


WORKING PAPER SERIES

No. 7/2002

PLASTKRAFT - gullgruve eller miljøbombe?

Jon Olaf Olaussen

Department of Economics

 **Norwegian University of Science and Technology**

N-7491 Trondheim, Norway

www.svt.ntnu.no/iso/wp/wp.htm

**PLASTKRAFT
-gullgruve eller miljøbombe?**

NTNU



Av

Jon Olaf Olausen

Institutt for samfunnsøkonomi

Forord:

Jeg vil med dette rette en takk til Norges forskningsråd for finansieringen av notatet gjennom prosjektet ”Mot integrasjon av livsløpsanalyse og miljøøkonomisk analyse”. Videre vil jeg først og fremst takke professor Anders Skonhoft og doktorgradsstudentene Håvard Solem og Arne Eik ved NTNU for all veiledning og hjelp. Jeg vil også takke deltagere på seminar på Dragvoll 15.12.2000 og på Gløshaugen 15.03.2001 for verdifulle kommentarer.

Trondheim, 27 mars 2001.

Jon Olaf Olaussen

Innhold:

1 Innledning.....	3
2 Avfallssystemet for plastavfall fra husholdningene i Trondheim	4
2.1 Bakgrunn	4
2.2 Behandling av husholdningsplast i Trondheim	5
3 Økonomi.....	6
3.1 Avgrensinger og forutsetninger.....	6
3.2 Systemet	7
3.3 Beregninger	9
4 Resultat.....	10
5. Oppsummering	14
5.1 Diskusjon.....	14
5.2 konklusjoner	16
Appendix A: Bedriftsøkonomi og miljøkostnader	18
Referanseliste:	23

1 Innledning

Både nasjonalt og internasjonalt er kildesortering av husholdningsavfall undersøkt i flere studier. Debatten rundt det reelle behovet for kildesortering er langt fra et særnorsk fenomen. Over alt hvor denne typen avfallsbehandling iverksettes ser denne problemstillingen ut til å dukke opp. Debatten skyldes først og fremst at det settes spørsmålsteget ved det såkalte avfallshierarkiet. Dette hierarkiet består i en rangering hvor de ulike alternative metodene for avfallsbehandling rangeres i henhold til hvor ”miljøvennlige” de er. I avfallshierarkiet regnes de ulike behandlingsalternativene fra ”best” til ”dårligst” for å være; 1. Hindre at avfall oppstår, 2. Økt gjenbruk, 3. Materialgjenvinning, 4. Energigjenvinning, 5. Deponi. I Norge har spesielt Bruvoll-rapporten satt spørsmålsteget ved denne rangeringen (Bruvoll, 1998). Denne rapporten er omdiskutert, og ble blant annet kritisert for å benytte data fra USA som er lite egnet til å beskrive norske forhold, og for at tidskostnadene ved sortering i husholdningene er tillagt vekt (Hanssen et al., 1998). Flere andre studier har imidlertid også bestridt den generelle rangeringen av avfallsbehandling og foreslått at hierarkiet bør vurderes fra avfallstype til avfallstype og fra system til system (Goddard, 1995, Huthala, 1997, Brisson, 1997). Vi ser i dette notatet på en sentral del av kildesorteringssystemet i dag, nemlig gjenvinningen av husholdningsplast. I tråd med kritikken av det generelle avfallshierarkiet, ønsker vi å se på kostnadene ved behandlingen av denne fraksjonen ved et spesifikt eksempel fra Trondheim.

Lignende resirkuleringssystem som beskrives her er belyst i en rekke studier. Disse studiene fokuserer i stor grad på husholdningsleddet og den såkalte grovsorteringen som foregår fram til avfallet havner i avfallsdunken, redusering av avfallsmengden og på ulike innsamlingssystemer (Goddard, 1995, Choe og Fraser, 1999, Dinan, 1999, Duggal et al., 1991, Sterner og Bartelings, 1999). Spesielt er det i disse arbeidene fokusert på politikimplikasjoner, det vil si at effekten av ulike avgifter pålagt husholdningene har stått sentralt.

I den grad selve resirkuleringsprosessen er behandlet har deponi versus materialgjenvinning blitt viet stor oppmerksomhet (Huthala, 1997, Lusky, 1976). Som vi kommer inn på nedenfor er ikke deponi et realistisk alternativ for husholdningsplast i Trondheim. I Bruvoll (1998) er

avfallssystemet i sin helhet vurdert, det vil si at kostnadene er beregnet fra kildesorteringen i husholdningene til sluttbehandlingen av avfallet. I dette notatet ønsker vi imidlertid å fokusere på selve resirkuleringssystemet, etter at plastavfallet har havnet i miljødunken. Vi ønsker å sammenstille de bedriftsøkonomiske med de samfunnsøkonomiske aspektene, hvor de samfunnsøkonomiske selvsagt inkluderer miljøpåvirkningene. Vi ser på to ulike alternativer for dette systemet. Det ene alternativet, som vi kaller prosjekt materialgjenvinning, er i tråd med dagens praksis for behandling av plastavfall i Trondheim, nemlig at ca 15% materialgjenvinnes, mens resten energigjenvinnes. Vi sammenligner dette alternativet med referansesystemet som vi kaller prosjekt energigjenvinning, hvor all plasten energigjenvinnes.

2 Avfallssystemet for plastavfall fra husholdningene i Trondheim

2.1 Bakgrunn

I statsbudsjettet for 1994 ble det fremmet forslag om å innføre en avgift på produksjon og bruk av emballasje (Hjellnes COWI AS, 2000). I følge forslaget skulle avgiften være på 1 krone per kg plastemballasje (Eik, 2000a). Frykten for at dette ville bli en dyr ordning for næringslivet åpnet for en frivillig ordning der næringslivet selv skulle sørge for at de negative konsekvensene av emballasjeproduksjon og bruk ble redusert gjennom gjenbruk og økt resirkulering. På bakgrunn av en arbeidsgruppe under SFT ble et gjenvinningsmål for plast på 80% fastsatt (hvorav 50% skulle energigjenvinnes og 30 % materialgjenvinnes (Raadal og Hanssen, (1999)). Dette gjenvinningsmålet skulle koordineres av materialselskapet for plastemballasje, Plastretur AS, som ble opprettet i 1995 i henhold til avtalen mellom Miljøverndepartementet og plastemballasjebransjen. Plastemballasjekjeden består av Dagligvare Leverandørens Forening, Dagligvarehandelens Miljø- og Emballasjeforum, Næringslivsindustriens Landsforening og Plastindustrifondet (Eik, 2000a). Avtalen gjelder all emballasje av plast bortsett fra emballasje som er pålagt miljøavgifter og emballasje som inneholder rester av spesialavfall. Plastretur har ansvaret for utvikling og organisering av innsamlings- og gjenvinningssystem både fra husholdninger og næringslivet.

Plastretur har ikke gått inn på eiersiden i gjenvinningsbedriftene, men søker isteden å nå sin målsetting ved å subsidiere aktivitetene til de ulike aktørene i gjenvinningssystemene. Dette finansieres ved at brukere, produsenter og importører betaler 1,70 kr per kg emballasje (per 31.12.99). Bransjeavtalen mellom plastemballasjekjeden og Miljøverndepartementet

innebærer at dersom gjenvinningsmålet på 50% energigjenvunnet og 30% materialgjenvunnet plast ikke nås, så vil staten likevel innføre en emballasjeavgift. I denne rapporten tar vi ikke stilling til om dette er de riktige gjenvinningsmålene for plast generelt. Vi ser kun på den andelen av plasten som oppstår i husholdningene. Husholdningsplast utgjorde for øvrig 52% av den totale mengden plastavfall i Norge i 1997 (Statistisk Sentralbyrå, 2000).

2.2 Behandling av husholdningsplast i Trondheim

Husholdningene som har kildesortering i Trondheim genererer årlig totalt 744 tonn gjenvinnbar plast (Eik, 2000b). Kun det som behandles riktig av husholdningene og legges i miljødunken sendes til sortering. Dette er beregnet til å utgjøre 262 tonn årlig (Eik, 2000b). Resten av husholdningsplasten i Trondheim havner i dunken for restavfall. Miljøavfallet hentes hver 8 uke og fraktes fra husholdningene til sorteringsanlegget på Heggstadmoen, ca en mil utenfor sentrum. To aktører besørger denne innsamlingen. Trondheim Renholdsverk (TRV) står for innsamlingen i Trondheim øst, mens Norsk Gjenvinning Trøndelag AS (NGT) har ansvaret for den vestlige delen. Den østlige og vestlige delen er like store slik at de to selskapene står for innsamlingen fra ca 50% av husholdningene i Trondheim hver (Eik, 2000a).

Sorteringsanlegget på Heggstadmoen drives av Trondheim Renholdsverk. På Heggstadmoen kjøres plasten inn på en sorteringslinje hvor de rene plastfragmentene sorteres ut manuelt og sendes videre til materialgjenvinning. Plasten som enten ikke egner seg for plastgjenvinning eller ligger skjult under annet avfall på linjen sendes til et forbrenningsanlegg like ved sorteringsanlegget, Trondheim Energiverk Fjernvarme AS (TEVF). Forbrenningsanlegget produserer fjernvarme til oppvarming av boliger, institusjoner og bedrifter i Trondheim ved hjelp av husholdningsavfall og brennbart materiale fra næringslivet (Eik 2000a).

Plasten som går til materialgjenvinning har hovedsakelig tre ulike gjenvinningsbedrifter som potensielle mottakere. Den nærmeste mottakeren er Heimdal Resirk på Øysand (7 km fra sorteringsanlegget) hvor landbruksfolie, husholdningsplast og kvernedde kasser og flasker fra bryggerinæringen benyttes i produksjonen av plastpallen Monobloc (Eik 2000a). Monobloc selges til en pris som er ca 10 ganger lavere enn trepallene den konkurrerer med¹. En annen

¹ Utsalgsprisen på Monobloc er 3 ganger høyere enn på en tilsvarende trepalle, men den kan benyttes ca 30 ganger så ofte før den må brennes, slik at omregnet til lik bruk er prisen på plastpallen ca 1/10 av prisen på trepallen.

potensiell mottaker er Plastgjenvinning i Tydal (PiT) som ligger ca 12 mil fra sorteringsanlegget. PiT produserer palleklosser av ulik størrelse og kvalitet ved hjelp av en blanding av 50% plast og 50% papir. Husholdningsplast egner seg godt ettersom kravet til kvalitet og renhet er forholdsvis lavt i denne produksjonen. Palleklossene selges til en pris rundt 1,80 kroner per kg avhengig av tid og type produkt (Eik 2000a). Folldal Gjenvinning (ca 18 mil fra sorteringsanlegget) produserer tre ulike granulattyper ved hjelp av forskjellige folieavfall fra landbruk og industri. Selv om kvaliteten på husholdningsavfallet bedret seg i løpet av 1999, er denne platen i utgangspunktet ikke så godt egnet ettersom kravet til kvalitet og renhet er forholdsvis høyt ved produksjon av granulat (Eik, 2000a). Folldal Gjenvinning selger den resirkulerte granulatet til en pris på ca 70% av råvareprisene, det vil si 5,60 kroner per kg granulat². Trondheim Renholdsverk besørger frakten av platen fra sorteringsanlegget til materialgjenvinning og forbrenning.

3 Økonomi

3.1 Avgrensinger og forutsetninger

Vi ønsker å beregne de bedriftsøkonomiske og de samfunnsøkonomiske størrelsene knyttet til avfallsbehandlingen av husholdningsplast i Trondheim kommune. På kostnadssiden har vi sett på lønnskostnader, energikostnader og transportkostnader, mens inntektene er gitt ved salgsinntekter fra gjenvunnet materiale og fjernvarme. Vi velger som nevnt å se på hva som skjer med platen etter at den havner i miljødunken i husholdningene. Selve sorteringsprosessen i husholdningene med tilhørende vurderinger av tidsbruk og virkemidler ser vi altså bort fra til forskjell fra Bruvoll (1998).

I internasjonale studier står deponi sentralt, oftest begrunnet med at depotkapasiteten i tett befolkede områder er begrenset, at avrenning fra fyllplasser til grunnvann er et stort problem, og at metan utslippene til luft er betydelige (Huthala, 1997, Duchin og Lange, 1998). For Norges vedkommende er ikke arealknapphet et så stort problem, slik at det i første rekke er avrenning og utslipp fra deponi som kan være problematisk. Plast brytes bare i ubetydelig grad ned og følgelig er ikke utslipp problematisk for plast. Det antas likevel at tungmetaller lekker ut fra platen i deponiet (Sandgren et al., 1996). I det generelle avfallshierarkiet kommer som nevnt deponi vanligvis nederst. Flere studier har imidlertid bestridt denne generelle rangeringen og foreslått at hierarkiet bør vurderes fra avfallstype til avfallstype og

² Råvareprisen for granulat var 8 kroner per kg i november 1999 (Eik, 2000a).

fra system til system (Goddard, 1995, Bruvoll, 1998, Huthala, 1997, Brisson, 1997). Miljøskadene fra forbrenningsanlegg er anslått høyere enn fra deponi, men forbrenning kan likevel betraktes som en bedre løsning på grunn av den høye brennverdien til plast (Bruvoll, 1998). I Trondheim kjøres all husholdningsplasten enten direkte til forbrenning (plasten i restavfallet), eller via sorteringsanlegget til forbrenning eller materialgjenvinning (plasten i miljøavfallet). Deponi er med andre ord ikke noe alternativ for dette systemet bortsett fra deponi av asken fra forbrenningsanlegget. Denne asken anser vi her som neglisjerbar for plastavfall, både når det gjelder miljømessige og økonomiske konsekvenser. Selv om det generelt vil være slik at denne asken vil kunne inneholde miljøskadelige tungmetaller (Huthala, 1997), vil de negative konsekvensene av asken fra plastforbrenning trolig være begrensede. Siden deponi av alt eller noe av plastavfallet før forbrenning ikke er et alternativ for plastavfallet i Trondheim, har vi altså valgt å se bort fra deponi i analysen.

3.2 Systemet

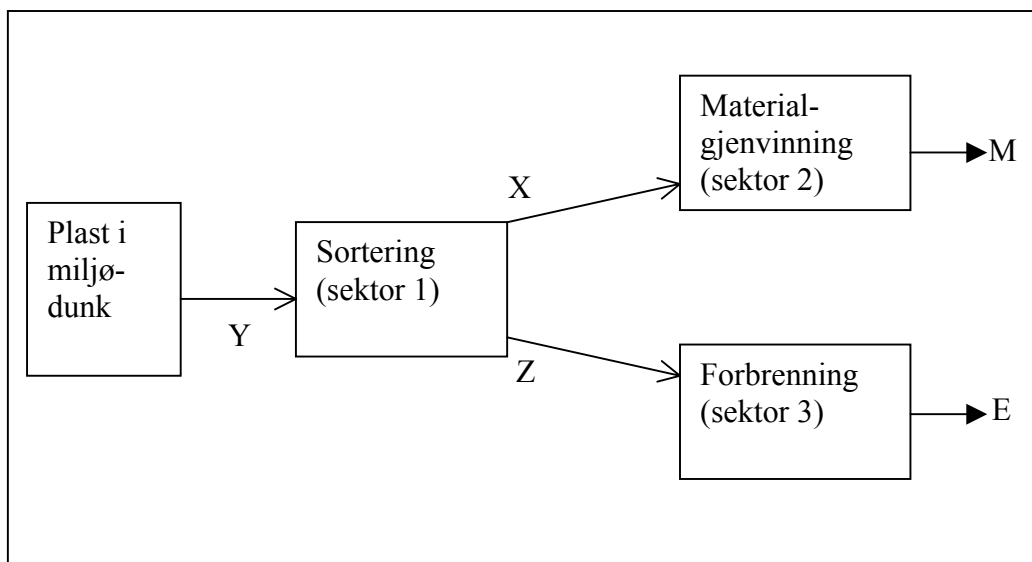
Vi deler inn avfallssystemet i tre sektorer og ser på de økonomiske avveiningene mellom sortering og materialgjenvinning på den ene siden og forbrenning på den andre siden. For å gi en oversiktlig framstilling velger vi å se på sektorene som tre adskilte aktører i markedet for plastavfall fra husholdningene (se figur 1).

Den første og sentrale sektoren er *sorteringssektoren*, her representert ved sorteringsanlegget på Heggstadmoen. Vi neglisjerer transporten til anlegget fordi avfallet uansett må fraktes den samme avstanden enten det skal forbrennes direkte, eller det skal sorteres (forbrenningsanlegget ligger like ved sorteringsanlegget). Transportkostnadene vil riktignok være lavere dersom alt ble kjørt direkte til forbrenningsanlegget, fordi vi vet at høyere resirkulering gir høyere transportkostnader (Huthala, 1997). Plast som skal sorteres kan for eksempel ikke komprimeres i like stor grad på transportbilene fordi dette ville gjort sorteringen vanskelig. Sorteringsanlegget mottar plasten gratis levert til anlegget. I vår tresektor modell er dette en realistisk forutsetning fordi avfallet uansett må fraktes bort fra husholdningene. Sett fra husholdningenes side kan de mot et gebyr enten levere plasten til et sorteringsanlegg eller til et forbrenningsanlegg. Dette gebyret finansierer blant annet transporten slik at sorteringsanlegget mottar plasten fritt levert. Vi antar videre at sorteringsanlegget passivt mottar all plasten som tilbys, ekvivalent med dagen situasjon. Sorteringssektoren har med andre ord ingen virkemidler for å påvirke kvaliteten eller

omfanget av sortering i husholdningssektoren, eller til å påvirke kvaliteten eller omfanget ved å endre sorteringssystemet³.

Ved sorteringsanlegget benyttes hovedsakelig tre innsatsfaktorer til sortering; husholdningsplast, arbeidskraft og energi. Energi benyttes til å drive transportbåndet miljøavfallet sorteres på. I tillegg til transportbåndet plusten fraktes over benyttes det fem arbeidere til å plukke plusten som skal materialgjenvinnes fra transportbåndet.

Den sorterte plusten selges til *resirkuleringssektoren*. Her produserer resirkulert plast, M, ved hjelp av hovedsakelig fire innsatsfaktorer; sortert plast (X), arbeidskraft, energi og transport.



Figur 1: Avfallssystemet

Husholdningsplusten behandles i tre sektorer: Y, mengde husholdningsplast. X, sortert plast. Z, usortert plast. M, resirkulert produkt. E, fjernvarme.

Plusten som ikke sorteres ut til materialgjenvinning går til *forbrenningssektoren*, her representert ved Trondheim Energiverk Fjernvarme. Sektoren produseres energi ved hjelp av råvaren Z, som er den usorterte plusten fra sorteringsanlegget, og transport. Vi velger å formulere produksjonsprosessen så enkelt fordi arbeidskraft og energibruk synes å være neglisjerbare innsatsfaktorer i denne sektoren. Plastavfallet fra sorteringsanlegget må ses som en liten del av den totale produksjonen i et anlegg som uansett drives.

³ Et nærliggende virkemiddel ville vært å ha en egen dunk forbeholdt plast.

3.3 Beregninger

I denne partielle nytte-kostnadsanalysen er alle kalkulasjoner basert på dagens resirkuleringssystem i Trondheim. Tallene for 1999, hvor det av 262 tonn plast i miljøavfallet ble sortert ut 40 tonn for levering til materialgjenvinning utgjør basisgrunnet for beregningene. Ut fra dette resirkuleringsnivået er gjennomsnittskostnadene per tonn plast funnet. Alle verdier er oppgitt i prisnivået for 1999. De kalkulerede verdiene forutsetter dagens produksjonsteknologi. Effekten av teknologiendring og eventuelle skalafordeler er derfor utelatt.

Beregningene er gjort ut fra en tenkt situasjon hvor de tre sektorene opererer i et marked for plastavfall, det vil si at vi har sett bort fra subsidiene i systemet for å rendyrke de faktiske økonomiske avveiningene mellom energi- og materialgjenvinning. Videre er analysen statisk, og dette innebærer blant annet at vi ikke vurderer muligheten for at den materialgjenvunnede plasten senere havner ved et forbrenningsanlegg. Vi har neglisjert kapitalkostnader begrunnet med at anleggene allerede er bygget, maskinene innkjøpt og at plasten fra husholdningene legger beslag på en svært liten andel av produksjonsutstyret i anlegg som uansett. Til slutt har vi kun sett på tre typer utslipp, nemlig CO₂ utslipp samt utslipp av NO_x og dioksiner. Dette er tre av de viktigste utslippene ved forbrenning av plast, og de som det er knyttet mest oppmerksomhet til i pågående debatter (Sandgren et al., 1996). I prinsippet skal imidlertid alle utslipp med i analysen. Når det gjelder klimagasser vil for eksempel forbrenning av plast også medføre utslipp av CO, CH₄ og N₂O. I tillegg vil plastforbrenning foruten dioksiner gi utslipp av andre miljøgifter som for klorbensen og klorfenoler og lignende. Ved å kun se på CO₂, dioksiner og NO_x risikerer vi både å få feil fortegn og feil nivå på resultatene. Resultatene fra nytte-kostnadsanalysen i dette notatet er derfor basert på en situasjon hvor vi enten kun er interessert i disse utslippene, eller hvor vi antar at disse utslippene er helt dominerende for resultatene⁴.

Verdsettingene som ligger til grunn for våre nytte- og kostnads beregninger er i hovedsak hentet fra ulike litteraturkilder. Alle beregninger er vist i Appendix A med tilhørende kildehenvisninger.

⁴ Sammenstiltes utslippstallene fra Sandgren et al., (1996) med verdsettingen i Bruvoll og Ibenholt (1999) ser det siste ut til å være en realistisk antagelse for plast.

Som nevnt er et opplagt alternativ til dagens system hvor noe av plasten forbrennes og noe går til materialgjenvinning å forbrenne all plasten. I denne situasjonen som vi har kalt *prosjekt energigjenvinning*, vil kildesortering og forvasking i husholdningene være overflødig. Størrelsen på verdien av denne besparelsen er omdiskutert (Bruvoll, 1998, Hanssen et al., 1998), men fra et økonomisk synspunkt er det klart at det vil gi en besparelse å slutte å kildesortere plasten. Alternativet med ingen materialgjenvinning vil derfor komme bedre ut dersom vi ikke begrenser analysen til å starte når plasten har havnet i miljøduken. Dette vil forsterkes ytterligere ved at transportbehovet reduseres dersom den plasskrevende plasten komprimeres på transportbilene før frakten til energigjenvinning.

4 Resultat

Resultatene fra beregningene for gjenvinningssystemet i Trondheim er rapportert i tabell 1 og 2. Forskjellen på de to tabellene er at vi i tabell 1 har neglisjert det potensielle dioksinutslippet fra oljefyring og plastforbrenning, mens dette er inkludert i tabell 2. De ulike tallene i tabellene er utledet i detalj i appendix A, og det gis derfor bare en kortfattet forklaring av hovedresultatene her.

Vi ser av tabell 1 at dersom vi ikke tar hensyn til eksternalitetene⁵, så vil både materialgjenvinning og forbrenning være lønnsomme aktiviteter med henholdsvis lønnsomhet på 297 og 1901 kroner per tonn (negative kostnader i tabellen). I valget mellom de to alternativene framgår det at forbrenning er den mest lønnsomme behandlingsmetoden. Når vi inkluderer eksternalitetene i form av miljøkostnader og besparelser ved transport og energibruk ser vi at energigjenvinning styrker sin posisjon i forhold til materialgjenvinning. Materialgjenvinning medfører nå en kostnad på 97 kroner per tonn, mens energigjenvinning gir en inntjening på 2161 kroner. Denne forbedringen representerer både en absolutt og en relativ forbedring i forhold til dagens system. Den absolutte forbedringen for forbrenningssektoren skyldes at vi forutsetter at forurensende energiproduksjon basert på fyringsolje erstattes med mindre forurensende forbrenning⁶. Forbrenning gir med andre ord en netto positiv eksternalitet når vi forutsetter at fyringsolje er den marginale energikilden (se

⁵ Litt upresist kan vi si at eksternaliteter er utilsiktede virkninger av et prosjekt. En mer presis definisjonen er at en eksternalitet oppstår når en aktørs handling har en utilsiktet virkning på en annen aktørs nytte (positiv eller negativ), og hvor den påvirkede aktøren ikke kompenseres/betaler for dette, samtidig som denne aktøren ikke har mulighet til å påvirke atferden til den som forårsaker eksternaliteten.

⁶ Se diskusjon nedenfor for vurderinger av hvorvidt det er riktig å benytte fyringsolje som energikilde i analysen.

Appendix A). Den relative forbedringen er enda sterkere fordi materialgjenvinning er forbundet med en netto negativ eksternalitet. Hovedkilden til denne effekten er utslippet av CO₂ og NO_x som skyldes at energien som benyttes i materialgjenvinningen kunne erstattet oljefyring. I tillegg påfører transporten til resirkuleringsbedriften samfunnet en negativ eksternalitet fordi avgiften på drivstoff for denne typen tungtransport er for lav i forhold til de faktiske kostnadene (Eriksen et al., 1999). Til sammen bidrar de to negative eksternalitetene til at materialgjenvinning vris fra et lønnsomt til et ulønnsomt prosjekt (97 kroner). Med dagens teknologi synes det altså klart at forbrenning er det beste alternativet for husholdningsplast så lenge vi antar at dioksinutslippene er neglisjerbare.

Vi merker oss at tabellen oppgir kostnadene per tonn, slik at for å finne den samlede kostnaden per tonn i de to prosjektene; *prosjekt materialgjenvinning* (15% materialgjenvinning, 85% forbrenning) og *prosjekt energigjenvinning* (100% energigjenvinning) må vi se i nederste rad i tabellen. Her ser vi at *prosjekt energigjenvinning* gir en lønnsomhet som er 339 kroner høyere enn *prosjekt materialgjenvinning* per tonn.

I tabell 2 har vi inkludert dioksinutslipp i analysen. Dioksinutslipp anses for å være et potensielt problem ved forbrenningsanlegg, og er spesielt ofte nevnt i forbindelse med forbrenning av plast. For oversiktens skyld har vi valgt å rapportere resultatene av å inkludere dioksiner i en egen tabell (tabell 2). Avhengig av hvor skadelig denne giften er og omfanget av dioksinutslipp fra forbrenningsanlegg ved forbrenning av plast, vil tallene selvsagt kunne variere. Med vurderingene som ligger til grunn for tabell 2 (se Appendix A) synes det klart at inkludering av dioksiner gir helt motsatte resultater i forhold til situasjonen uten. Den negative eksternaliteten ved dioksinutslipp gjør nå at *prosjekt materialgjenvinning* er den minst kostbare behandlingsmetoden. Dette skyldes at dioksinutslipp vurderes å ha alvorlige konsekvenser, og at dioksiner i første rekke knyttes til forbrenning av plast (Bruvoll og Ibenholt, 1999).

Både materialgjenvinning og forbrenning kommer dårligere ut når vi tar hensyn til dioksiner, men effekten er størst for energigjenvinning. Fra å være en meget lønnsom metode for behandling av plastavfall, kommer forbrenning nå ut som et kostbart alternativ. En økning i kostnadene på bortimot 2600 kroner per tonn må kunne sies å være dramatisk. Hvorvidt forbrenningsanleggene faktisk slipper ut dioksiner er derfor svært avgjørende for vurderingen av de to alternative metodene opp mot hverandre.

Tabell 1: Kostnader resirkulering og forbrenning, kr per tonn plast (eks. dioksiner)

	Sortering		Materialgjenvinning		Forbrenning	
	Bed.øk.kost	Eksternalitet	Bed.øk.kost	Eksternalitet	Bed.øk.kost	Eksternalitet
Transport	0	0	25	10	0	0
Energi	0	0	540	384	-1901	-260
Arbeids- kraft	570	0	368	0	0	0
Vare kjøp	0	0	570	0	0	0
Vare salg	-570	0	-1800	0	0	0
Sum	0	0	-297	394	-1901	-260
Inkl ekst (eks dioksin)		0		97		-2161
Sammen- stiller prosjektene (inkl ekst.)	Prosjekt materialgjenvinning (15% materialgj. 85% energigj.)			Prosjekt energigjenvinning (100% energigjenvinning)		
	-1822			-2161		

Tabell 2: Kostnader resirkulering og forbrenning, kr per tonn (inkl. dioksiner)

	Sortering		Materialgjenvinning		Forbrenning	
	Bed.øk.kost	Eksternalitet	Bed.øk.kost	Eksternalitet	Bed.øk.kost	Eksternalitet
Transport	0	0	25	10	0	0
Energi	0	0	540	424	-1901	2336
Arbeids- kraft	570	0	368	0	0	0
Vare kjøp	0	0	570	0	0	0
Vare salg	-570	0	-1800	0	0	0
Sum	0	0	-297	434	-1901	2336
Inkl ekstern.		0		137		435
Sammen- stiller prosjektene (inkl. ekst.)	Prosjekt materialgjenvinning (15% materialgj. 85% energigj.)			Prosjekt energigjenvinning (100% energigjenvinning)		
	390			435		

5. Oppsummering

5.1 Diskusjon

Vi har funnet at spørsmålet om plasten skal resirkuleres eller energigjenvinnes er svært følsomt for hva som inkluderes i analysen. Dersom dioksinutslipp er et problem i den forstand at forbrenningsanleggene ikke benytter en teknologi som langt på vei eliminerer utslippet fullstendig, så vil det ikke være samfunnsøkonomisk lønnsomt å energigjenvinne all plasten (*prosjekt energigjenvinning*). La oss tenke oss at det ikke lar seg gjøre å eliminere dioksinutslippet, og at anslagene vi opererer med i tabell 2 er riktige. Da vil det innenfor rammeverket som analyseres her opplagt være fordelaktig å materialgjenvinne en del av plasten (*prosjekt materialgjenvinning*). Dersom vi resonnerer utenfor prosjektene ser vi i tillegg at det kunne blitt brukt atskillig større ressurser i sorterings- og materialgjenvinningsleddet før grenseinntekten ved materialgjenvinning ble like lav som for forbrenning. Men, dersom vi løser på forutsetningen om et statisk system, og isteden går til den motsatte ytterligheten og sier at all plasten som materialgjevnes kommer tilbake til forbrenningsanlegget som industriavfall ved et senere tidspunkt, så er det ikke opplagt at det lønner seg å materialgjenvinne så mye som 40 tonn. Dette skyldes at materialgjenvinningen i dette tilfellet kommer i tillegg som et fordyrende ledd på vei til forbrenningsanlegget.

Når det gjelder CO₂-utslipp og utslipp av dioksiner er disse lavere ved forbrenning av plast enn ved forbrenning av olje, og dermed gir plastforbrenning en netto reduksjon i utslippene. Ulik verdsetting av utslippene vil selvsagt kun gi nivåendringer for resultatene. Det store spørsmålet er imidlertid hvorvidt det er riktig å forutsette at oljefyring erstattes når ”plastkraft” produseres. Det som avgjør dette er hvilken systemgrense vi setter for analysen. Dersom vi ser på Norge isolert sett, så produseres elektrisk kraft hovedsakelig ved hjelp av vannkraft og forurensende plastkraft erstatter dermed ”ren vannkraft”. Hvis vi derimot er opptatt av den globale miljøsituasjonen, må vi ta hensyn til at Norge er netto eksportør av elektrisk kraft i normalår⁷. Dermed får vi argumenter analoge med dagens debatt rundt gasskraftverk. Norskprodusert vannkraft erstatter kraft produsert ved oljefyring, kullkraft, atomkraft eller gasskraft i Skandinavia. Alternativet til oppvarming ved hjelp av plastkraft i Norge er å benytte egenprodusert vannkraft. Dermed bruker vi vannkraft selv som alternativt kunne vært eksportert til Europa og erstattet mer forurensende kraftkilder. I vår analyse har vi

⁷ Dersom Norge hadde vært netto importør av kraft fra Europa ville argumentet vært enda enklere, for da vet vi direkte at den marginale energikilden er europeisk kraft.

valgt å se på de globale effektene av plastforbrenning, og vi har benyttet oljefyring som alternativ energikilde.

Som vi har sett er dioksinutslipp av stor betydning for resultatene vi finner. Hvilken teknologi som benyttes i forbrenningsanlegget vil avgjøre omfanget av dioksinutslipp. For eksempel er dioksinutslippet i Frevars forbrenningsanlegg i Fredrikstad redusert med over 99% på 90-tallet ved hjelp av en såkalt posefilterteknologi (Frevar, 2000, Bellona, 2000)⁸. Innføringen av denne teknologien i Trondheim vil således kunne gjøre energigjenvinning svært miljøvennlig. I følge Evensen (2000) vil alle forbrenningsanlegg i Norge innføre denne teknologien i løpet av 5 år i forbindelse med skjerpede EU-krav. Dersom dette medfører lignende reduksjoner i Trondheim bør mer av plasten forbrennes i forhold til dagens situasjon.

En potensiell positiv gevinst som ofte nevnes i forbindelse med materialgjenvinning er knyttet til spart jomfruelig materiale (Bruvoll, 1998, Hanssen et al, 1998, Brisson, 1997). Med det menes det at en bør tillegge resirkulerte produkter en ekstra verdi i miljøregnskapet fordi de fører til at en sparer ikke-fornybare ressurser. Fra et økonomisk perspektiv vil denne effekten ivaretas gjennom markedsprisen på det resirkulerte produktet, fordi denne nettopp uttrykker ressursknappheten (Perman, 1999, Brekke og Vennemo, 1999). Videre er det viktig å skille mellom hvorvidt produktet erstatter et eksisterende produkt av det samme råmaterialet, eller om det skapes et nytt marked for det resirkulerte produktet (Bruvoll, 1998, Fletcher og Mackay, 1996). I en Australsk studie har Fletcher og Mackay (1996) vist at dersom det resirkulerte produktet skaper et nytt marked, såkalt "new market recycling", så vil ikke resirkuleringen ha noen effekt på avfallsmengden, nettopp fordi ressursuttaket vil være uforandret. For emballasjeprodukter og folie i husholdningsavfallet er det slik at det resirkulerte produktet ikke kan erstatte det opprinnelige produktet, fordi kravene til hygiene i næringsmiddelindustrien forbyr dette. Dermed er spørsmålet om det resirkulerte produktet erstatter andre plastprodukter. Ofte vil et resirkulert plastprodukt erstatte eksisterende produkter av tre (Sandgren et al., 1996). Dette er situasjonen for plastklossene som produseres i Tydal, og for Monobloc-pallen som produseres på Øysand. Plasten, som ikke er nedbrytbar i naturen, erstatter altså en fornybar ressurs som brytes ned i naturen uten forsøpling. I dette tilfellet er det opplagt vanskelig å tilskrive plastproduktet en positiv miljøeffekt begrunnet med at bruken av jomfruelig materiale reduseres.

⁸ I en analyse utført av Skjæveland (2000) er reduksjonen i dioksinutslipp ved innføring av posefilter beregnet til å være på ca 98.5%.

Videre må en ta i betraktning at det ikke hogges skog for å produsere palleklosser, men at disse er et biprodukt basert på avfall fra videreforedlingen av tømmer⁹. Spørsmålet fra et økonomisk perspektiv er derfor hvorvidt treklossen og dens bestanddeler har noen alternativ anvendelse og hvorvidt det eksisterer miljøbelastninger/miljøbesparelser som ikke gjenspeiles i prisen på treklossene. Vi har antatt at begge disse forholdene er neglisjerbare, og vi har derfor i vår analyse ikke tillagt spart jomfruelig materiale noen verdi i form av positive eksterne effekter.

5.2 konklusjoner

Flere har diskutert gjenvinning av husholdningsavfall og funnet at riktig avfallsbehandling ikke kan sees isolert fra sted og type avfall (Goddard, 1995, Bruvoll, 1998, Huthala, 1997, Brisson, 1997, Hanssen et al., 1998). I dette notatet er problematikken rundt plastgjenvinning belyst ved et eksempel fra Trondheim. Ved å beregne det isolerte regnskapet for plastavfallet fra husholdninger i Trondheim er vi i stand til å si noe om de bedriftsøkonomiske versus de miljømessige konsekvensene av forbrenning og resirkulering i Trondheim. Vi fant at dersom dioksin ikke slipper ut fra forbrenningsanlegget bør plasten forbrennes, mens dårligere renseteknologi drar resultatet i retning av mer materialgjenvinning. Alle resultatene må selvfølgelig sees i forhold til forutsetningene for analysen, spesielt ved at vi kun har inkludert utslippene av CO₂, NO_x og dioksiner.

I lys av diskusjonene ovenfor kan det virke underlig dersom Miljøverndepartementets krav om 50% energigjenvinning og 30% materialgjenvinning ikke fortløpende vurderes i forhold til teknologiske endringer. Dersom dioksinproblemet ved forbrenningsanlegget løses ved hjelp av posefiltermetoden vil det ifølge vår analyse være optimalt å forbrenne mer plast og materialgjenvinne mindre. Det er selvsagt ikke grunnlag for å kritisere målsettingen ut fra denne partielle analysen alene, og det statistiske aspektet ved vår analyse kan gi grunnlag for feilkilder. Spesielt vil det være slik at bedret teknologi i sorterings og materialgjenvinningssektoren, og ikke minst nye produkter hvor den resirkulerte plasten kan benyttes flere ganger med positiv avkastning før den til slutt energigjenvinnes, vil kunne endre dette. Det vil også være grunn til å tro at både sorteringssektoren og materialgjenvinningssektoren kan dra nytte av skalafordeler i produksjonen dersom

⁹ Palleklossene produseres som restprodukt basert på avkapp og treflis (Plastretur, 2000).

plastmengden økes, og at de vil bli mer effektive dersom kvaliteten på plasten som kommer inn til sorteringsanlegget bedres. Et argument for materialgjenvinning er at vi fortsatt befinner oss relativt tidlig i prosessen, og derfor kan regne med at kostnadene vil falle og avkastningen øke i framtiden (Hanssen et al., 1998). Når vi vet at posefilterteknologien vil bli innført ved alle forbrenningsanleggene innen fem år, er det likevel et spørsmål om ikke den teknologiske utviklingen i forbrenningssektoren har et forsprang det kan bli vanskelig å ta igjen.

Appendix A: Bedriftsøkonomi og miljøkostnader

Transport til materialgjenvinning i Tydal.

Bedriftsøkonomiske kostnader:

I følge Eik (2000d) transporteres den sorterte plasten til gjenvinningsanlegget i Tydal ved hjelp av vogntog som i gjennomsnitt tar 24 tonn plast per tur. Dieselforbruket er oppgitt å være 5-6 liter per mil. Vi benytter videre 5,5 liter diesel per mil, og avstanden mellom Trondheim og Tydal er 12 mil. Dermed blir dieselforbruket per tonn plast 2,75 liter, og med en dieselpriis inkludert avgifter på 9 kroner literen koster frakten av plast til materialgjenvinning i snitt 25 kroner per tonn. Transportbilene fylles med ferdigvare fra materialgjenvinningsbedriften, og vi kan dermed se bort fra transporten tilbake til Trondheim.

Eksterne kostnader:

Det betales en avgift for transport i form av drivstoffavgiften. Dersom denne avgiften er satt for lavt vil den negative eksternaliteten av transport være gitt ved differansen mellom faktisk avgift og den eksterne kostnaden. I følge Eriksen et al., (1999) er avgiften per kg drivstoff for denne type tungtransport 4,82 kroner, mens de eksterne kostnadene er på 8,5 kroner. Avgiften dekker dermed kun 57% av de faktiske eksterne kostnadene. Med en dieselpriis på 9 kroner literen utgjør avgiften 54% av drivstoffutgiften. For et tonn plast utgjør avgiften 13,5 kroner, mens de faktiske kostnadene utgjør 23,5 kroner. Differansen på 10 kroner per tonn plast utgjør den eksterne effekten av transport.

Transport til energigjenvinning på Heimdal.

Kostnadene til denne transporten er neglisjerbare fordi plasten fraktes kun en kilometer.

Energiforbruk i sorteringssektoren

I følge Eik (2000d) er forbruket av energi i sorteringsleddet i snitt på 3,5 kw. Det sorteres miljøavfall 18-24 dager i året (benytter 21 dager her) (Eik, 2000d). Plast utgjør 18% av miljøavfallet, slik at det sorteres plast 3,8 dager per år. Linjen kjøres 7,5 timer per dag, og dermed finner vi at energiforbruket til sortering av plast er på 0,38 kWh per tonn. Med en energipriis på 0,3 kroner per kWh, så ser vi at kostnaden forbundet med energibruk i denne sektoren er neglisjerbar.

Energibruk i materialgjenvinningssektoren

Bedriftsøkonomiske kostnader:

Energiforbruket i denne sektoren er på 1800 kWh per tonn (Eik, 2000d). Med en energipris på 0,3 kroner per kWh, så vil energikostnaden være på 540 kroner per tonn.

Eksterne kostnader:

Vi tenker oss her tre eksterne kostnader, nemlig utslipp av CO₂, dioksiner og NO_x. Vi ser først på utslippene av CO₂. Vi antar at den marginale energikilden i Norge er oljeforbrenning. Dersom 1800 kWh produseres ved hjelp av olje vil det i følge enøkguiden (2000) gå med 216 liter olje. 1800 kWh tilsvarer 6,48 GJ og utslipp av CO₂ per GJ energi produsert ved hjelp av olje er 108 kg per GJ (Sandgren et al., 1996). Dette tilsvarer et CO₂ utslipp på 700 kg ved produksjon av 1800 kWh. Kostnaden ved utslipp av CO₂ er omstridt, men Eriksen et al., (1999) har beregnet kostnaden per tonn CO₂ til 740 kroner, mens Bruvoll og Ibenholt (1999) anslår den samme kostnaden til 200 kroner per tonn. Årsaken til det høye anslaget i Eriksen et al., (1999) er at de har justert kostnadene i forhold til at målsettingen for Kyoto-avtalen skal være nådd innen år 2010. Vi benytter videre gjennomsnittet av disse verdsettingene, det vil si 470 kroner per tonn CO₂. Dermed blir kostnaden av CO₂ utslippet ved produksjon av 1,8 MWh 329 kroner.

Avgiften for fyringsolje er på 143 kroner per tonn, det vil si at avgiften utgjør 31 kroner for produksjon av 1,8 MWh. Justert for avgiften blir eksternaliteten ved bruk av fyringsolje som energikilde for gjenvinning av plast 298 kroner per tonn plast.

Dioksiner:

I følge Sandberg et al., (1996) gir fyringsolje et dioksinutslipp på $6,4 \cdot 10^{-10}$ kg per GJ produsert ved hjelp av oljefyring. Bruvoll og Ibenholt (1999) verdsetter dioksinkostnaden til $2,1117 \cdot 10^9$ kr per kg utslipp. Dersom oljefyring er energileverandør til materialbedriften blir dermed kostnaden ved dioksinutslippet 9 kr per tonn plast som behandles.

NO_x:

Fyringsolje gir et utslipp av NO_x på 0,27 kg per GJ produsert ved hjelp av fyringsolje. Vi benytter verdsettingen i Bruvoll og Ibenholt (1999) som er 49 kr per kg NO_x. Dersom

oljefyring er energileverandør til materialbedriften blir dermed kostnaden ved utslipp av NO_x på 86 kroner.

Energiproduksjon i forbrenningssektor

Bedriftsøkonomiske kostnader:

Brennverdien til plast i kommunalt avfall er oppgitt til 32.2 GJ per tonn (Sandberg et al., 1996). Dette tilsvarer en energiproduksjon på 8,95 MWh per tonn plast. I følge Eik (2000a) vil kun 75% av energien utnyttes fordi fjernvarme ikke leveres om sommeren. Dersom vi videre benytter et nettap på 10% (Moen, M. T, 2000), betyr dette at samlet energiproduksjon levert forbruker vil være på 6,0 MWh per tonn. Med en oppgitt pris på 0,35 kroner per kWh gir dette en brutto salgsverdi på 2100 kroner per tonn plast, mens sluttbehandlingsavgiften for plast hvor 67,5% av energien utnyttes vil være på 199 kroner (Lindholt, 1998). Dermed vil netto salgsverdi for energien produsert ved hjelp av 1 tonn plast være på 1901 kroner.

Eksternalitet forbrenning:

CO₂ utslipp ved forbrenning av plast er beregnet til 1996 kg per tonn plast¹⁰ (Lindholt, 1998). Ved en CO₂ kostnad på 470 kroner per tonn utslipp finner vi at brutto utslippskostnad vil være på 938 kr per tonn plast. Fratrasket sluttbehandlingsavgiften gir dette en ekstern CO₂ kostnad på 739 kroner per tonn plast.

Dioksiner:

I følge Sandgren et al., (1996) gir forbrenning av husholdningsplast et dioksinutslipp til luft på $2 \cdot 10^{-7}$ og til vann på $1.04 \cdot 10^{-6}$ kg per tonn. Vi finner altså at totalt utslipp til luft og vann er på $1,24 \cdot 10^{-6}$ kg per tonn forbrent plast. Dersom vi forutsetter at dioksinutslipp koster $2,117 \cdot 10^9$ kr per kg enten det er til luft eller vann (Bruvoll og Ibenholt, 1999), blir verdien av utslippet 2625 kr per tonn plast.

NO_x:

Forbrenning av husholdningsplast gir et utslipp av NO_x på 5,73 kg per tonn (Sandgren et al., 1996). Med verdsetningen av utslipp fra Bruvoll og Ibenholt (1999) blir kostnaden ved utslipp av NO_x dermed på 281 kroner per tonn plast.

¹⁰ Plast består i denne beregningen av 2/3 folie og 1/3 hardplast.

Unngått oljefyring:

Det produseres 6 MWh og dette tilsvarer 21,6 GJ. Hver GJ produsert ved hjelp av oljefyring gir et CO₂ utslipp på 108 kg. Dermed unngås et utslipp på 2333 kg CO₂. Setter vi fortsatt verdien til 470 kroner per tonn utslipp, vil brutto besparelse ved energigjenvinning være på 1097 kroner per tonn plast. Avgiften per tonn fyringsolje er på 143 kroner per tonn, og for å produsere 6 MWh trengs det 720 liter olje (Enøkguiden, 2000). Avgiften for produksjon av 6 MWh vil derfor være på 103 kroner, slik at netto besparelse ved unngått CO₂ utslipp fra oljefyring er på 994 kroner per tonn plast.

Ved oljefyring er dioksinutslippet på $6.4 \cdot 10^{-10}$ kg per GJ (Sandgren et al., 1996). Dersom energien ble produsert ved hjelp av olje isteden for et tonn plast ville verdien av dioksinutslippet være på 29 kroner.

Ved oljefyring er NO_x-utslippet på 0,27 kg per GJ levert varmeenergi. Dersom energien ble produsert ved hjelp av olje isteden for et tonn plast ville kostnaden ved det medfølgende utslippet av NO_x vært på 286 kroner.

Arbeidskraft

Vi har ikke beregnet noen eksternaliteter ved bruk av arbeidskraft. Vi har dermed implisitt antatt at lønnen som klarerer arbeidsmarkedet er den riktige lønnsraten samfunnsøkonomisk sett.

Sorteringssektoren:

I sorteringssektoren sorteres plasten 3,8 dager i året. Fandin (2000) oppgir at det arbeider 5-7 arbeidere med plasten i dette tidsrommet. Vi benytter videre 5 arbeidere og en arbeidsdag på 7,5 timer. Sorteringssektoren oppgir en kostnad per arbeider på 160 kroner per time (Fandin, 2000). Total kostnad til arbeidskraft er dermed 22800 kroner, og fordelt på 40 tonn ferdig sortert plast per år gir dette en kostnad per tonn ferdig sortert plast på 570 kroner.

Materialgjenvinning:

Det arbeider 8 arbeidere totalt ved plastgjenvinningsanlegget i Tydal. Halvparten av de 6000 tonn avfall anlegget får er papir. Regner vi at papir og plast er like arbeidsintensivt vil 1725 timer per årsverk gi en total timebelastning på 6900 timer per 3000 tonn plast. Dette betyr at

det kreves 2,3 timer per tonn plast. Arbeidskostnaden blir dermed på 368 kroner per tonn plast.

Forbrenning:

Vi antar at bruken av arbeidskraft for forbrenning av husholdningsavfall er neglisjerbart. Forbrenningsanlegget drives uavhengig av fraksjonen husholdningsplast fra sorteringsanlegget som utgjør svært lite av det totale forbrenningsgrunnlaget (ca 0,2 promille).

Vare kjøp/salg

Vi skal her anta at sorteringsanlegget kan selge sortert plast til materialgjenvinningsbedriften for 570 kroner per tonn (null-profit), mens usortert plast selges gratis til forbrenningsanlegget. Materialgjenvinningsbedriften får en salgsinntekt på 1800 kroner per tonn ferdig resirkulert plast.

Referanseliste:

Bellona (2000): faktaark forbrenning av avfall, www.bellona.no

Brekke, K.A., Vennemo, H., 1999: Livsløpsanalyse og økonomisk teori

Brisson, I. E., (1997): "Assessing the <<Waste Hierarchy>> - a Social Cost-Benefit Analysis of Municipal Solid Waste Management in The European Union," AKF Forlaget, Danmark.

Bruvoll, A. 1998: "The Cost of Alternative Policies for Paper and Plastic Waste," Statistisk Sentralbyrå Rapport 98/2.

Bruvoll, A., Ibenholt, K., (1999): "Framskrivning av avfallsmengder og miljøbelastninger knyttet til sluttbehandling av avfall", *Statistisk Sentralbyrå- Rapporter* 1999/32.

Choe, C., Fraser. I., (1999): "An Economic Analysis of Household Waste Management," *Journal of Environmental Economics and Management*, vol 38: 234-246

Dinen, T., (1993): "Economic Efficiency Effects of Alternative Policies for Reducing Waste Disposal," *Journal of Environmental Economics and Management*, vol 25: 242-256

Duchin, F., Lange, G-M., (1998): "Prospects of the recycling of plastics in the United States," *Structural Change and Economic Dynamics* 9: 307-331.

Duggal, V. G., Saltzman, C., Williams, M. L., (1991): "Recycling: An Economic Analysis," *Eastern Economic Journal*, vol. 17, nr 3: 351-358

Eik, A., (2000a): "Ein deskriptiv studie av gjenvinning av plastemballasjeavfall frå hushaldningane i Trondheim kommune", Arbeidsnotat ved Program for industriell økologi, NTNU, Trondheim.

Eik, A., (2000b): "Beregninger av materialstrømmer," Arbeidsnotat ved Program for industriell økologi, NTNU, Trondheim.

Eik, A., (2000c): "Beregninger av pengestrømmer," Arbeidsnotat ved Program for industriell økologi, NTNU, Trondheim.

Eik, A., (2000d): "Beregninger av miljødata," Arbeidsnotat ved Program for industriell økologi, NTNU, Trondheim.

Enøkguiden (2000): <http://www.oe.no/enokguiden>

Eriksen, K. S., Markussen, T. E., Pütz, K., (1999): "Marginale kostnader ved transportvirksomhet," Transportøkonomisk institutt, *TØI rapport 464/1999*.

Evensen E. H. (2000): Meddelelse på e-post fra Trondheim Energiverk Fjernvarme ved E. H. Evensen.

Fandin (2000): telefonsamtale med Hartvig Fandin ved sorteringsanlegget på Heggstadmoen oktober 2000.

Fletcher, B.L., Mackay, M.E., (1996): "A model of plastic recycling: does recycling reduce the amount of waste," *Resources, Conservation and Recycling*, vol 17:141-151.

Frevar (2000): www.frevar.com/artikkel.asp?id=160

Goddard, H., (1995): "The benefits and costs of alternative solid waste management policies," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 13: 183-213.

Hanssen, O.J., Magnussen, K., Møller, H., (1998): "En kritisk vurdering av Statistisk Sentralbyrås rapport om avfallsbehandling." Stiftelsen Østfoldforskning nr 23.98.

Hjellnes COWI AS (2000): "Avtaler om reduksjon, innsamling og gjenvinning av emballasjeavfall", *Miljøverndepartementet*

Huhtala, A., (1997): "A Post-Consumer Waste Management Model for Determining Optimal Levels of Recycling and Landfilling," *Environmental and Resource Economics* 10: 301-314.

Lindholt, L., (1998): "Rammevilkår for energigjenvinning av plast", *Statistisk Sentralbyrå-Rapporter* 1998/91.

Lusky, R., (1976): "A model of recycling and pollution control," *Canadian Journal of Economics* IX, nr 1: 91-101.

Moen, M. T, (2000): Telefonsamtale med Moen ved Trondheim Energiverk Fjernvarme 17.11.00.

Perman, R., Mae, Y., McGilray, J., Common, M., (1999): *Natural Resource & Environmental Economics*, Longman

Plastretur, (2000): <http://www.plastretur.no/oppgaver.html>

Plastretur, (2000): <http://www.plastretur.no/p2206.html>

Raadal, H. L., Hanssen, O.J., (1999): "Gjenvinning av plast i Drammensregionen. Vurdering av miljø- og ressurseffektivitet i innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall," OR 17.99.

Sandgren, J., Heie, A., Sverud, T., (1996): "Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall," Statens Forurensningstilsyn, Rapport 96:16.

Skjæveland, R. (2000): "Kontinuerlige målinger av utslipp til luft som grunnlag for beregning av miljøavgifter ved energiproduksjon basert på restavfallsfraksjoner," *Energis miljønotat nr 10 juni 2000*.

Statistisk Sentralbyrå (2000): "Avfallsregnskapet for plast 1986-1997," <http://www.ssb.no/avfregnplast/main.html>

Sterner, T., Bartelings, H., (1999): "Household Waste Management in a Swedish Municipality: Determinants of Waste Disposal, Recycling and Composing," *Environmental and Resource Economics*, vol 13: 473-491.

Trondheim Energiverk Fjernvarme (2000): Meddelelse per telefon

: