoder, der har været anvendt til at værdisætte gevinster ved genanvendelse, og hvad der er 'state-of-the-art' på området. Projektet har således en tværgående karakter i forhold til mere specifikke samfundsøkonomiske analyser af genanvendelsen. DMU har tidligere bidraget til gennemførelsen af samfundsøkonomiske analyser af genanvendelsesindsatsen (f.eks. analysen af papir/pap fra 1995), men formålet har denne gang været mere systematisk at undersøge, om den internationale værdisætningslitteratur samt udenlandske studier kan bidrage til metodeudviklingen på benefit-siden i danske studier.

Projektet identificerer et behov for at udvide de anvendte beregningspriser, specielt ved at inddrage effekterne af miljø- og sundhedsfarlige kemikalier i opgørelsen af eksternaliteterne fra affaldsforbrænding. Desuden påpeges behovet for at vurdere eksternaliteterne ved udvinding af de jomfruelige materialer med henblik på en samlet livscyklusanalyse af de forskellige affaldsbehandlingsformer.

I forbindelse med projektet har der været nedsat en faglig følgegruppe i Miljøstyrelsen, der har kommenteret udkast til rapporten på møder i marts og august 2002. Følgegruppen har bestået af:

Vibeke Østergaard (formand), Udviklings- og datakontoret,  
Jørgen Schou, Økonomikontoret,  
Berit Hallam, Erhvervsaffaldskontoret,  
Mette Hyldebrandt, Husholdningsaffaldskontoret,  
Charlotte F. Münter, Erhvervsaffaldskontoret

Rapporten er udarbejdet ved Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) af cand.oecon. Niels Dengsøe med faglig sparring fra forskningsprofessor Mikael Skou Andersen.



# Sammendrag

I rapporten beskrives nogle centrale internationale undersøgelser af de miljø- og sundhedsmæssige effekter ved genanvendelse af affald. Rapporten omfatter de samfundsøkonomiske effekter ved affaldsbehandling, der i den miljøøkonomiske litteratur betegnes som "negative eksternaliteter", dvs. de skadesomkostninger på miljø og sundhed, der ikke umiddelbart afspejles i behandlingspriserne ved de forskellige behandlingsformer. Som det er tilfældet i de identificerede undersøgelser, omhandler rapporten derimod ikke de samfundsøkonomiske effekter af valget af affaldsbehandling på f.eks. beskæftigelsen. Den overordnede konklusion i en nylig gennemført undersøgelse for EU-kommissionen er, at effekterne på beskæftigelsen ved forskellige affaldsbehandlingstiltag er små (Vernon og George, 2001: vi).

De fleste undersøgelser af effekterne ved affaldsbehandling vedrører forbrænding eller deponering af affald. Det har således kun været muligt at identificere nogle få, men til gengæld ret omfattende undersøgelser, hvor der er foretaget en prissætning af de samfundsøkonomiske fordele ved genanvendelse, da der i mange af de hidtidige undersøgelser af gevinsterne ved genanvendelse udelukkende er en beskrivelse af gevinsterne eller en opgørelse af udledningerne og restprodukterne ved de forskellige former for affaldsbehandling i fysiske enheder. Da en af gevinsterne ved genanvendelse af affald er de undgåede samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved alternativt at skulle deponere eller forbrænde affaldet, er resultaterne af undersøgelser af effekterne ved deponering eller forbrænding af affald naturligvis vigtige i forbindelse med en vurdering af de samlede samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger ved genanvendelse. Dette gælder imidlertid også for de undgåede skadesomkostninger ved at genanvende affaldet sammenlignet med udvindingen af jomfruelige materialer, idet der normalt er store energibesparelser forbundet med genanvendelse. En analyse af omkostningerne og gevinsterne ved genanvendelse af affald kræver derfor mere end blot en viden om de direkte udledninger og restprodukter.

De mange forskellige udledninger af skadelige stoffer og restprodukter, der er forbundet med affaldsbehandling, gør, at det er vanskeligt at kvantificere deres samlede effekter på miljø og sundhed. Desuden er det forbundet med en ikke ubetydelig usikkerhed at foretage en prissætning af effekterne pga. den mangelfulde kvantificering af udledningerne og restprodukterne ved affaldsbehandling og den usikkerhed, der er forbundet med at afdække befolkningens betalingsvillighed for en reduktion i de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved udledningerne og restprodukterne.

Selvom det i sig selv er kompliceret at vurdere de mange forskellige effekter på miljø og sundhed ved affaldsbehandling, er det ikke desto mindre et for snævert sammenligningsgrundlag i forbindelse med valget af affaldsbehandlingsform. Dette skyldes, at der er forskellige funktioner forbundet med de forskellige former for behandling af affald. For vurderingen af de samlede effekter ved affaldsforbrænding er det f.eks. af afgørende betydning, hvordan energiproduktionen alternativt forudsættes produceret. En sammenligning af effekterne ved genanvendelse, forbrænding eller

deponering af affald er således kun mulig, hvis der gennemføres en systemanalyse af disse funktioner ved de forskellige behandlingsformer.

Særlig vanskeligt er det at vurdere genanvendelse overfor forbrænding af affald, da gevinsterne ved genanvendelse dels viser sig i form af en reduceret miljøbelastning i forbindelse med udvindingen af jomfruelige materialer, dels afhænger af, hvordan energiproduktionen ved forbrænding alternativt forudsættes produceret. Valget af indsamlingssystem kan ligeledes være afgørende for den samlede vurdering af de samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger ved genanvendelse af affald.

Især to aktører har været centrale i forbindelse med økonomiske værdisætningsundersøgelser af effekterne ved affaldsbehandling på internationalt niveau. Dels har EU-kommissionen foranstaltet flere undersøgelser (Coopers & Lybrand og CSERGE (1997), ETSU, AEA Technology (1997), COWI (2000) og Pearce og Howarth (2000)), dels er der forskningsmæssigt gennemført flere projekter ved Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE) ved University of East Anglia, Norwich og University College London<sup>1</sup> (Craighill og Powell (1995; 1996) og Brisson (1997)). I mange af undersøgelserne stammer de anvendte beregningspriser for de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved udledningen af drivhusgasser fra Fankhauser (1994a; 1994b), der ligeledes har været tilknyttet CSERGE.

Konklusionen i den foreliggende rapport er, at det ikke er muligt at generere et sæt af danske beregningspriser for genanvendelsen af forskellige affaldsfraktioner på baggrund af de identificerede internationale undersøgelser. For at kunne beregne de samfundsøkonomiske effekter ved genanvendelse af affald i Danmark mere præcist, er det nødvendigt, at man foretager en økonomisk værdisætning af effekterne ved affaldsbehandling på baggrund af livscyklusundersøgelser af de forskellige former for affaldsbehandling. Kombinationen af livscyklusundersøgelser af effekterne ved genanvendelsesprocesser og økonomisk værdisætning af effekterne omtales som 'The Multiple Pathway Method' (MPM). For yderligere at øge præcisionen i beregningerne er det på længere sigt nødvendigt, at der udvikles danske beregningspriser til brug for samfundsøkonomiske analyser på miljøområdet.

Dette skyldes for det første, at der i de senere år er sket en stramning af kravene til udledningerne fra affaldsbehandling, hvilket alt andet lige vil medføre en reduktion i udledninger af skadelige stoffer pr. behandlet ton affald i forhold til de udledninger, som undersøgelsernes beregninger bygger på. For det andet anvender mange af undersøgelserne beregningspriser for forbedringer i miljøkvaliteten fra begyndelsen af 1990'erne, hvilket forudsætter, at de afdækkede præferencer har været uændrede i den mellemliggende periode. For det tredje forudsætter en overførsel af beregningspriserne fra de udenlandske undersøgelser til danske forhold, at der korrigeres for forskelle i f.eks. indkomst og en række andre socioøkonomiske og demografiske faktorer.

Selvom de internationale undersøgelser ikke umiddelbart synes at være særligt egnede til at generere præcise beregningspriser for effekterne ved genanvendelse af affald i Danmark, kan såvel resultaterne af undersøgelserne

---

<sup>1</sup> <http://www.uea.ac.uk/env/cserge> (CSERGE) og <http://www.cserge.ucl.ac.uk/> (CSERGE Economics).



som de metodemæssige overvejelser vise sig at være nyttige i forbindelse med udviklingen af et sæt beregningspriser i et fremtidigt samarbejdsprojekt i Miljøministeriet.<sup>2</sup>

---

<sup>2</sup> Projekt angående udvikling af miljøøkonomiske enhedspriser ved hjælp af bl.a. benefit transfer (Andersen, 2002).



# English summary

In this report some major international studies of the environmental and health effects of recycling of waste are described. The report covers the social effects of waste disposal, characterized as 'negative externalities' in the literature of environmental economics, i.e. the damage costs on the environment and human health, that are not reflected in the waste disposal prices. As it is the case in the identified studies, the report does not include the social effects of the choice of waste disposal on e.g. the employment. The main conclusion in a recent study conducted for the European Commission is that waste management measures are likely to have only a small effect on employment (Vernon and George, 2001: vi).

Most studies on the effects of waste disposal pertain to incineration or landfilling of waste. Thus it has only been possible to identify few, but on the other hand rather comprehensive studies, where an economic valuation of the social benefits of recycling has been conducted, as in many of the studies on benefits of recycling only include descriptions of benefits or a specification of emissions and residues in physical units. The results of the studies of effects of landfilling or incineration of waste is obviously important in connection with an assessment of the total social benefits and costs of recycling since one of the benefits of recycling of waste is the avoided social damage costs from the alternatives i.e. landfill or incineration of the waste. This, however, also applies for the avoided damage costs of recycling of the waste compared with the extraction of virgin materials, because the energy savings related to recycling are normally large. An analysis of costs and benefits of recycling of waste therefore requests more than just knowledge of the immediate emissions and residues.

The many different emissions of harmful substances and residues related to waste disposal makes it difficult to quantify their total effects on the environment and human health. Moreover, it is associated with a noticeable uncertainty to conduct an economic valuation of the effects because of the inadequate quantification of emissions and residues from waste disposal, and the uncertainty related to the unveiling of peoples willingness-to-pay for a reduction in the social damage costs from the emissions and residues.

Even though it is difficult to assess the many different effects on the environment and human health related to waste disposal, it is nevertheless a too narrow basis for comparison in connection with selection of waste disposal method. This is due to the fact that there are different functions related to the different forms of waste disposal. For the assessment of the total effects of waste incineration it is e.g. of great importance, how the production of energy is alternatively assumed. A comparison of the effects of recycling, incineration and landfilling of waste is thus only possible, if a system analysis of these functions related to the different forms of waste disposal is conducted.

It is particularly difficult to compare recycling with the incineration of waste, because the benefits of recycling, partly shows up in the form of reduced environmental impact in connection with the extraction of virgin materials and partly depends on how the production of energy from incineration is

alternatively assumed. The choice of collection system can also be decisive for the total assessment of the social benefits and costs of recycling of waste.

Especially two actors have been major in connection with economic valuation studies of the effects of waste disposal at the international level. The European Commission has initiated several studies (Coopers & Lybrand and CSERGE (1997), ETSU, AEA Technology (1997), COWI (2000) and Pearce and Howarth (2000)) and several research projects has been carried out at the Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE) at the University of East Anglia, Norwich and University College London<sup>3</sup> (Craighill and Powell (1995; 1996) and Brisson (1997)). In many of the studies the unit damage costs applied for the social damage costs of the emissions of greenhouse gases originate from Fankhauser (1994a; 1994b), who has been affiliated to CSERGE.

The conclusion in the present report states that it is not possible to generate a set of Danish unit damage costs for recycling of different fractions of waste on the basis of the identified international studies. To be able to calculate the social effects of recycling of waste in Denmark more precisely, it is necessary to conduct an economic valuation of the effects of waste disposal in Denmark on the basis of life-cycle analyses of the different forms of waste disposal. The combination of life-cycle analyses of the effects of recycling processes and economic valuation of the effects is referred to as 'The Multiple Pathway Method' (MPM). To increase the precision of the calculations it is necessary in the long term to generate Danish unit damage costs for the purpose of economic analyses on the environment.

This is first of all due to an increase in the requirements to emissions from waste disposal. All other things being equal this implies a reduction in the emissions of harmful substances per treated ton of waste that has taken place compared with the emissions used for the calculations in the studies. Secondly, many of the studies are using unit damage costs for improvements in environmental quality from the beginning of the 1990's, which presumes, that the unveiled preferences have been unchanged in the intervened period. Thirdly, a transfer of unit damage costs from foreign studies to Danish circumstances presumes that corrections for differences in e.g. income and a number of other socio-economic and demographic factors are made.

Even though the international studies do not seem to be particular suitable to generate precise unit damage costs for the effects of recycling of solid waste in Denmark right now, both the results of the studies and the methodological considerations can prove to be useful in connection with the generation of a set of unit damage costs in a future project in co-operation with the Danish Ministry of the Environment.<sup>4</sup>

---

<sup>3</sup> <http://www.uea.ac.uk/env/cserge> (CSERGE) and <http://www.cserge.ucl.ac.uk/> (CSERGE Economics).

<sup>4</sup> Project concerning the development of environmental economic unit damage costs by means of among others benefit transfer (Andersen, 2002).

# 1 Indledning

Effekterne ved de forskellige former for affaldsbehandling på miljø og sundhed har været diskuteret i en række vestlige lande i løbet af 1990'erne. Især spørgsmålet, om man bør foretrække genanvendelse eller forbrænding med energiudnyttelse af affaldet, har været centralt i diskussionerne. Udfra en miljøøkonomisk betragtning er det imidlertid et problem, at mange af de hidtidige undersøgelser hovedsageligt har været beskrivende, eller at de udelukkende indeholder en fysisk opgørelse af udledningerne og restprodukterne ved de forskellige former for affaldsbehandling (f.eks. Finnveden *et al.* (1995). Finnveden og Ekvall (1998), Goddard (1995)). Affalds- og genanvendelsesområdet har imidlertid, sammenlignet med andre felter, været genstand for en meget beskeden interesse i den fagøkonomiske litteratur om værdisætning. I forbindelse med dette projekt har det derfor kun været muligt at identificere forholdsvis få undersøgelser, hvor der er foretaget en økonomisk værdisætning af de samfundsøkonomiske effekter ved affaldsbehandling.

De væsentligste forudsætninger for at kunne foretage en sammenlignelig miljøkonsekvensvurdering af de forskellige former for affaldsbehandling er:

- at der findes pålidelige data for de mange forskellige udledninger og restprodukter ved affaldsbehandling,
- at der findes dokumenterede sammenhænge mellem udledningerne og restprodukterne og deres effekter på miljø og sundhed,
- at der findes troværdige beregningspriser for miljø- og sundhedseffekterne ved udledninger og restprodukter fra affaldsbehandling,
- at der gennemføres en systemanalyse af de forskellige funktioner ved de forskellige behandlingsformer,
- at udvindingen af råmaterialer kan vurderes efter en tilsvarende skabelon.

Som det fremgår af rapporten, er forudsætningerne kun sjældent opfyldte, og resultaterne af de eksisterende mere partielle undersøgelser bør derfor fortolkes med forsigtighed.

## 1.1 Formål

Formålet med projektet har været at gennemgå den internationale litteratur med henblik på at vurdere state-of-the-art, samt at undersøge mulighederne for at udlede beregningspriser for genanvendelse af affald på baggrund af denne.<sup>5</sup> I mangel af originale danske betalingsvillighedsundersøgelser vil beregningspriserne bl.a. kunne anvendes i forbindelse med en vurdering af de eksisterende målsætninger på affaldsområdet (affaldsbehandlingshierarkiet) og satserne for afgifterne på affaldsområdet (emballageafgiften og affaldsafgiften).

---

<sup>5</sup> I rapporten bruges betegnelsen ”beregningpriser” efter bl.a. Halsnæs og Meyer (red.) (1995: 13) og Møller (2002a: 4). I Kveiborg (2001), Vejdirektoratet (2002) og Andersen (2002) anvendes betegnelsen ”enhedspriser”.

## 1.2 Metode

Studiet omfatter publicerede artikler om selvstændige undersøgelser i enkelte lande og rapporter om internationale undersøgelser i flere lande. Den oprindelige ide med projektet var at gennemføre et litteraturstudie af undersøgelser, som var blevet publiceret i internationale fagtidsskrifter, for at sikre at de identificerede undersøgelser, inden publiceringen var blevet udsat for en faglig kvalitetsbedømmelse ('peer review'). Det har imidlertid vist sig, at de fleste af de identificerede undersøgelser er publiceret som rapporter.

I gennemgangen af de identificerede undersøgelser er det beskrevet, hvilke former for affaldsbehandling der undersøges, og om der er tale om gennemførelsen af originale værdisætningsundersøgelser. Alternativt er det beskrevet, hvor de anvendte beregningspriser for udledningen af de forskellige skadelige stoffer stammer fra.

## 1.3 Anvendelse af eksisterende beregningspriser

Interessen for at anvende cost-benefit analyser på miljøområdet er stigende. De mange anbefalinger af i højere grad at inddrage kvantitative vurderinger af gevinster og omkostninger ved miljøpolitikken i den politiske beslutningsproces hviler imidlertid ofte på en urealistisk forestilling om den viden, der eksisterer om de faktiske udledninger ved forskellige aktiviteter som f.eks. affaldsbehandling, og om effekterne af udledningerne på miljø og sundhed. I praksis er de politiske beslutningstagere derfor henvist til ofte at træffe beslutninger på et ufuldstændigt grundlag.<sup>6</sup>

Nye policy tiltag gennemføres sjældent på baggrund af originale undersøgelser af de forventede gevinster og omkostninger ved tiltaget. Det samme gælder i forbindelse med evalueringer af de faktiske effekter af allerede gennemførte tiltag. I langt de fleste tilfælde vil der være tale om, at man benytter sig af de eksisterende informationer, som det er muligt at indsamle indenfor en afgrænset tidsperiode. Denne meget udbredte fremgangsmåde, der betegnes som overførselsmetoden ('transfer method'), er defineret som:

“... the use of existing information designed for one specific context to address policy questions in another context”  
(Desvousges *et al.*, 1998: 4).

Som det fremgår af definitionen er anvendelsen af estimater fra eksisterende værdisætningsundersøgelser eller 'benefit transfer' blot én måde at anvende overførselsmetoden på. De indlysende fordele ved den enkle anvendelse af overførselsmetoden ('simple benefit transfer') er, at den er hurtig og billig sammenlignet med at gennemføre originale værdisætningsundersøgelser, der er repræsentative. Metoden kan imidlertid kritiseres for at generere tvivlsomme beregningspriser. Eftersom den politiske beslutningsproces i forbindelse med nye policy tiltag eller evalueringer af den eksisterende politik på f.eks. affaldsområdet kun i de færreste tilfælde er forbundet med gennemførelsen af originale undersøgelser af gevinsterne og omkostningerne ved tiltagene, er det afgørende spørgsmål derfor ikke, om man bør anvende overførselsmetoden i forbindelse med politiske beslutninger, men i højere grad

---

<sup>6</sup> For en udmærket introduktion til emnet se 'Environmental Policy Analysis with Limited Information. Principles and Applications of the transfer Method' (Desvousges *et al.*, 1998).

hvordan det er muligt at anvende de eksisterende informationer. Selv i forbindelse med anvendelsen af originale værdisætningsundersøgelser er en simpel anvendelse af eksisterende værdier imidlertid ikke altid nogen god måde at anvende de eksisterende informationer på. Det anbefales derfor ofte, at man alternativt vælger at overføre benefit-*funktioner*:

”Because of the lack of existing studies in 1962, the use of a unit-day value from an administratively approved table was an initial answer to the challenge of providing benefit estimates for unstudied or new recreation areas. However, it was not long before university and federal agency economists recognized that a more conceptually sound approach to use and benefit prediction at new sites involved transferring the entire demand equation rather than just the average net willingness to pay that results from the demand equation” (Loomis, 1992: 701).

På grund af det begrænsede antal identificerede undersøgelser har det ikke været meningsfuldt at foretage en nærmere vurdering af validiteten af estimaterne for gevinsterne ved genanvendelse af affald fra de udenlandske undersøgelser for danske forhold. I forbindelse med vurderingen af resultaterne af de identificerede undersøgelser er der derfor lagt vægt på en række ”alt andet lige”-kriterier:

- datagrundlaget for undersøgelserne
- valget af forudsætninger for beregningerne af gevinsterne ved genanvendelse
- om der er gennemført følsomhedsanalyser af de væsentligste forudsætninger

Nyere data afspejler alt andet lige den nuværende og fremtidige affaldssammensætning og de tilsvarende miljømæssige krav til behandlingen af affald bedre end ældre undersøgelser. Oplysninger om forudsætningerne for beregningerne af gevinsterne ved genanvendelse og følsomhedsanalyser af de væsentligste forudsætninger er endvidere væsentlige for at kunne efterprøve resultaterne og for at undgå, at der sker en forveksling af undersøgelsernes forudsætninger med undersøgelsernes resultater.

#### 1.4 Rapportens opbygning

I kapitel 2 er der en kortfattet gennemgang af de identificerede internationale undersøgelser, hvor der er gennemført en prissætning af de samfundsøkonomiske effekter ved affaldsbehandling på miljø og sundhed. I kapitel 3 er de principielle gevinster ved genanvendelse opgjort og beskrevet nærmere, og et paradigme for disse er opstillet. I kapitel 4 sammenfattes og konkluderes der på baggrund af de forudgående kapitler.





## 2. Internationalt litteraturstudie af de samfundsøkonomiske effekter ved genanvendelse af affald

### 2.1 Indledning

Indtil for blot få år siden var det begrænset, hvor mange miljøøkonomiske undersøgelser, der var blevet foretaget af effekterne ved de forskellige former for affaldsbehandling. Endvidere omhandler de fleste eksisterende undersøgelser effekterne ved forbrænding eller deponering af affald. Således blev antallet af undersøgelser af gevinsterne ved genanvendelse ved forskellige virkemidler i midten af 1990'erne beskrevet som "stort set ikke-eksisterende". I en artikel i tidsskriftet *Resources, Conservation and Recycling* skriver Goddard (1995) således:

"The current professional economic literature treating the solid waste management issue is focused on basically three issues: (1) the applicability and viability of user charges in solid waste management, (2) analysis of which are the best tools to alter the percentage of packaging in the waste stream, and (3) the benefits and costs of using those instruments to foster waste reduction and recycling (...) *Our empirical knowledge is very suggestive on the first of these, sketchy on the second, and virtually non-existent on the third*" (Goddard, 1995: 195)

Som det fremgår af afsnit 2.2, har det kun været muligt at identificere forholdsvis få undersøgelser, hvor der er foretaget en prissætning af de samfundsøkonomiske effekter ved genanvendelse. En enkelt undtagelse synes dog at være David Pearce, der allerede i slutningen af 1970'erne gennemførte en undersøgelse af de miljømæssige og økonomiske effekter ved nyttiggørelsen af papiraffald for OECD (Pearce, 1979) og Pearce og Walter (1978). Undersøgelserne er dog ikke beskrevet nærmere i denne rapport, da det vurderes, at de er baseret på et forældet datagrundlag.

I afsnit 2.2 er der en gennemgang af en række internationale undersøgelser af effekterne ved genanvendelse af affald på miljø og sundhed. I afsnit 2.3 vurderes det, om der er en sammenhæng mellem valget af metode og undersøgelsesresultater. I sammenfatningen af undersøgelserne i afsnit 2.4 er der endvidere en vurdering af, hvor egnede undersøgelsesresultater er til at blive overført til danske forhold.

### 2.2 Udvalgte undersøgelser med økonomisk værdisætning af effekterne ved genanvendelse af affald

For hver af de udvalgte undersøgelser er den valgte metode og resultaterne af undersøgelserne beskrevet nærmere. Af de identificerede undersøgelser er det

kun Craighill og Powell (1996), som er fundet i forbindelse med en systematisk gennemgang af artiklerne i en række miljøøkonomiske tidsskrifter. De øvrige undersøgelser er publiceret som rapporter, som der ofte refereres til i den miljøøkonomiske litteratur om de samfundsøkonomiske effekter ved affaldsbehandling.

Der kan i litteraturen findes eksempler på "Willingness-to-pay" (WTP) undersøgelser af befolkningens præferencer for genanvendelse. Disse undersøgelser forudsætter, at genanvendelsesindsatsen er mere omkostningstung end traditionel affaldsbehandling, og forsøger at indkredse, hvor stor betalingsvilligheden er for denne ekstra indsats. Et af problemerne med denne tilgang er imidlertid, at den er for aggregeret. Den gør det ikke muligt at behandle spørgsmålet om hvilke fraktioner af affaldet, der udses til genanvendelse, og hvad de miljømæssige implikationer er af at satse på netop disse fraktioner. En mere lovende tilgang er baseret på præcise livscyklusundersøgelser (LCA) og en opgørelse af de præcise implikationer af alternative bortskaffelses- og genanvendelsesalternativer. Der er derfor i det følgende set bort fra de simple WTP-undersøgelser (se f.eks. Lake, Bateman og Parfitt (1996), Huhtala (1996; 1999), Garrod og Willis (1998), Sterner og Bartellings (1999) og Bonnioux og Desaignes (2000)), der er omtalt i Dengsøe (2001: 18-21).

#### **Craighill og Powell (1996)**

I midten af 1990'erne kombinerede Craighill og Powell som nogle af de første en livscyklusundersøgelse af effekterne ved forskellige former for affaldsbehandling med en økonomisk værdisætning af effekterne. Tidligere undersøgelser ved hjælp af livscyklusundersøgelser og økonomiske værdisætningsmetoder omfattede kun bestemte produkter/affaldsfraktioner, som f.eks. drikkeemballage og bleer.

Craighill og Powells undersøgelse omfattede effekterne af udledninger og restprodukter ved deponering eller genanvendelse af husholdningsaffaldet i Milton Keynes i det centrale England, som bestod af 73.000 husholdninger med i alt 180.000 indbyggere. Husholdningerne kildesorterede de genanvendelige materialer i to containere, som hver uge blev indsamlet og sorteret yderligere i 11 forskellige kategorier. Restaffaldet til deponering blev indsamlet separat. På tidspunktet for undersøgelsen blev 26 pct. af det indsamlede husholdningsaffald genanvendt, mens resten blev deponeret.

I undersøgelsen blev effekterne af at deponere 1 ton affald sammenlignet med effekterne af at genanvende 1 tons af forskellige affaldsfraktioner (jf. tabel 1). For at gøre funktionerne af de to affaldsbehandlingsformer sammenlignelige blev effekterne af de forskellige trin i produkternes/affaldsfraktionernes livscyklus beregnet først. Det er værd at bemærke, at de bidrag, der er opgjort i tabel 1 og 2 for deponering, inkluderer udledninger fra udvindingen af de jomfruelige materialer, idet manglende genanvendelse jo nødvendiggør fornyet udvinding af materialerne. Hvor der ikke findes tilgængelige data for de faktiske udledninger, har det været nødvendigt at gøre en række antagelser. F.eks. antages det, at det er forbundet med en energibesparelse på 77 pct. at anvende sekundære plastmaterialer (Craighill og Powell, 1996: 83).

Tabel 1 Bidrag til drivhuseffekt, syredannelse og udledning af næringsstoffer fra deponering eller genanvendelse af forskellige fraktioner af husholdningsaffald (Kilde: Craighill og Powell (1996: 87-90))

Bidrag til drivhuseffekt	Deponering	Genanvendelse	Sparet bidrag ved genanvendelse (pct.)
	CO <sub>2</sub> ækvivalent (kg pr. ton)		
Aluminium	52.999	2.653	95
Glas	2.514	1.395	45
Papir	548	50	91
Stål	122	116	5
HDPE	160	31	81
PET	163	98	40
PVC	156	54	65

Bidrag til syredannelsen	Deponering	Genanvendelse	Sparet bidrag ved genanvendelse (pct.)
	H <sup>+</sup> ækvivalent (kg pr. ton)		
Aluminium	20.952	1.114	95
Glas	1.157	677	41
Papir	3.231	650	80
Stål	327	243	26
HDPE	81	91	÷12
PET	131	166	÷27
PVC	46	65	÷41

Bidrag til udledning af næringsstoffer	Deponering	Genanvendelse	Sparet bidrag ved genanvendelse (pct.)
	Fosfat ækvivalent (kg pr. ton)		
Aluminium	16,99	0,99	94
Glas	1,09	0,74	32
Papir	4,58	0,97	79
Stål	0,38	0,45	÷18
HDPE	0,18	0,22	÷22
PET	0,75	0,96	÷28
PVC	0,12	0,23	÷92

Resultaterne af livscyklusundersøgelsen viste, at der for alle de undersøgte affaldsfraktioner ville være et reduceret bidrag til drivhuseffekten ved at genanvende affaldet frem for at deponere det (tabel 1 kolonne 4 første del). Den relative reduktion i bidraget ville være størst for aluminium (95 pct.), mens bidraget ville være mindst for stål (5 pct.). De reducerede bidrag skyldtes hovedsageligt et reduceret energiforbrug ved at anvende sekundære materialer i forhold til at indvinde primære materialer, der også opvejede de øgede udledninger fra transporten ved indsamling af genanvendelige materialer (Craighill og Powell, 1996: 91).

Den relative reduktion i bidraget til syredannelse ('acidification') ville være størst for aluminium (95 pct.) og mindst for stål (26 pct.), mens der ved genanvendelse af plastaffald ville være tale om øgede eksternaliteter på 12-41 pct. (negativt sparet bidrag) (kolonne 4 anden del). Disse resultater skyldtes, at de sparede udledninger i sure gasser ('acid gases') i indvindingsfasen blev opvejet af øgede udledninger som følge af en stigning i transporten (Craighill og Powell, 1996: 91-92). Også i forhold til udledning af næringsstoffer ('nutrification') ville den relative reduktion i bidraget være størst for aluminium (94 pct.) og mindst for glas (32 pct.), mens der ville være et øget bidrag for stål (18 pct.) og plast (22-92 pct.) (kolonne 4 tredje del).

Om man på baggrund af livscyklusundersøgelsen foretrækker deponering eller genanvendelse af stål og plast, afhænger af en afvejning af deres bidrag til henholdsvis de tre miljøparametre. Et af problemerne ved

livscyklusundersøgelser er, at resultaterne opgøres som miljøeffekter, der ikke umiddelbart er sammenlignelige. Mens genanvendelse af aluminium, glas og papir ift. alle tre miljøparametre er bedre end deponering, er det mere usikkert for stål, og deponering af plastaffald er bedre end genanvendelse, hvis drivhuseffekten er vigtigst (Craighill og Powell, 1996: 92).

Tabel 2 Samfundsøkonomiske omkostninger ved deponering og genanvendelse (Kilde: Craighill og Powell (1996: 91))

	Deponering (a)	Genanvendelse (b)	Nettogevinst ved genanvendelse (a-b)
£ pr. ton			
Aluminium	1.880	111	1.769
Glas	255	67	188
Papir	300	74	226
Stål	269	32	238
HDPE	9	12	+3
PET	14	21	+7
PVC	7	12	+4

Sammenlignet med de forskellige miljøeffekter i livscyklusundersøgelsen er økonomisk værdisætning en måde at gøre effekterne ved deponering og genanvendelse på miljø og sundhed sammenlignelige på. Næste skridt i undersøgelsen var derfor at prissætte miljøbelastningen ved de enkelte affaldsfraktioner, som opgjort gennem livscyklusundersøgelsen. Dette er gjort ved at multiplicere de fysiske udledninger med nogle beregningspriser for udledningen af skadelige stoffer.

Tabel 3 Beregningspriser for udledningen af skadelige stoffer (Kilde: Craighill og Powell (1996: 85))

Skadelige stoffer	Pence pr. kg udledt stof	Kilde
Kuldioxid (CO <sub>2</sub> )	0,40	Fankhauser (1994a)
Metan (CH <sub>4</sub> )	7,20	
Kulilte (CO)	0,60	
Lattergas (N <sub>2</sub> O)	61,40	
Kvælstofoxid (NO <sub>x</sub> )	127,00	EU-kommissionen (1994)
Svovldioxid (SO <sub>2</sub> )	258,40	
Partikler (PM <sub>10</sub> )	898,00	

Beregningspriserne for udledningerne af skadelige stoffer stammer fra en undersøgelse af de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved at anvende kul som brændsel i EU-kommissionen (1994). Beregningspriserne for udledningen af drivhusgasser stammer fra en beregning af de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved udledninger af drivhusgasser i Fankhauser (1994a), der ligeledes er udgivet som et arbejdspapir fra Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE). Arbejdspapiret er efterfølgende publiceret som en artikel i *The Energy Journal* (Fankhauser, 1994b).

Tabel 4 Beregningspriser for udledningen af drivhusgasser (Kilde: Fankhauser (1994a: 39))

	1991-2000	2001-2010	2011-2020	2021-2030
Kuldioxid (CO <sub>2</sub> ) (\$ pr. ton C)	20,3	22,8	25,3	27,8
Metan (CH <sub>4</sub> ) (\$ pr. ton CH <sub>4</sub> )	108	129	152	176
Lattergas (N <sub>2</sub> O) (\$ pr. ton N)	2.895	3.379	3.901	4.489

Da mange af de identificerede undersøgelser i denne rapport anvender resultaterne i Fankhauser (1994a eller 1994b), er beregningspriserne for

drivhusgasserne vist i tabel 4. Beregningspriserne er beregnet i en stokastisk drivhusgas-model, som det vil føre for vidt at beskrive nærmere her.

Tabel 5 *Beregningspriser for udledningen af drivhusgasser* (Kilde: Fankhauser (1994a: 39) og Coopers & Lybrand og CSERGE (1997: 286-287))

	\$ pr. udledt enhed	€ pr. ton udledt stof
Kuldioxid (CO <sub>2</sub> )	20	4
Kulilte (CO)	-	7
Metan (CH <sub>4</sub> )	108	86
Lattergas (N <sub>2</sub> O)	2.895	1.469

I undersøgelsen af Coopers & Lybrand og CSERGE (1997), som er beskrevet nærmere nedenfor, anvendes der ligeledes beregningspriserne fra Fankhauser (1994a). I tabel 5 er Fankhausers beregninger for de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved udledninger af drivhusgasser omregnet til de beregningspriser, der oftest anvendes i de identificerede europæiske undersøgelser (tabel 5 kolonne 3).

For at gennemføre beregningerne i Craighill og Powell har det været nødvendigt at gøre følgende forenkende forudsætninger:

1. Kun de direkte inputs og outputs indgår i beregningerne.<sup>7</sup>
2. Den anvendte energi antages at være elektricitet produceret med den eksisterende engelske brændselssammensætning.
3. Energien produceret ved hjælp af gas fra deponier antages at erstatte elektriciteten produceret på gamle kulfyrede kraftværker i England.

Tabel 2 viser resultaterne, når eksternaliteterne ved de to metoder vurderes overfor hinanden. Af tabellen fremgår det, at det er forbundet med samfundsøkonomiske omkostninger, uanset om affaldet deponeres eller genanvendes (kolonne a og b). For de beskrevne indsamlings- og behandlingssystemer er det dog beregnet, at det er forbundet med samfundsøkonomiske gevinster at genanvende fraktionerne aluminium, glas, papir (positiv nettogevinst ved genanvendelse i kolonne 'a-b'). I undersøgelsen er det endvidere opgivet, at genanvendelse af aluminium klart medfører den største gevinst (£1.769 pr. tons), mens gevinsten ved at genanvende glas, papir og stål er £188-238 pr. tons. Endelig vurderes det, at der er forholdsvis små samfundsøkonomiske omkostninger ved at deponere eller genanvende plastaffald (£7-21 pr. tons), og at det udfra en samfundsøkonomisk betragtning vil være en lille fordel at deponere forskellige fraktioner af plastaffald (HDPE, PET og PVC) frem for at genanvende det (£3-7 pr. tons) (negativ nettogevinst ved genanvendelse i kolonne 4). Det bør dog bemærkes, at det f.eks. i beregningerne for PET-plastaffaldet forudsættes, at 1 ton af affaldet til deponering transporteres 5,2 km, mens det forudsættes at blive transporteret 126,5 km for at blive genanvendt (Craighill og Powell, 1996: 86).

Craighill og Powells undersøgelse af affaldsbehandlingen i en enkelt by (Milton Keynes) adskiller sig fra de øvrige undersøgelser i rapporten, der alle

<sup>7</sup> I artiklen sondres der mellem direkte og indirekte miljøinputs og – outputs. De direkte inputs og outputs vedrører f.eks. energiforbrug og udledninger i forbindelse med livscyklusprocessen. De indirekte inputs og outputs, der ikke er med i beregningerne, fordi de vurderes at være ubetydelige i forhold til de direkte, vedrører f.eks. konstruktionen af de nødvendige bygninger, veje og maskiner (Craighill og Powell (1996: 82).

omfatter affaldsbehandlingen på nationalt niveau. Endvidere er deres undersøgelse ikke en egentlig cost-benefit analyse, da de budgetøkonomiske omkostninger ('financial costs') til f.eks. at finansiere de forskellige systemer for genanvendelse eller deponering ikke indgår i beregningerne.

### Coopers & Lybrand og CSERGE (1997)

Coopers & Lybrand og Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE) gennemførte som de første en cost-benefit-analyse af behandlingen af "kommunalt" affald<sup>8</sup> i de 12 "gamle" EU-medlemslande for EU-kommissionen. I analysen af de samfundsøkonomiske skadesomkostninger er der gennemført en livscyklusundersøgelse af udledninger og restprodukter ved de forskellige former for affaldsbehandling og en efterfølgende økonomisk værdisætning af resultaterne af livscyklusundersøgelsen.

Da det ikke var muligt at finde omkostningsdataene for alle de implicerede lande i forbindelse med undersøgelsen, blev de tilgængelige data anvendt korrigeret eller ukorrigeret på de øvrige lande. I undersøgelsen anvendes f.eks. data for genanvendelse fra Craighill og Powell (1995), der er det arbejdsrapport, som ligger til grund for deres artikel fra 1996. Selvom datasættet er af afgørende betydning for resultaterne af beregningerne, er det for omfattende at beskrive de mange bagvedliggende datasæt nærmere her (se Coopers & Lybrand og CSERGE, 1997: 173-210 Appendix G).

Tabel 6 Netto samfundsøkonomiske omkostninger ved deponering eller genanvendelse af affald (EU-gennemsnit) (Kilde: Coopers & Lybrand og CSERGE (1997: 254))

	Bringeordning	Separat indsamling
	€ pr. tons	
Deponering (uden genanvendelse)	96,6	96,6

Genanvendelse	Bringeordning	Separat indsamling
	€ pr. tons	
Glas	95,1	98,1
Glas og metaller	90,9	113,1
Glas, metaller og papir/pap	82,4	111,4
Glas, metaller, papir/pap og plast	79,7	130,3
Glas, metaller, papir/pap og organisk affald	Usandsynlig	110,4

Resultaterne af undersøgelsen er hovedsageligt opgjort på affaldsbehandlingsniveau og ikke for udvalgte affaldsfraktioner. En enkelt undtagelse er dog resultaterne af beregningerne for de samfundsøkonomiske omkostninger ved at deponere eller genanvende forskellige affaldsfraktioner i forbindelse med bringe- eller indsamlingsordninger i tabel 6. Beregningerne, der er gennemført for et EU-gennemsnit, viser, at de samfundsøkonomiske omkostninger under en bringeordning er størst i forbindelse med deponering af affald (kolonne 2). For separate indsamlingsordninger er de samfundsøkonomiske omkostninger imidlertid størst i forbindelse med genanvendelse af affaldet. Beregningerne viser endvidere, at især indsamlingen af metaller og plastaffald er forbundet med store omkostninger (Coopers & Lybrand og CSERGE, 1997: 254).

<sup>8</sup> 'Municipal Solid Waste' (MSW).

Tabel 7 Beregningspriser for udledningen af skadelige stoffer i Danmark (Kilde: Coopers og Lybrand og CSERGE (1996: 289-295))

	€ pr. tons udledt stof	Kilde
Svovldioxid (SO <sub>2</sub> )	4.532	EU-kommissionen (1995) <sup>9</sup>
Kvælstofoxid (NO <sub>x</sub> )	3.466	
TSP (transport)	7.913	
TSP (elektricitet)	12.784	

I undersøgelsen anvendes beregningspriserne for de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved udledningen af drivhusgasser fra Fankhauser (1994a) (jf. tabel 5 kolonne 3). For udledningen af andre skadelige stoffer anvendes beregningspriser fra EU-kommissionen (1995) (tabel 7). Der synes således at være tale om de samme beregningspriser, som anvendes i Craighill og Powell (1996).

Tabel 8 Samfundsøkonomiske netto-gevinster ved genanvendelse af "kommunal t" affald (Kilde: Coopers & Lybrand og CSERGE (1997: 307)<sup>10</sup>)

	Bringeordning	Fælles-indsamling	Separat indsamling
	€ pr. ton		
Belgien	245	263	230
Danmark	157	161	145
Frankrig	282	278	153
Tyskland	190	195	181
Grækenland	44	89	
Irland	204	149	
Italien	136	147	
Luxembourg	193	201	184
Holland	189	193	183
Portugal	17	79	
Spanien	111	108	41
UK	170	176	170

I undersøgelsen er der foretaget beregninger for 3 forskellige indsamlingsordninger: en bringeordning, en fællesindsamlingsordning af restaffald, affald til genanvendelse og organisk affald og en separat indsamlingsordning af affaldet. Som det fremgår af tabel 8 er det beregnet, at der var betydelige miljømæssige gevinster ved at genanvende "kommunal t" affald ved den eksisterende affaldssammensætning i alle 12 medlemslande i begyndelsen af 1990'erne.<sup>11</sup> For Danmark er det beregnet, at der var den mindste samfundsøkonomiske gevinst ved en separat indsamling af affaldet (145 € pr. ton), mens der var den største gevinst ved en fællesindsamling af affaldet (161 € pr. ton).

De store forskelle i gevinsterne mellem landene skyldes forskelle i transportomkostninger, energibesparelser og fordelingen af de genanvendelige produkter (Coopers & Lybrand og CSERGE, 1997: 328).

<sup>9</sup> "CSERGE/EFTEC calculations based on CEC, 1995" (Coopers & Lybrand og CSERGE (1996: 290)).

<sup>10</sup> I rapporten fra Coopers & Lybrand og CSERGE er de samfundsmæssige gevinster ved genanvendelse opgivet som negative netto samfundsmæssige omkostninger.

<sup>11</sup> "The analysis has, therefore, sought to determine both the economic costs and benefits and the wider, environmental costs and benefits, the externalities, of each MSW treatment method. These costs and benefits have been assessed for 1993" (Coopers & Lybrand og CSERGE, 1997: 5).

Tabel 9 Netto miljøgevinst ved genanvendelse af forskellige affaldsfraktioner i England (UK) (Kilde: Coopers & Lybrand og CSERGE, 1997: 324))

	£ pr. tons
Jernmetaller	313
Ikke-jernmetaller	979
Glas	207
Papir	73
Plastfilm	÷18
Hård plast	51
Tekstiler	70

På baggrund af nogle beregninger af miljøgevinsterne ved genanvendelse i England (UK) fremgår det, at der er betydelige forskelle i de miljømæssige gevinster ved genanvendelse af forskellige affaldsfraktioner i 1 ton "kommunalt" affald. I rapporten er det beregnet, at der er miljøgevinster forbundet med genanvendelse af metaller, glas, papir, tekstiler og hård plast, hvorimod der er miljømæssige omkostninger forbundet med genanvendelse af plastfilm.

### Brisson (1997)

I en artikel, der er baseret på resultaterne i Brissons PhD-afhandling, er der ligeledes gennemført en cost-benefit analyse af behandlingen af "kommunalt" affald i de 12 "gamle" EU-medlemslande. Dvs. at både de budgetøkonomiske omkostninger og de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved affaldsbehandling indgår i analysen.

Da formålet med denne rapport er at gennemføre et litteraturstudie af internationale undersøgelser, er det kun de gennemsnitlige estimater for EU, som er præsenteret i notatet. For at nå frem til et EU-gennemsnit er der imidlertid gennemført beregninger for alle landene (inkl. Danmark). I beregningerne er der taget udgangspunkt i 3 forskellige indsamlingssystemer: En bringeordning, en fælles- og en separat indsamlingsordning af restaffald, affald til genanvendelse og organisk affald.

Tabel 10 Samfundsøkonomiske gevinster ved affaldsbehandling (EU-12 gennemsnit) (Kilde: Brisson (1997: 41))

	Bringeordning	Fælles-indsamling	Separat indsamling
	£ pr. ton		
Genanvendelse	170	131	÷24
Deponering	÷92	÷91	÷96
Forbrænding (alt. kul)	÷115	÷102	÷119
Forbrænding (alt. EU-gen.)	÷150	÷114	÷133
Kompostering	÷170	÷148	÷155

Beregningerne af de samfundsøkonomiske omkostninger ved en EU-gennemsnitlig affaldsbehandling er for forbrænding gennemført under to forskellige forudsætninger. Under den første forudsætning er det beregnet, at den elektricitet, der produceres i forbindelse med forbrændingen af affaldet, erstatter energiproduktionen på kulfyrede kraftværker ("Forbrænding (alt. kul)"). Under den anden forudsætning, er det beregnet, at elektriciteten ved forbrænding erstatter et gennemsnit for energiproduktionen i EU ("Forbrænding (alt. EU-gen.)"). Beregningerne er foretaget for anlæg, der



kun har elproduktion og ikke for anlæg, der har kraftvarmeproduktion, som det er tilfældet for de fleste danske anlæg.

Af tabel 10 fremgår det, at der vil være samfundsøkonomiske gevinster ved at genanvende affaldet i forbindelse med en bringeordning (170 €pr. tons) og i forbindelse med en fællesindsamlingsordning af restaffald, affald til genanvendelse og organisk affald (131 €pr. tons). Det vil imidlertid være forbundet med samfundsøkonomiske omkostninger at genanvende affaldet i en separat indsamlingsordning (24 €pr. tons).

Det bør bemærkes, at rangordningen af de forskellige behandlingsformer ikke ændres i de forskellige indsamlingsordninger. Da hovedformålet med artiklen er at gennemføre en cost-benefit analyse af EU's affaldsbehandlingshierarki, er det derfor interessant, at deponering udfra en samfundsøkonomisk betragtning bør foretrækkes frem for forbrænding ved de 3 forskellige indsamlingsystemer, og at kompostering synes at være den samfundsøkonomisk dyreste behandlingsform.

Når kompostering klarer sig betydeligt dårligere end genanvendelse, som det traditionelt henregnes til, skyldes det, at en betydelig del af de samfundsmæssige gevinster ved genanvendelse stammer fra undgåede miljøeffekter ved produktionen af primære råmaterialer, hvilket ikke er tilfældet i forbindelse med kompostering (Brisson, 1997: 38). Endvidere forudsættes det i beregningerne, at der er forbundet nogle ikke ubetydelige samfundsøkonomiske skadesomkostninger med transporten af det organiske affald til fælleskomposteringsanlæg.

I Brisson (1997: 37) gøres der opmærksom på, at de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved deponering, forbrænding og kompostering er små i forhold til de budgetøkonomiske omkostninger, der udgør størstedelen af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Derimod er de samfundsøkonomiske gevinster ved genanvendelse betydeligt større end omkostningerne til at finansiere de forskellige indsamlingsordninger.

Tabel 11 Miljøgevinster og de samlede samfundsøkonomiske gevinster ved genanvendelse af forskellige affaldsfraktioner i England (UK) (Kilde: Brisson (1997: 30 og 42))

	Miljøgevinster	Samfundsøkonomiske gevinster <sup>12</sup>
	€ pr. tons	
Aluminium	979	1.481
Glas	207	183
Jern	313	167
Papir og pap	73	44
Hård plastik	51	39
Plastikfilm	+18	+30

Af en mere detaljeret opgørelse af gevinsterne ved genanvendelse på forskellige fraktioner i England (UK) fremgår det, at der er betydelige samfundsøkonomiske gevinster forbundet med genanvendelse af fraktionerne aluminium, glas og jern i forbindelse med bringeordninger. På grund af den usikkerhed, som er forbundet med beregningerne som følge af udsving i priserne på sekundære materialer og usikkerheden om de samfundsmæssige skadesomkostninger, vurderes det, at genanvendelse kun bør omfatte bestemte

<sup>12</sup> Gevinsterne er opgjort som samfundsøkonomiske omkostninger ("Total external and financial costs of recycling") og derfor med omvendt fortegn i Brisson (1997: 42).

fraktioner (aluminium, glas og jern), hvorimod det er mere tvivlsomt, hvorvidt papir og pap og hård plast bør genanvendes, mens genanvendelsen af plastfilm helt bør undgås (Brisson, 1997: 41 og 44).

I artiklen er der gennemført en økonomisk værdisætning af de udledninger og restprodukter, der er fremkommet i forbindelse med en livscyklusundersøgelse af affaldsbehandlingen i de pågældende lande, ved hjælp af overførsler af eksisterende beregningspriser ('benefit transfer').<sup>13</sup>

Tabel 12 De ukorrigerede beregningspriser for udledningen af skadelige stoffer og de korrigerede beregningspriser for Danmark (Kilde: Brisson (1997: 25))

	Ukorrigeret	Korrigeret for Danmark	Kilde
	€r. ton udledt stof		
Kuldioxid (CO <sub>2</sub> )		4	Fankhauser og Pearce (1993)
Kulilte (CO)		7	
Metan (CH <sub>4</sub> )		86	
Lattergas (N <sub>2</sub> O)		1.469	
Svovldioxid (SO <sub>2</sub> )	7.564	4.532	ETSU og IER (1994)
Kvælstofoxid (NO <sub>x</sub> )	5.237	3.466	
TSP (transport)	8.100	7.913	
TSP (elektricitet)	13.096	12.784	

De ukorrigerede beregningspriser for udledningen af drivhusgasser stammer fra Fankhauser og Pearce (1993), mens beregningspriserne for udledningen af skadelige stoffer stammer fra ETSU og IER (1994). For hvert enkelt af de 12 EU-lande er beregningspriserne bl.a. blevet korrigeret for forskelle i købekraft mellem landene (købekraftpariteter, PPP), ligesom der er korrigeret for forskelle i befolkningernes præferencer for miljøforbedringer ved at antage, at der er en indkomstefterspørgselselasticitet på 0,3 (Brisson, 1997: 24).

På grund af manglende beregningspriser omfatter tabellen ikke udledninger og restprodukter til vand og heller ikke enkelte udledninger til luft som f.eks. dioxiner (Brisson, 1997: 23-24). De senere år undersøgelser af de samfundsøkonomiske skadesomkostninger i forbindelse med udledningen af miljø- og sundhedsskadelige kemikalier ved affaldsbehandling viser, at kemikalierne tegner sig for en betydelig del af de samlede skadesomkostninger. F.eks. gælder det for stort set alle de undersøgte affaldsfraktioner i ECONs undersøgelse af miljøomkostningerne ved affaldsbehandling i Norge, at de miljø- og sundhedsskadelige kemikalier tegner sig for 85-95 pct. af effekterne (jf. ECON (2000) gengivet i tabel 15).

<sup>13</sup> Det bør i den forbindelse bemærkes, at der tilsyneladende har eksisteret en vis arbejdsdeling mellem Brisson, CSERGE (se Craighill og Powell (1996)) og Coopers & Lybrand (se Coopers & Lybrand og CSERGE (1997)). CSERGE har gennemført en livscyklusundersøgelse af effekterne ved affaldsbehandling, mens Brisson har foretaget en undersøgelse af de miljømæssige effekter ved affaldsbehandling. Endelig har Coopers & Lybrand gennemført den budgetøkonomiske analyse ved affaldsbehandling (Brisson, 1997: Preface).

## ETSU, AEA Technology plc (1997)

ETSU, AEA Technology plc m.fl. gennemførte en cost-benefit analyse af forslaget til et nyt direktiv for affaldsforbrænding for EU-kommissionens Miljø-Direktorat. Benefit-delen af analysen var afgrænset til en undersøgelse af de direkte eksternaliteter ved forbrænding af affald, og der blev således ikke gennemført en livscyklusundersøgelse af de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved affaldsforbrænding.

Tabel 13 Beregningspriser for udledningen af skadelige stoffer (Kilde: ETSU, AEA Technology (1997: 7-8))

	Tyskland	UK	Kilde
	€pr. tons udledt stof		
Partikler (PM <sub>10</sub> )	28.700	30.500	EU-kommissionen (1995) <sup>14</sup>
Svovldioxid (SO <sub>2</sub> ) (via SO <sub>4</sub> )	6.700	3.820	
Svovldioxid (SO <sub>2</sub> ) ('materials')	6,09	1.120	
Nitrogendioxid (NO <sub>2</sub> ) (via NO <sub>3</sub> )	1,55	6.770	
Nitrogendioxid (NO <sub>2</sub> ) ('materials')	311	162	
Nitrogendioxid (NO <sub>2</sub> ) (via O <sub>3</sub> )	2.530	2.530	
Total organisk kulstof (TOC) (via O <sub>3</sub> )	2.530	2.530	
As (kræft)	999.000	8.150	USEPA <sup>15</sup>
Cd (kræft)	81.400	73.500	
Cr (kræft)	819.000	811.000	
Ni (kræft)	16.800	16.500	
Dioksiner (kræft)	2,00E+09	0 <sup>16</sup>	

I rapporten blev de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved forbrænding af affald beregnet for tre forskellige affaldsforbrændingsanlæg i Frankrig, Tyskland og England (UK). Eksternaliteterne ved forbrænding af affald blev ved hjælp af ovenstående beregningspriser beregnet til mellem 30 og 180 €pr. ton affald forbrændt (ETSU, AEA Technology, 1997: xi). Forskellen i de beregnede samfundsøkonomiske skadesomkostninger skyldes forskelle i anlæggenes beliggenhed, skorstens højde m.v.

I forhold til det sæt af beregningspriser, som anvendes i de tidligere omtalte undersøgelser, findes der i denne undersøgelse også beregningspriser for en række miljø- og sundhedsskadelige kemikalier. Som det fremgår af tabel 13 er der imidlertid stor forskel på de beregningspriser, der anvendes på forbrændingsanlæggene i de forskellige lande. Det skyldes, at beregningspriserne er stedsspecifikke dvs. at effekterne af de samme udledninger af skadelige stoffer afhænger af de befolkninger, der udsættes for påvirkningerne fra forbrændingen (dose-response).

<sup>14</sup> "For effects of the macropollutants the functions used are those adopted by the ExternE Project (ExternE: Externalities of Energy (EU-Kommissionen, 1995) red.)" (ETSU, AEA Technology, 1997: 7-8).

<sup>15</sup> "Reference values of the damage costs for heavy metals and dioxins assumed for this analysis are taken from the results of the analysis using USEPA recommended *functions* mainly – selected on the basis of probably having been more widely reviewed than other functions" (ETSU, AEA Technology, 1997: 7-8).

<sup>16</sup> "... we set damage from dioxins to zero on the assumption that thresholds exist and are not exceeded" (ETSU, AEA Technology, 1997: 7-8).

## ECON (2000)

Når ECONs undersøgelse af miljøkostningerne ved forbrænding og deponering af affald i Norge indgår i denne rapport om gevinsterne ved genanvendelse, skyldes det, at rapporten, der tidligere er blevet beskrevet i en vurdering af de nordiske slutbehandlingsafgifter på affald for Nordisk Ministerråd (Dengsøe, 2001), indeholder de mest opdaterede, omfattende og detaljerede beregninger af miljøomkostningerne ved forbrænding og deponering, som der findes.

ECON-rapporten adskiller sig dog fra de ovenfor gennemgåede undersøgelser ved, at der er anlagt et affaldsbehandlingsperspektiv, dvs. at undersøgelsen ikke er baseret på en livscyklusvurdering af affaldsbehandlingsalternativerne.

Tabel 14 Samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved udledning af miljø- og sundhedsskadelige kemikalier til luft fra affaldsforbrænding (Kilde: ECON (2000: 69))

	Papir/pap	Plast	Våd-organisk	Metal	Glas	Træ	Tekstil	Blandet husholdningsaffald	
NOK pr. ton affald forbrændt									
Dioksiner	17	17	67	0	0	17	48	33	
PAH	3	3	6	0	0	3	0	2,5	
As	1	0,5	4	2	0,5	2	1	2	
Cd	1,5	3,5	5	0,5	0,5	0,5	4	5	
Cr	13	12	687,5	554,5	9	5	917	288	
Cu	0,1			0,5	0,1			0,2	
Pb	3	3	58,5	18,5	29	3,5	7,5	37	
Mn	492								
Hg	0,1	0,1	0,7	0,7	0,05	0,1	1	2,5	
Ni	14								17
Sb	5,5								
Se	0,5	0,1	2,5	0,5	0,1	0,1	0,5	1	
Sn	0								
V	0,1								
Zn	0								
Be	0,1								
HCl	1	3	13	0	1,5	0,5	3,5	5	
HF	0	59,5							39,5
Samlet	552	613,5	1.415,5	1.146,5	612	603	1.554	930,5	

Tabel 14 viser de beregnede eksternaliteter for de enkelte udledninger og affaldsfraktioner. Rapporten kommer frem til disse ved at anvende data for udledningerne fra forskellige kilder og ved at værdisætte disse på basis af forskellige fortrinsvis omkostningsbaserede opgørelser. Specifikt vedrørende miljøfarlige stoffer er anvendt et LCA-indeks. Dette indeks er baseret på en kombination af det hollandske Øko-indikator 99 og RIVM's CML-index. Referencestoffet er bly, og værdien af statistisk liv er sat til 12 mio. NOK (lavt skøn).

Tabel 15 De samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved udledning af drivhusgasser, andre gasser og partikler og miljø- og sundhedsskadelige kemikalier ved den eksisterende affaldsforbrændingsteknologi (Kilde: ECON (2000: 82))

	Papir/pap	Plast	Våd-organisk	Metal	Glas	Træ	Tekstil	Blandet husholdningsaffald
	NOK pr. ton affald forbrændt							
Drivhusgasser	3	353	1	0	0	1	120	39
Andre gasser/partikler	81,5	101	93,5	51,5	58	72,5	115	79,5
Kemikalier	552	613,5	1.415,5	1.146,5	612	603	1.554	930,5
Sum	636,5	1.067,5	1.510	1.198	670	676,5	1.789	1.049

Række 4 i tabel 15 er summen af de samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved udledning af miljø- og sundhedsskadelige kemikalier til luft fra affaldsforbrænding i tabel 14. Af tabellen fremgår det, at det for alle affaldsfraktionerne undtagen plast gælder, at de miljø- og sundhedsskadelige kemikalier tegner sig for 85-95 pct. af effekterne (ECON, 2000: 81). Specielt udslip af mangan vægter meget i analysen, og svagt datagrundlag for udledningerne kan betyde, at det overvurderes.

#### *COWI (2000)*

I COWI (2000) er der gennemført en cost-benefit analyse af effekterne ved deponering eller forbrænding af affald for EU-kommissionen. I undersøgelsen er der ikke gennemført en livscyklusundersøgelse af effekterne. Når undersøgelse alligevel indgår i denne rapport om gevinsterne ved genanvendelse af affald skyldes det, at de undgåede effekter ved deponering og forbrænding udgør en ikke uvæsentlig del af gevinsterne ved genanvendelse af affald. I indledningen til rapporten understreges det kraftigt, at der er tale om en rent metodologisk undersøgelse, som ikke kan anvendes til at sammenligne effekterne ved deponering eller forbrænding af affald:

"This report is a purely methodological study based on existing information from literature. It is not intended to compare and evaluate various waste management options. Therefore, this study was neither conceived to compare landfill disposal to incineration nor can any of the results of this study be used to make a generalised statement on which method is to be preferred" (COWI, 2000: Important introductory remark).

Tabel 16 Beregningspriser for udledninger til Luft (Kilde: COWI (2000a: 36))

Skadelige stoffer	Rabl, Spadaro og McGavran (1998)	ETSU, AEA Technology (1997)	Vennemo (1995)	Coopers & Lybrand og CSERGE (1997)
	€ pr. kg udledt stof			
CO <sub>2</sub>			0,04	0,004
PM <sub>10</sub>	13,6	28,7	20,5	9,5-12,8
SO <sub>2</sub>	12,2	7,3	2,1	3,1-7,3
NO <sub>x</sub>	18,05	18,34	6,0	2,5-4,3
VOC	0,7	2,53	1,4	
CO	0,00207			0,007
As	150	999	1.015.735	
Cd	18,3	81,4	125.370	
Cr VI	123	819	200.642	
Ni	2,53	16,8	101.549	
Dioksiner (TEQ)	16.300.000	2.000.000	713.175.937	
Pb			34.627	
Hg			25.909	
HCl			6,1	
HF			2.210	

Endvidere er der, som det fremgår af tabel 16, store forskelle i de beregningspriser, som anvendes i forskellige økonomiske værdisætningsundersøgelser.

I tabel 17 er der vist nogle eksempler på beregninger af de samfundsøkonomiske eksternaliteter ved forskellige former for affaldsbehandling under forskellige forudsætninger om den alternative energikilde. Som nævnt indledningsvist mener forfatterne til rapporten ikke, at de beregnede estimater kan anvendes til at sammenligne effekterne ved forbrænding eller deponering. Det fremgår dog af tabellen, at det har stor betydning for de beregnede estimater af effekterne ved forbrænding af affald om de samfundsøkonomiske gevinster i form af undgået forurening fra andre energikilder inddrages i beregningerne.

Tabel 17 Samfundsøkonomiske skadesomkostninger ved forskellige former for forbrænding eller deponering af fast ikke-farligt affald i EU (Kilde: COWI (2000: 53-60))

	F1	F2	F3	F1	F2	F3	D1	D2	D1	D2
Alternative energikilder: - elektricitet - varme	Kul Kul			Olie(fyret kraftværk) Olie(fyret kraftværk)			Kul		Kul	
	€ pr. ton									
Samfundsøkonomiske skadesomkostninger	28	58	77	28	58	77	15 (7-34)	20 (9-44)	16	20
Samfundsøkonomiske gevinster	÷71 (÷115-÷19)	÷21 (÷29-÷4)	0	÷37	÷14	0	÷4 (÷10-÷1)	0	÷3	0
Netto samfundsøkonomiske skadesomkostninger	÷43 (÷72-÷9)	37 (16-84)	77 (25-124)	÷9	44	77	11 (6-24)	20 (9-44)	13	20

F1: Forbrændingsanlæg, som opfylder kravene i forslaget til EU-direktivet om forbrænding af affald (Common Position (2000/C 25/02))

F2: Forbrændingsanlæg, som opfylder kravene i det eksisterende EU-direktiv om forbrænding af affald (89/369/EEC)

F3: Forbrændingsanlæg, som ikke opfylder kravene i det eksisterende EU-direktiv

D1: Deponeringsanlæg, som opfylder kravene i det nyeste EU-direktiv om deponering af affald (EC/31/1999)

D2: Gamle deponeringsanlæg uden membran eller indsamling af deponigas

I rapporten er der en opgørelse over den eksisterende viden om de forskellige effekter ved udledningerne fra forbrænding eller deponering af affald (COWI, 2000: 25 og 32). Af tabellerne (ikke vist, red.) fremgår det, at der for en lang række af de skadelige stoffer ved affaldsbehandling ikke eksisterer en målelig dose-response sammenhæng for udledningerne, som er nødvendig for gennemførelsen af en økonomisk værdisætning af udledningerne ved affaldsbehandling.

### Pearce og Howarth (2000)

Pearce og Howarth beregnede i et fremtidsstudie for EU-kommissionen de samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger ved 5 forskellige former for affaldsbehandling i 2010 i de 12 oprindelige EU-medlemslande og Finland, Sverige og Østrig ("EU15"). Data for udviklingen i affaldsmængder stammer fra Det Europæiske Temacentrum for Affald og Materialestrømme, og skadesomkostningerne ved de forskellige former for affaldsbehandling er beregnet som et gennemsnit af data fra Danmark, Frankrig, Spanien og England (UK). I beregningerne anvendes de omkostningsdata fra 1993, der også anvendes i Coopers og Lybrand og CSERGE (1997).<sup>17</sup>

Tabel 18 Samfundsøkonomiske netto-gevinster ved affaldsbehandling for et gennemsnit af 15 EU-medlemslande i 2010 (1997-priser) (Kilde: Pearce og Howarth (2000: 47))

	Kompo- stering	Genan- vendelse	Forbrænding			Deponering
			Energi fra forbrænding af affald erstatter:		Ingen energiudnyttelse	
			Energi fra gamle kulfyrede kraftværker	Energi produceret som EU-gennemsnit		
€pr. tons "kommunalt" affald						
Affald produceret	+20	185	21.5	+18	+30	+9.5

Pearce og Howarth når i deres beregninger frem til, at der i 2010 vil være en gevinst på 185 € at genanvende 1 ton af det "kommunale" affald, der produceres. Den beregnede samfundsøkonomiske gevinst ved genanvendelse svarer til 1.376 kr. pr. tons.<sup>18</sup> Den store gevinst for samfundet ved genanvendelse er overraskende, eftersom det kun er værdien af udledninger til luften og sundhedsrisikoen, der er med i beregningerne. På grund af utilstrækkelige data er værdien af udledninger til vand og jord ikke med i vurderingen.<sup>19</sup> Endvidere antages det, at forbrændingsanlæggene opfylder det gældende EU forbrændings-direktiv, hvilket medfører, at de faktiske effekter ved forbrænding på miljø undervurderes.<sup>20</sup> Endelig vurderes det at være af mindre betydning, at forringelser i herlighedsværdier ved placeringen af

<sup>17</sup> "It needs to be noted that the cost curves used for this study are derived from Coopers and Lybrand 1996 which was based on 1993 data" (Seede *et al.*, 2000: 7).

<sup>18</sup> 1 € = 7,44 kr.

<sup>19</sup> "It needs to be noted that this assessment is necessarily incomplete since it only values emissions to air and the risk of damage to health. More work is needed to identify impacts to water and soil" (Seede *et al.*, 2000: 11). "Various impacts, for example on water (i.e. leachate) and amenity are not included due to the absence of suitable data" (Seede *et al.*, 2000: 39).

<sup>20</sup> "The assumptions behind these values include: (...) all incinerators comply with the EC Incineration Directive, which leads to an underestimate of environmental damages from incineration" (Seede *et al.*, 2000: 39).



affaldsbehandlingsanlæg ('disamenity') ikke indgår i beregningerne på grund af utilstrækkelige data.<sup>21</sup>

Hvis det forudsættes, at energien fra affaldsforbrænding erstatter energi fra gamle kulfyrede kraftværker, medfører den fortrængte forurening fra disse værker, at det er forbundet med en samfundsøkonomisk gevinst på 21,5 € at forbrænde 1 tons "kommunalt" affald. Hvis det derimod forudsættes, at energien fra affaldsforbrænding erstatter energi, der er produceret som et EU-gennemsnit, eller hvis der ikke produceres energi i forbindelse med affaldsforbrændingen, er det i følge beregningerne forbundet med samfundsøkonomiske *omkostninger* på hhv. 18 og 30 € at forbrænde 1 tons "kommunalt" affald. Det bør endvidere bemærkes, at de samfundsøkonomiske omkostninger ved disse typer af affaldsforbrænding er højere end de beregnede omkostninger ved at deponere 1 ton "kommunalt" affald på 9,5 €

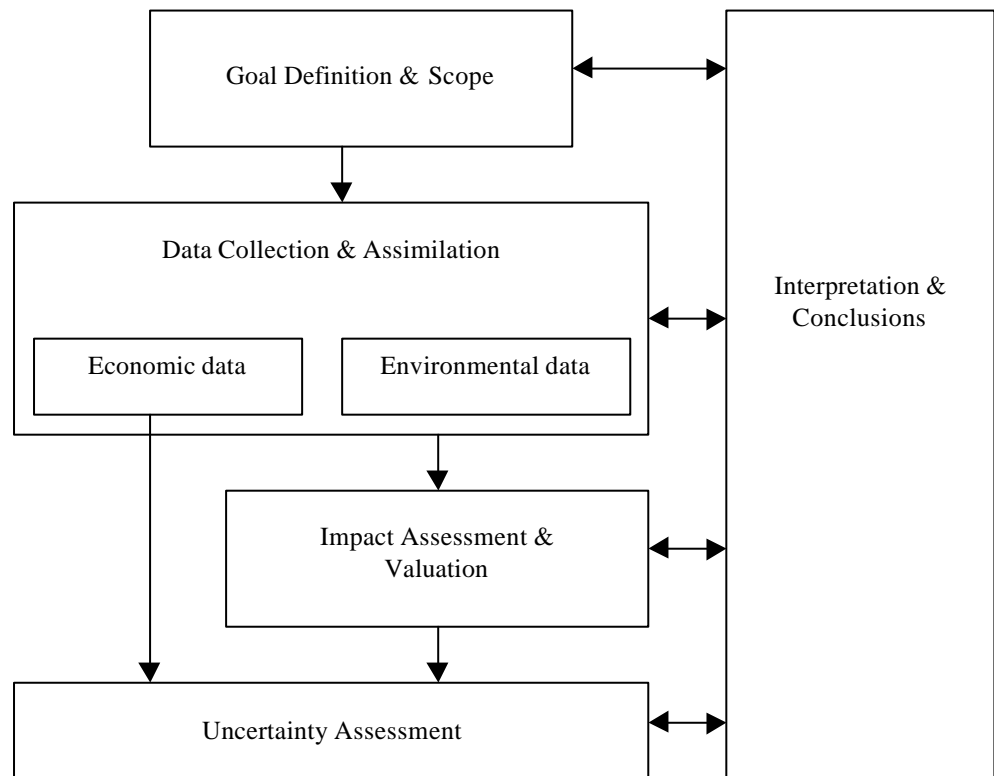
Konklusionen i rapporten er, at høje genanvendelsesandele for glas, metal og papir er optimale ud fra et samfundsøkonomisk synspunkt (Seede *et al.*, 2000: 7). Den væsentligste årsag til de store miljømæssige gevinster ved genanvendelse er den undgåede miljøpåvirkning ved forarbejdningen af jomfruelige materialer (Pearce og Howarth, 2000: 43). Rapporten peger derfor på betydningen af at inddrage de jomfruelige materialer i vurderingen af miljøpåvirkningen.

### 2.3 Metoder og resultater

Analyserne i de identificerede undersøgelser er forsøgt gennemført baseret på en livscyklusundersøgelse af udledninger og restprodukter ved de forskellige former for affaldsbehandling og en efterfølgende økonomisk værdisætning af livscyklusundersøgelsens parametre. Et fælles problem for de fleste af de identificerede undersøgelser er, at de i mangel af opdaterede data bygger på de samme ofte temmeligt, forældede datasæt om de affaldsmængder og samfundsøkonomiske skadesomkostninger, der er forbundet med de forskellige former for affaldsbehandling.

---

<sup>21</sup> "The disamenity impacts associated with landfill sites, incinerators, municipal compost sites and recycling sites are excluded from the analysis in this study on the basis that at the time of writing there are very few reliable studies available in Europe. However, a recent study by Garrod and Willis (1997) suggests that WTP to reduce amenity loss is relatively low (...) To include a Europe disamenity valuation would rely on literature outside EU15. It would be extremely complex and would require detailed information on the distribution of LULUs (Locally Undesirable Land Uses, red.) and housing / population concentration. Thus disamenity loss is excluded from this study" (Pearce og Howarth, 2000: 45).



Figur 1 'The Multiple Pathway Method' (Kilde: van Beukering *et al.* (1999: iv)).

Kombinationen af en livscyklusundersøgelse af effekterne ved genanvendelse af affald og en efterfølgende økonomisk værdisætning af livscyklusvurderingens resultater betegnes i en konsulentrapport til EU-kommissionen som 'The Multiple Pathway Method' (van Beukering *et al.*, 1999). Det første trin i metoden består i at vælge en passende afgrænsning af undersøgelsen. Som det fremgår af et litteraturstudie af amerikanske livscyklusundersøgelser af affaldsbehandling, er det helt afgørende for en sammenligning af effekterne ved genanvendelse, deponering og forbrænding, om man som udgangspunkt vælger et affaldsbehandlingsperspektiv eller et system-/livscyklusperspektiv:

“The review finds that all of the studies support the following conclusions: Systems based on recycled production plus recycling offer substantial system-wide or “life-cycle” environmental advantages over systems based on virgin production plus either incineration or landfilling, across all four parameters examined. Only when the material recovery or waste management are analyzed in isolation – which does not account for the system-wide consequences of choosing one system option over another – do the virgin material-based system appear to offer advantages over recycled production plus recycling” (Denison, 1996: 191).

Det andet trin består i indsamlingen af miljømæssige og økonomiske data. I det tredje trin foretages der en miljøkonsekvensvurdering, og der gennemføres eventuelt en økonomisk værdisætning af effekterne fra livscyklusundersøgelsen. Endelig kan der gennemføres en følsomhedsanalyse for at vurdere de usikkerheder, der er forbundet med gennemførelsen af trinene 1 til 3.

## 2.4 Sammenfatning

Miljøøkonomiske analyser af affaldssektoren kan principielt være en god støtte til at sikre en systematisk sammenligning af forskellige alternativer. Men sådanne analyser er først for alvor blevet gennemført siden midten af 1990'erne, og da de er meget datakrævende, præges de fleste af de gennemførte analyser af pragmatiske tilpasninger af datagrundlaget til analysens krav. Man må være opmærksom på, at analysernes konklusioner er et resultat af valgte forudsætninger. Det gælder ikke mindst for de egentlige cost-benefit analyser, idet opgørelserne på benefitsiden kræver at eksternaliteterne specificeres for såvel affaldssektorens egne emissioner, som for den alternative udvinding eller fremstilling af jomfruelige materialer.

Craighill og Powells undersøgelse (1996), som var den første, der baserede sig på en livscyklusanalyse, viste, at der sammenlignet med deponering kan være samfundsøkonomiske gevinster ved at genanvende aluminium, glas, papir og stål, og at genanvendelse af aluminium klart vil medføre den største gevinst. Desuden vurderes det i undersøgelsen, at det vil være en fordel at deponere forskellige fraktioner af plastikaffald i husholdningsaffaldet fremfor at genanvende det. I Craighill og Powell er nettogevinsten ved at genanvende forskellige affaldsfraktioner imidlertid beregnet som forskellen i de samfundsøkonomiske omkostninger ved at genanvende frem for at *deponere* affaldet, og den manglende inddragelse af omkostningssiden betyder, at resultaterne ikke er udtryk for en egentlig cost-benefit analyse. Endvidere er forbrænding ikke inddraget i analysen, og den er derfor først og fremmest interessant ud fra en metodologisk synsvinkel, nemlig koblingen af LCA og værdisætning.

Undersøgelserne af Coopers&Lybrand/CSERGE samt af Brisson er lagt op som egentlige cost-benefit analyser, hvor der er arbejdet mere omhyggeligt med omkostningssiden. Undersøgelserne tyder på, at de direkte omkostninger vægter mere end de ikke prissatte miljøomkostninger. Opgørelserne på benefitsiden er som ved Craighill og Powell baseret på LCA-analyser, som inkluderer eksternaliteterne ved udvinding af jomfruelige materialer. Disse analyser peger dels på, at forbrænding i mange tilfælde vurderes som et samfundsøkonomisk ringere alternativ end deponering, mens genanvendelse for en række fraktioner kommer ud med det bedste samfundsøkonomiske resultat. Begge undersøgelser forekommer at være temmelig aggregerede i behandlingen af genanvendelse, men Brisson angiver dog nogle mere specifikke resultater for de enkelte fraktioner med gyldighed for England. Disse peger på, at særligt genanvendelse af aluminium, jern og glas giver et samfundsøkonomisk overskud, mens det er mere tvivlsomt om det kan svare sig at genanvende f.eks. papir/pap og hård plast. For så vidt angår forbrænding, varierer vurderingen ganske meget med de antagelser, der gøres om den fortrængte energiproduktions karakter.

ECON (2000) har gennemført den mest detaljerede opgørelse af affaldssektorens egne eksternaliteter, og er specielt bemærkelsesværdig for opgørelsen af eksternaliteterne fra de miljøfarlige stoffer. Disse er prissat ud fra anvendelse af etablerede modelværktøjer til rangordning af kemiske stoffer. ECONs analyse viser, at eksternaliteterne fra de miljøfarlige stoffer udgør 85-90 procent af de samlede eksternaliteter fra affaldsforbrænding. Der er usikkerhed om de enkelte stoffer, så der synes at være behov for at arbejde videre med rangordningen og med udredning af vidensgrundlaget, men ECONs studie understreger betydningen af at inddrage de miljøfarlige stoffer i eksternalitetsopgørelsen, hvad de ikke er blevet i hidtidige danske studier.

ECONs studie er anvendt til at vurdere satsen for den norske affaldsavgift (jf. tabel 19 nedenfor).

Pearce og Howarths fremtidsstudie viser, at det i 2010 vil være forbundet med en gevinst på 185 euro/ton at genanvende, hvilket er en smule overraskende, da en række eksternaliteter ikke er inkluderet. Studiet hviler på samme datasæt som tidligere CSERGE studier (Coopers/Lybrand og CSERGE) og udemærker sig især ved at have vurderet forskellige forbrændingsalternativer overfor hinanden. Deponering klarer sig i flere alternativer bedre end forbrænding. Dette hænger sammen med at ulemperne ved forbrænding for en stor dels vedkommende viser sig straks, hvorimod ulemperne ved deponering først viser sig efter en længere periode, og derfor tilbagediskonteres til nutidsværdi.

Tabel 19: Udslipskoefficienter samt beregningspriser for udledninger fra affaldsforbrænding i Norge, anvendt til at opgøre eksternaliteter pr. tons affald. (Udslipskoefficienterne er for nye anlæg, der overholder EU's nye forbrændings/direktiv. For eksisterende anlæg er eksternaliteterne ca. 1.000 NOK pr. tons affald) (Kilde: ECON, 2001: 23).

	Udslipskoefficient (enhed <sup>22</sup> pr. tons affald forbrændt) (a)	Miljøomkostning (NOK pr. enhed) (b)	Implicit afgift (NOK pr. tons affald for-brændt) ((a) x (b))
<b>Drivhusgasser (ton)</b>			<b>39,00</b>
Kuldioxid (CO <sub>2</sub> )	0,295	130	38,40
Metan (CH <sub>4</sub> )	0,00023	2.730	0,60
<b>Andre gasser (kg)</b>			<b>65,40</b>
Svovldioxid (SO <sub>2</sub> )	0,417	17	7,10
Kvælstofoxid (NO <sub>x</sub> )	1,683	15	25,20
VOC	0,7	4	2,80
HF	0,00127	20.000	25,40
HCl	0,488	100	4,90
<b>Svævestøv (kg)</b>	0,076	565	<b>43,00</b>
<b>Skadelige kemikalier (g)</b>			<b>176,50</b>
Dioksiner	0,00001	2.300.000	23,80
Kviksølv (Hg)	0,0839	27	2,30
Kadmium (Cd)	0,0488	52	2,50
Bly (Pb)	0,23	62	14,30
Krom (Cr)	0,115	559	64,30
Kobber (Cu)	0,23	0,3	0
Mangan (Mn)	0,575	93	53,50
Nikkel (Ni)	1,539	9,1	14,00
Arsen (As)	0,171	9,5	1,60
<b>Sum</b>			<b>324,00</b>

<sup>22</sup> En enhed er enten ton, kg eller g.

## 3 Gevinster ved genanvendelse

### 3.1 Indledning

I dette kapitel gives en vurdering af behovet for beregningspriser i Danmark. Desuden opstilles et simpelt paradigme for de miljøkonsekvenser, som bør indgå i miljøkonsekvensbeskrivelsen i samfundsøkonomiske genanvendelsesanalyser.

### 3.2 Beregningspriser for gevinsterne ved genanvendelse

I omtalen af de enkelte undersøgelser er det angivet, hvilke resultater som disse er kommet frem til med hensyn til de samfundsøkonomiske kalkuler for forskellige indsamlingsmetoder og forskellige affaldsfraktioner. Det turde stå klart, at selvom flere af undersøgelserne er bygget op omkring et fælles datasæt, så kan der ikke direkte fra disse udledes egentlige beregningspriser for værdien af at genanvende bestemte fraktioner eller vedrørende valget af indsamlingsmetode. De eksakte værdier, der er udledt i studierne, repræsenterer forholdsvis aggregerede vurderinger, og er et resultat af en kæde af forudsætninger. Resultaterne af studierne giver dog et fingerpeg om, at genanvendelse især er samfundsøkonomisk fordelagtigt for metaller (især aluminium) og glas, og kun sjældent er det for forskellige typer af plast. Vurderingen af genanvendelse af papir/pap og central kompostering kommer forskelligt ud i analyserne, og er mere følsom overfor de valgte forudsætninger.

Litteraturgennemgangen viser, at en dækkende opgørelse over gevinsterne ved genanvendelsen bør baseres på en kobling af livscyklusanalyse med værdisætning. Det medfører, at analysen må bygge på beregningspriser for en række udledninger, som i forvejen er relevante for andre samfundsøkonomiske analyser indenfor Miljøministeriets område. Det gælder foruden de sædvanlige luftemissioner af  $\text{SO}_2$  og  $\text{NO}_x$  tillige diverse drivhusgasser som  $\text{CO}_2$  og metan ( $\text{CH}_4$ ). Dertil kommer behovet for beregningspriser for udledningerne af en række miljøfarlige stoffer, herunder dioxin og tungmetaller.

Tabel 20 giver en oversigt over de beregningspriser, som er anvendt i ECON (2000) for forskellige typer af udledninger, og sammenstiller disse med de beregningspriser, der blev anvendt i Ministerierne (2001). Tabellen viser for hvilke udledninger, der savnes beregningspriser i Danmark, med henblik på at kunne opgøre de fordele ved genanvendelse, der skyldes undgåede omkostninger ved alternativt at forbrænde affaldet. Det er især for de miljøfarlige kemikalier, at der savnes beregningspriser. Betydningen af at inddrage disse i analysen understreges af, at de i ECON-rapporten vægter med 54 procent af de samlede eksternaliteter ved forbrænding af forskellige affaldsfraktioner.

Tabel 20 Danske og norske beregningspriser (Kilde: Ministerierne (2001) og ECON (2001: 23) og egne beregninger)

	Miljøomkostninger		Relativ betydning af udledninger i ECON opgørelse
	Ministerierne (2001) (DKK pr. enhed)	ECON (2002) (NOK pr. enhed)	
<b>Drivhusgasser (ton)</b>			<b>12 %</b>
Kuldioxid (CO <sub>2</sub> )	45 / 260	130	11,9
Metan (CH <sub>4</sub> )		2.730	0,1
<b>Andre gasser (kg)</b>			<b>20 %</b>
Svovldioxid (SO <sub>2</sub> )	30	17	2,2
Kvælstofoxid (NO <sub>x</sub> )	35	15	7,7
VOC	50	4	0,9
HF		20.000	7,8
HCl		100	1,5
<b>Svævestøv (kg)</b>	50	565	<b>13 %</b>
<b>Skadelige kemikalier (g)</b>			<b>54 %</b>
Dioksiner		2.300.000	7,3
Kviksølv (Hg)		27	0,7
Kadmium (Cd)		52	0,8
Bly (Pb)		62	4,4
Krom (Cr)		559	19,8
Kobber (Cu)		0,3	0
Mangan (Mn)		93	16,5
Nikkel (Ni)		9,1	4,3
Arsen (As)		9,5	0,4
<b>Sum</b>	<b>36%</b>	<b>100%</b>	<b>100 %</b>

De beregningspriser, der anvendes i Danmark (f.eks. i den seneste samfundsøkonomiske analyse af plastaffald), dækker højst 36 procent af eksternaliteterne i ECON-analysen. Det bør endvidere bemærkes, at eksternaliteterne ved udvinding af jomfruelige materialer, som heller ikke er med i ECON-opgørelsen, også bør medtages.

Det er en vanskelig opgave at opgøre eksternaliteterne ved udslip af miljøfarlige kemikalier, men i ECON-rapporten er det gjort ved at bygge på værktøjer, der er udviklet til at rangordne forskellige kemikalier i forhold til hinanden. Et centralt værktøj er en model fra det hollandske RIVM, som baserer rangordningen på en vurdering af kemikaliernes skadelige virkning i forhold til otte forskellige dimensioner og med bly som basisreference. En udfordring er imidlertid den løbende udbygning af vidensgrundlaget, og ECON har eksempelvis på grundlag af bl.a. Dioxin-udredningen fra den amerikanske miljøstyrelse (US-EPA) korrigeret til en højere værdi for dioxin.

Prissætning af de miljøfarlige stoffer vil endvidere være relevant ved vurdering af eksternaliteterne ved fremstilling af råmaterialer, f.eks. anvendes en del kemikalier ved produktion af papir.

ECONs beregningspriser kan kun med meget store forbehold anvendes i danske analyser. En simpel *benefit transfer* vil da bestå i at korrigere for købekraftpariteter, ændringer i valutakurser og inflation. Det er imidlertid uhyre vigtigt at være opmærksom på, at ECON har koblet den grundlæggende model fra RIVM med en anden hollandsk model, Øko-indikator-99, og for at komme frem til beregningspriser for Danmark vil der være behov for at anvende en dansk model og vidensbase til rangordning af kemikaliernes eksternaliteter set i forhold til befolkningstætheden og miljøforholdene i Danmark.

I et igangværende projekt for Nordisk Ministerråd er DMU ved at gennemgå vidensgrundlaget angående dioxin.

Beregningspriser for de forskellige drivhusgasser kan tilvejebringes ved gængse omregninger i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter. Dette forudsætter dog, at der er sikkerhed for, at basisberegningens pris for CO<sub>2</sub> er baseret på et opdateret vidensgrundlag. Det må her bemærkes, at Fankhausers arbejder, der også ligger til grund for valget af CO<sub>2</sub>-beregningens pris i Danmark, er foretaget i begyndelsen af 1990'erne. De er gennemført på et tidspunkt, hvor FN's klimapanel havde præsenteret deres Første Assessment Report. Indsigterne fra henholdsvis Anden Assessment Report (1996) og Tredje Assessment Report (2001) er ikke afspejlet i Fankhauser. Der kan i det hele taget diskuteres ganske meget angående prissætning af CO<sub>2</sub>, og andre tilgange end Fankhauser's, der lægger mere vægt på, at CO<sub>2</sub> har karakter af en 'stock pollutant'<sup>23</sup> er blevet foreslået af medlemmer af klimapanelets socioøkonomiske arbejdsgruppe. I Norge er CO<sub>2</sub>-beregningens pris fastlagt pragmatisk ud fra en alternativ-omkostningsbetragtning.

### 3.3 Paradigma for miljøkonsekvensbeskrivelsen i genanvendelsesanalyse

Som det fremgår af de identificerede undersøgelser, kræver en cost-benefit analyse af omkostningerne og gevinsterne ved genanvendelse af affald betydeligt mere end blot informationer om de direkte udledninger og restprodukter ved genanvendelse. I dette afsnit er der opstillet en liste over de væsentligste aktiviteter, det er nødvendigt at beskrive eksternaliteterne for med henblik på at have en dækkende miljøkonsekvensbeskrivelse som input til den samfundsøkonomiske analyse.

#### I. Medgåede skadesomkostninger ved genanvendelse:

- ved sortering, indsamling og transport,
- ved oparbejdning/behandling,

#### II. Undgåede skadesomkostninger ved alternativ behandling af affaldet:

- ved indsamling og transport,
- ved deponering og forbrænding, inkl. slutdeponering af restprodukter (slagge og flyveaske),

#### III. Undgåede skadesomkostninger ved produktionen af nye råvarer:

- ved indvinding og fremstilling,
- ved transport

Af de gennemgåede undersøgelser fremgår det, at en betydelig del af nettogevinsten ved genanvendelse af affald består af forskellen mellem på den ene side skadesomkostningerne ved deponering/forbrænding/ genanvendelse af affaldet og på den anden side de undgåede skadesomkostninger ved udvinding af jomfruelige materialer. Når udvindingen af de jomfruelige materialer inddrages i analysen, afspejles de betydelige energibesparelser, som er

---

<sup>23</sup> En 'stock air pollutant' er en forurening, der har en lang levetid i atmosfæren, og som derfor kan akkumulere over tid (<http://yosemite.epa.gov/oar/globalwarming.nsf/content/EmissionsInternational.html>).

forbundet med genanvendelse. F.eks. har International Aluminium Institute (IAI) på baggrund af livscyklusundersøgelser af anvendelsen af aluminium beregnet, at genanvendelse af aluminium kun kræver 5 pct. af den energi, som er nødvendig i forbindelse med udvindingen af det (International Aluminium Institute, 2002: 13).

### 3.4 Ressourcemæssige problemstillinger

Det er i sig selv forholdsvis ressourcekrævende at gennemføre en dækkende livscyklusanalyse vedrørende affaldsbehandling. Det er også krævendt at indsamle de nødvendige oplysninger om de budgetøkonomiske omkostninger ved de forskellige alternativer, herunder om de forskellige genanvendelsesteknologier. Endeligt kræver en værdisætning af de mange forskellige eksternaliteter, at der er et sæt af beregningspriser til rådighed, eftersom der ikke indenfor en enkelt cost-benefit analyse kan gennemføres egentlige værdisætningsstudier.

Spørgsmålet er imidlertid, hvilke forudsætninger, der skal være opfyldt, før det er rimeligt at foretage en simpel overførsel af værdier fra udenlandske undersøgelser til danske forhold ('simple benefit transfer')? Hvis man f.eks. benytter en simpel overførsel af eksisterende værdier for de samfundsøkonomiske effekter ved affaldsbehandling fra ikke-originale økonomiske værdisætningsundersøgelser i andre lande, vil der som regel være tale om flere på hinanden følgende overførsler af værdier (jf. f.eks. Craighill og Powell (1996), der anvender beregningspriser fra Fankhauser (1994) og CEC (1994)). Der vil endvidere ofte være tale om en ikke ubetydeligt tidsforskel mellem den originale værdisætningsundersøgelse og det tidspunkt, hvor værdierne overføres til andre områder. Endelig er der de velkendte dataproblemer på affaldsområdet med hensyn til manglende data, forældede data og usikre data.

Ved at benytte den mest enkle form for overførselsmetode er det på kort sigt muligt med forholdsvis få ressourcer at generere nogle usikre beregningspriser for gevinsten ved genanvendelse af affald i Danmark ved blot at omregne nogle af beregningspriserne i de identificerede udenlandske undersøgelser. For at kunne generere mere præcise beregningspriser er det imidlertid nødvendigt, at der foretages en omhyggelig gennemgang af vidensgrundlaget, for at foretage de relevante korrektioner i beregningspriserne for forskelle mellem det område, hvor undersøgelserne gennemføres ('study site') og Danmark. Da anvendelsen af miljøøkonomiske beregningspriser endnu er i sin vorden i Miljøministeriet, kan denne gennemgang ikke pege mod prioritering af bestemte felter. Behovet er tilstede over hele linien.



## 4. Konklusion

På internationalt plan er arbejdet med at værdisætte gevinsterne ved genanvendelse blevet intensiveret i løbet af 1990'erne, og der synes i dag at være konsensus om, at en sådan værdisætning skal baseres på en omhyggelig livscyklusundersøgelse, der beskriver og kvantificerer belastningen ved de forskellige alternativer. Craighill og Powell (1995; 1996) er efter eget udsagn nogle af de første, der anvendte en kombineret livscyklusvurdering (LCA) og økonomisk værdisætning af effekterne ved affaldsbehandling. Kombinationen af LCA og værdisætning, som af van Beukering *et al.* (1999: iv) omtales som **'The Multiple Pathway Method'**, har først i de seneste år fundet anvendelse i cost-benefit analyser på affalds- og genanvendelsesområdet, men må i dag siges at være standard i de studier, der udføres for bl.a. EU-kommissionen.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at LCA-tilgangen medfører en mere omhyggelig kortlægning af miljøbelastningen ved de forskellige alternativer end de miljøkonsekvensbeskrivelser, der har været anvendt i hidtidige danske studier. Dette gælder især på to punkter. For det første indebærer den, at miljøbelastningen ved indvinding af jomfruelige råmaterialer skal opgøres, når genanvendelse vurderes overfor deponering og forbrænding. For ved genanvendelse spares jo fornyet indvinding. Flere af studierne noterer, at indvinding af de jomfruelige materialer ofte indebærer et stort energiforbrug, som har betydning for vurderingen af de samlede eksternaliteter. For det andet indebærer den, at fortegnelsen over de relevante eksternaliteter udvikles efter den systematik, der anvendes i LCA, og derfor også omfatter en række miljøfarlige stoffer. Miljøkonsekvensbeskrivelsen bliver derved væsentligt mere fyldestgørende og systematisk.

Det må dog anbefales, jf. Finnveden og Ekvall (1998: 252), at der i forbindelse med livscyklusundersøgelser gennemføres følsomhedsanalyser af de væsentligste forudsætninger, for at undgå, at der sker en forveksling af undersøgelsernes forudsætninger med undersøgelsernes resultater. F.eks. kan forudsætningen om, hvordan den energi, der fortrænges af energien fra forbrænding af affald, alternativt ville være blevet produceret, have en afgørende betydning for vurderingen af gevinsterne og omkostningerne ved affaldsforbrænding.

Anvendelsen af 'The Multiple Pathway Method' fører til, at en opgørelse over benefits efterspørger beregningspriser på en række af de samme udledninger, som også behandles i andre cost-benefit analyser, f.eks. de traditionelle luftemissioner fra forbrænding og transportsektoren, men også en række specifikke lavdosisemissioner af f.eks. miljøfarlige stoffer.

Beregningspriserne i de identificerede undersøgelser er angivet på forskellige niveauer:

- affaldsbehandlingsformer
- affaldsfraktioner
- udledning af skadelige stoffer

Det tjener imidlertid næppe noget formål at overføre disse beregningspriser direkte til vurderinger af genanvendelse i Danmark.

I rapportens kapitel 3 er angivet en oversigt over de udledninger, som det er nødvendigt at identificere beregningspriser for med henblik på at analysere benefits ved genanvendelse. Hittidige danske cost-benefit analyser har fulgt mere simple miljøkonsekvensbeskrivelser, og har begrænset sig til at anvende beregningspriser for sædvanlige luftemissioner. Miljøfarlige udledninger af f.eks. dioxiner er ikke blevet inkluderet. Det må imidlertid bemærkes, at udledningerne af miljøfarlige stoffer må vurderes til at udgøre omkring halvdelen af eksternaliteterne ved den affaldsforbrænding, som fortrænges ved genanvendelse.

Det er imidlertid vanskeligt at tilvejebringe opdaterede beregningspriser for dioxin og andre miljøfarlige stoffer. Det er felter, der dels omgærdes med stor usikkerhed, dels kommer der hele tiden nye videnskabelige indsigter om stoffernes farlighed.

Der findes i de internationale rapporter anvendte beregningspriser for de forskellige miljøfarlige stoffer, og spørgsmålet er, om disse kan overføres til danske analyser, eksempelvis priserne anvendt i ECON-rapporten.

En simpel overførsel af beregningspriser er den enkleste form for benefit transfer, men det er samtidig også den metode, der forudsætter den største grad af sammenlignelighed mellem det område, hvor undersøgelsen gennemføres ('study site') og det område, som undersøgelsens resultater overføres til ('policy site'). En mere tilpasset overførsel af beregningspriser for udledningen af skadelige stoffer er mere ressourcekrævende, da den kræver, at beregningspriserne efterfølgende anvendes i beregninger ('benefit function transfer'), der afspejler danske forhold. I stedet for en kompliceret benefit transfer må det derfor anbefales, at der foretages en selvstændig dansk gennemgang af området. Et nødvendigt værktøj på dette område vil endvidere være fastlæggelse af en beregningspris for statistisk liv/statistiske leveår.

Det er et problem med beregningspriserne i flere af de internationale studier, at de trods publiceringsår afspejler vidensniveauet, som det så ud i begyndelsen af 90'erne eller tidligere. Anvendes de ukritisk, er der risiko for, at nutidens miljøpolitik afgøres på grundlag af fortidens viden. Meget taler derfor for, at der udvikles benefit funktioner, der kobler den nyeste viden om eksempelvis stoffernes toksicitet med viden om betalingsvilligheden for reduceret risiko for sygdom og for tidlige dødsfald.

# Referenceliste

- Andersen, Mikael Skou (2002), Projekt angående udvikling af miljøøkonomiske enhedspriser ved hjælp af bl.a. benefit transfer
- Angst, Gabriele, Stark, Wolfgang, Hutterer, Heribert, Pilz, Harlad og Harald Hutterer (2001), Kosten-nutzen-analyse verpackungsverwertung, (Monographien Band 152), Wien: Umweltbundesamt
- Ayres, Robert U. (1995), 'Life cycle analysis: A critique', *Resources, Conservation and Recycling*, **14**, 199-223
- Ayres, Robert U. (1997), 'Metals recycling: economic and environmental implications', *Resources, Conservation and Recycling*, **21**, 145-173
- Björklund, Anna, Dalemo, Magnus og Ulf Sonesson (1999), 'Evaluating a municipal management plan using ORWARE', *Journal of Cleaner Production*, **7**, 271-280
- Brereton, Clive (1996), 'Municipal solid waste – incineration, air pollution control and ash management', *Resources, Conservation and Recycling*, **16**, 227-264
- Brisson, Inger E. (1997), Assessing the "Waste Hierarchy" a Social Cost-Benefit Analysis of MSW Management in the European Union, (SØM publikation nr. 19), København: AKF Forlaget
- Bruvoll, Annegrethe (1998), 'Taxing virgin materials: an approach to waste problems', *Resources, Conservation and Recycling*, **22**, 15-29
- Buhé, Catherine, Achrad, Gilbert, Le Téo, Jean Francois og Jean Luc Chevalier (1997), 'Integration of the recycling processes to the life cycle analysis of construction products', *Resources, Conservation and Recycling*, **20**, 227-243
- Byström, Stig og Lars Lönnstedt (2000), 'Paper recycling: a discussion of methodological approaches', *Resources, Conservation and Recycling*, **28**, 55-65
- Chang, Ni-Bin og Y.T. Lin (1997), 'An analysis of recycling impacts on solid waste generation by time series intervention modelling', *Resources, Conservation and Recycling*, **19**, 165-186
- Chung, S.S. og C.S. Poon (1996), 'Evaluating waste management alternatives by the multiple criteria approach', *Resources, Conservation and Recycling*, **17**, 189-210
- Coopers & Lybrand og Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE) (1997), Cost-benefit analysis of the different municipal solid waste management systems: objectives and instruments for

the year 2000, (Final report, March 1996), Luxembourg: European Communities

COWIconsult A/S (1994), Prissætning af miljøforhold. Litteraturstudium af metoder og empiri, (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 13 1994), København: Miljøstyrelsen, Miljøministeriet

COWI Consulting Engineers and Planners AS (2000a), A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste, (Final Main Report produced for the European Commission, DG Environment), Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities

COWI Consulting Engineers and Planners AS (2000b), A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste, (Final Appendix Report produced for the European Commission, DG Environment), Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities

Craighill, Amelia L. og Jane C. Powell (1995), Lifecycle assessment and economic evaluation of recycling: a case study, CSERGE Working Paper Waste Management (WM 95-05), Norwich: Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), School of Environmental Sciences, University of East Anglia

Craighill, Amelia L. og Jane C. Powell (1996), 'Lifecycle assessment and economic evaluation of recycling: a case study', Resources, Conservation and Recycling, **17**, 75-96

Craighill, Amelia L. og Jane C. Powell (1999), A Lifecycle Assessment and Evaluation of Construction and Demolition Waste, CSERGE Working Paper Waste Management (WM 99-03), Norwich: Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), School of Environmental Sciences, University of East Anglia

Dalemo, M., Sonesson, U., Björklund, A., Mingarini, K., Frostell, B., Jönsson, H., Nybrant, T., Sundqvist, J-O. og L. Thyselius (1997), 'ORWARE - A simulation model for organic waste handling systems. Part 1: Model description', Resources, Conservation and Recycling, **21**, 17-37

Daskalopoulos, E., Badr, O. og S.D. Probert (1998), 'An integrated approach to municipal solid waste management', Resources, Conservation and Recycling, **24**, 33-50

Dengsøe, Niels (2001), Vurdering af de nordiske slutbehandlingsafgifter på affald - økonomisk værdisætning og evaluering, (Rapport udarbejdet for Nordisk Ministerråds arbejdsgruppe for produkter og affald (PA-gruppen)), København: Nordisk Ministerråd

Desvousges, William H., Johnson, F. Reed og H. Spenser Banzhaf (1998), Environmental Policy Analysis with Limited Information. Principles and Applications of the Transfer Method, (New Horizons in Environmental Economics), Edward Elgar: Cheltenham, UK

Det Norske Veritas (2000), Nordisk status for bruk av livsløpsanalyser (LCA) i avfallssektoren, (NT Techn Report 463), Espoo: NORDTEST

Det Økonomiske Råd (2002), Dansk Økonomi forår 2002 (Diskussionsoplæg), København: Det Økonomiske Råd ([www.dors.dk](http://www.dors.dk))

Diamadopoulos, E., Koutsantonakis, Y. og V. Zaglara (1995), 'Optimal design of municipal solid waste recycling systems', Resources, Conservation and Recycling, **14**, 21-34

ECON Senter for økonomisk analyse (2000), Miljøkostnader ved avfallsbehandling, (Rapport 85/00), Oslo: ECON Senter for økonomisk analyse

ECON Senter for økonomisk analyse (2001), Utslippsavgift på forbrenning av avfall, (Rapport 28/01), Oslo: ECON Senter for økonomisk analyse

Ekvall, Thomas (1997), 'Commentary: Comment on Critical Review of Life-cycle Assessment', Resources, Conservation and Recycling, **19**, 219-230

Ekvall, Thomas (1999), 'Key methodological issues for life cycle inventory analysis of paper recycling', Journal of Cleaner Production, **7**, 281-294

Ekvall, Thomas (1999), 'Notes from the field: Comment on the marginal approach to allocation', Journal of Cleaner Production, **7**, 465-466

Erichsen, Hanne L. og Michael Z. Hauschild (2000), Technical data for waste incineration – background for modelling of product-specific emissions in a life cycle assessment context, (Elaborated as part of the EUREKA project EUROENVIRON 1296: LCAGAPS, sponsored by the Danish Agency for Industry and Trade), Copenhagen: Department of Manufacturing Engineering, Technical University of Denmark

ETSU AEA Technology (1997), Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive, (A report produced for the European Commission DG XI) (December 1996), Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities

EU-kommissionen (1994), ExternE. Externalities of Energy. Assessment of the External Costs of the Coal Fuel Cycle, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities

Faaij, A., Hekkert, M., Worrell, E. og A. van Wijk (1998), 'Optimization of the final waste treatment system in the Netherlands', Resources, Conservation and Recycling, **22**, 47-82

Fankhauser, S. og David W. Pearce (1993), The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions, OECD/IEA Conference on the Economics of Climate Change, Paris, June

Fankhauser, S. (1994a), Evaluating the Social Costs of Greenhouse Gas Emissions, CSERGE Working Paper Global Environmental Change (GEC 94-01), Norwich: Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), School of Environmental Sciences, University of East Anglia

- Fankhauser, S. (1994b), 'The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions: An Expected Value Approach', *The Energy Journal*, Vol. 15, No. 2, 157-184
- Finnveden, Göran, Albertsson, Ann-Christine, Berendson, Jaak, Eriksson, Erik, Höglund, Lars Olof, Karlsson, Sigbritt og Jan-Olov Sundqvist (1995), 'Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment', *Journal of Cleaner production*, Vol. 3, No. 4, 189-199
- Finnveden, Göran og Thomas Ekvall (1998), 'Life-cycle assessment as a decision-support tool – the case of recycling versus incineration of paper', *Resources, Conservation and Recycling*, **24**, 235-256
- Fletcher, Brenton L. og Michael E. Mackay (1996), 'A model of plastics recycling: does recycling reduce the amount of waste?', *Resources, Conservation and Recycling*, **17**, 141-151
- Garrod, Guy og Ken Willis (1998), 'Estimating lost amenity due to landfill waste disposal', *Resources, Conservation and Recycling*, **22**, 83-95
- Goddard, Haynes C. (1995), 'The benefit and costs of alternative solid waste management policies', *Resources, Conservation and Recycling*, **13**, 183-213
- Halsnæs, Kirsten og Henrik Meyer (red.) (1995), Samfundsøkonomiske omkostninger ved reduceret drivhusgasudslip. Sammenligning af investeringer i reduceret drivhusgasudslip i energisektoren, landbruget, transportsektoren og andre væsentlige drivhusgaskilder, (Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 49 1995), København: Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet
- Huhtala, Anni (1999), 'Optimizing production technology choices: conventional production vs. recycling', *Resources and Energy Economics*, **21**, 1-18
- Illerup, Jytte, Andersen, Johnny M., Winther, Morten, Lyck, Erik og Henrik Gundorph Bruun (2001), Annual Danish Atmospheric Emissions Inventory, (Afdeling for Systemanalyse), Roskilde: Danmarks Miljøundersøgelser
- International Aluminium Institute (IAI), (2002) Industry as a partner for sustainable development: Aluminium, London: International Aluminium Institute (IAI) og United Nations Environment Programme (UNEP)
- Jönköping Energi (2001), Miljöutvärdering av avfallsförbränning – Forskarnas syn (<http://www.jonkopingenergi.se/index2.htm>)
- Konsumentverket (2001), 'Återvinning är bra - ibland', *Råd&Rön* 5/01, 34-35
- Krupnick, Alan J. og Dallas Burtraw (1996), 'The social costs of electricity - Do the numbers add up?', *Resource and Energy Economics*, **18**, 423-466
- Kveiborg, Ole (2001), Transportens eksterne omkostninger. Et litteraturstudie af værdisætningsmetoder mhp. internalisering, (Miljøprojekt nr. 619 2001), København: Miljøstyrelsen
- Loomis, John B. (1992), 'The Evolution of a More Rigorous Approach to Benefit Transfer: Benefit Function Transfer', *Water Resource Research*, **28**, 3, 701-705

Miljøstyrelsen (1995), Miljøøkonomi for papir- og papkredsløb – Sammenfatning (Miljøprojekt nr. 294 1995), København: Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen (1996), Status og perspektiver på kemikalieområdet. Et debatoplæg, (Oplæg fra Miljøstyrelsen), København: Miljøstyrelsen

Møller, Flemming (2002a), 'Cost benefit analyse på miljø- og naturområdet' (Udkast den 20. marts 2002), Dansk Kemi nr. 6/7 juni 2002

Møller, Flemming (2002b), Metoder til miljøkonsekvensvurdering af økonomisk politik, (7. maj 2002)

Pearce, David W. og Ingo Walter (ed.) (1978), Resource conservation: social and economic dimensions of recycling, London: Longman

Pearce, David W. (1979), Waste Paper Recovery – Economic aspects and environmental impacts, Paris: Organisation for Economic Co-operation and development (OECD)

Pearce, D.W., Turner, R.K., Powell, J.C., Brisson, I.I., Barton, J., Holt, G., Ogilvie, S. Poll, A.J., Steele, P. og E. Ozdemiroglu (1993), Externalities from Landfill and Incineration, London: HMSO

Pearce, D.W. og A. Howarth (2000), Section 2: Benefit assessment og Section 3: Policy package i Seede et al. (2000), 41-56

Pearce, D.W. og A. Howarth (2000), Technical Report on Methodology: Cost Benefit Analysis and Policy Responses, (RIVM report 481505020), (Rapport udarbejdet af RIVM, EFTEC, NTUA og IIASA i samarbejde med TME og TNO for EU-kommissionens Miljø-Direktorat), Bilthoven, Netherlands: RIVM (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/481505020.pdf>)

Powell, Jane C. (1996), 'The Evaluation of Waste Management Options', Waste Management & Research, **14**, 515-526

Powell, Jane C. (2001), The application of extended life cycle assessment to recycling and waste management (CSERGE Waste management and lifecycle assessment research) (<http://www.uea.ac.uk/env/all/resgroup/cserge/>)

Rabl, A., Spadaro, J.V. og P.D. McGavran (1998), 'Health Risks of Air Pollution from Incinerators: a Perspective', Waste Management & Research, Vol. 16, 365-388 (<http://www.cenerg.ensmp.fr/english/themes/impact/pdf/RablSpadaro&McGavran1998.pdf>)

Sedee, C., Jantzen, J., de Haan, B.J., Pearce, D.W. og A. Howarth (2000), Technical Report on Waste Management, (RIVM report 481505017), (Rapport udarbejdet af RIVM, EFTEC, NTUA og IIASA i samarbejde med TME og TNO for EU-kommissionens Miljø-Direktorat), Bilthoven, Netherlands: RIVM (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/481505017.pdf>)

Smith, V. Kerry og William H. Desvousges (1986), Measuring Water Quality Benefits, Boston/Dordrecht/Lancaster: Kluwer•Nijhoff Publishing

Sobral et al. (1981), 'A Multicriteria Model for Solid Waste Management', *Journal of Environmental Management*, **12**, 97-110

Sonesson, U., Dalemo, M., Mingarini, K. og H. Jönsson (1997), 'ORWARE – A simulation model for organic waste handling systems. Part 2: Case study and simulation results', *Resources, Conservation and Recycling*, **21**, 39-54

Sonesson, U., Björklund, A., Carlsson, M. og M. Dalemo (2000), 'Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste', *Resources, Conservation and Recycling*, **28**, 29-53

Spengler, T., Geldermann, J., Hähre, S., Sieverdingbeck, A. og O. Rentz (1998), 'Development of a multiple criteria based decision support system for environmental assessment of recycling measures in the iron and steel making industry', *Journal of Cleaner Production*, **6**, 37-52

van Beukering, Pieter, van Drunen, Michiel, Dorsland, Kees, Jansen, Huib, Ozdemiroglu, Ece og David Pearce (1998), *External Economic Benefits and Costs in Water and Solid Waste Investments. Methodology, Guidelines and Case Studies*, (Report number R98/11), Amsterdam: Institute for Environmental Studies (IVM) and Economics For The Environment Consultancy Ltd. (EFTEC)  
([http://www.vu.nl/english/o\\_o/instituten/IVM/pdf/r98-11.pdf](http://www.vu.nl/english/o_o/instituten/IVM/pdf/r98-11.pdf))

van Beukering, Pieter, Dobson, Philippa, Heyde, Michael, Nurrenbach, Till, Oosterhuis, Frans, Ponsford, Carolyn, Spaninks, Frank og Michael Sturges (1999), *The Multiple Pathway Method, (A guide to the application of the methodology developed through the research project: A Combined Methodology to Evaluate Recycling Processes based on Life Cycle Assessment (LCA) and Economic Valuation Analysis (EVA) – a part EU funded multi-national R&D project)*, (European Commission Directorate General XII Science, Research and Development, Environment and Climate Programme 1994-1998 ENV4-CT95-0091), Leatherhead, Surrey, UK: Pira International

Vejdirektoratet (1992), *Trafikøkonomiske enhedspriser*, København: Vejdirektoratet, Økonomisk-Statistisk Afdeling

Vejdirektoratet (2002), *Trafikøkonomiske enhedspriser 2000*  
(<http://www.vejdirektoratet.dk/wimpdoc.asp?page=document&objno=60258>)

Vernon, Jan og Carolyn George (2001), *Employment Effects of Waste Management Policies*, (Final Report – January 2001 prepared for European Commission, Directorate-General Environment), London: Risk & Policy Analyst Limited in association with Cambridge Econometrics, Pearce Environmental Management and Institute of Economic Research  
([http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/waste/waste\\_management\\_employment.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/waste/waste_management_employment.pdf))

Walls, Margaret og Karen Palmer (2001), 'Upstream Pollution, Downstream Waste Disposal, and the Design of Comprehensive Environmental Policies', *Journal of Environmental Economics and Management*, **41**, 94-108