

Lars Lindholt

**Rammevilkår for
energigjenvinning av plast**

Notater

Innhold

1. Innledning	3
1.1 . Problemstilling	3
1.2 . Omfanget av energigjenvinning av plastavfall.....	3
2. Generelt om behandling av plastavfall og optimale avgifter	3
2.1 . Sluttbehandling av plastavfall og utslipp av klimagasser.....	3
2.2 . Effektive miljøavgifter	5
3. Estimerte miljøkostnader og optimale avgifter	6
3.1 . Verdsettingsprinsipp.....	6
3.2 . Klimagasser og global warming potential.....	7
3.3 . Utslipp av klimagass fra deponi uten gassoppsamling.....	7
3.4 . Utslipp av klimagass fra deponi med gassoppsamling.....	9
3.5 . Utslipp av klimagass fra forbrenning	10
3.6 . Indirekte virkninger ved energigjenvinning	11
3.7 . Konklusjon	11
Referanser	13
De sist utgitte publikasjonene i serien Notater fra Forskningsavdelingen	14

1. Innledning¹

1.1. Problemstilling

I dette notatet skal vi se på noen rammevilkår for energigjenvinning av plast i forhold til forbrenning av olje. I tråd med Norges oppfølging av Kyotoprotokollen vil det bli fokusert spesielt på utslipp av klimagasser og hvordan optimale avgifter kan innføres. I denne sammenheng sammenlignes forbrenning av plast med alternativ sluttbehandling av plastavfallet i form av deponering på fyllplass.

1.2. Omfanget av energigjenvinning av plastavfall

Plast utgjør omlag 8 prosent av det blandede kommunale avfallet (Statistisk sentralbyrå 1998). Tidligere foregikk det liten *utsortering* av plastavfall for energiutnyttelse. I de forbrenningsanleggene som eksisterte måtte plast i regelen blandes med annet avfall for å kunne forbrennes og energiutnyttes. Plast inngikk blant annet som avfallskomponent ved forbrenning i kommunale avfallsanlegg, og utgjorde en viktig del av energiinnholdet. Av 142 000 tonn kommunalt plastavfall i 1995 ble 6-7 prosent materialgjenvunnet, omlag 20 prosent ble energigjenvunnet og resten ble deponert. I 1995 var det registrert få gjenvinningsanlegg for plast. Ifølge materialselskapet Plastretur AS, som ble opprettet i 1995, kom innsamling av plast fra næringslivet først ordentlig igang i 1997. I tillegg har 15-20 kommuner startet opp ulike prøveprosjekter. Dette har ført til at det nå står over 80 mottak og sorteringsanlegg over hele Norge klare til å ta imot større mengder plastavfall (Kretsløpet 1998). Av 95 000 tonn avfall av *plastemballasje* i 1997 ble 7-8 prosent materialgjenvunnet, omlag 32 prosent ble brent som energi og resten ble deponert. Plast inngår også som foredlet avfallsbrensel ved Søndre Vestfold Avfallselskap, der plast utgjorde omlag 12 prosent av avfallsmengden (og 25 prosent av brennverdien) i 1995 (Kretsløpet 1997). Selskapet leverer avfall til multibrenselanlegget Sande Paper Mill og erstatter kull i tørkeprosessen i papirproduksjonen. Med ny teknologi på kan Sande Paper Mill nå øke mottaket av plast til 2500 tonn årlig i bedriftens multibrenselanlegg. Ifølge Plastretur AS har flere industribedrifter med stort energibehov og egnede forbrenningsovner nå i større grad fått øynene opp for bruk av plast som alternativt brensel. Målet er 30 prosent materialgjenvinning og 50 prosent energigjenvinning av emballasjeavfallet innen 1999 (Statistisk sentralbyrå 1998).

2. Generelt om behandling av plastavfall og optimale avgifter

2.1. Sluttbehandling av plastavfall og utslipp av klimagasser

I Norge er det vanlig å regne fyringsolje som den marginale energikilde, dvs. at forbrenning av avfall vil erstatte fyringsolje. Vi ser på en bedrift som har valget mellom å produsere energi ved forbrenning av enten returplast eller olje. Oljen er untatt CO₂-avgift når den inngår som råstoff i industriell virksomhet og forblir i det ferdige produktet, slik tilfellet er i plastproduksjon (NOU 1992:3). Når oljen energiutnyttes som ved forbrenning, ilegges en CO₂-avgift (143 kroner per tonn tung fyringsolje i 1998). Alternativ sluttbehandling av returplasten er deponering på fyllplass. I den videre analysen studeres bare miljøkonsekvenser i form av klimagassutslipp ved sluttbehandling av avfallet. For det første sees det bort ifra andre miljøkonsekvenser som utslipp av miljøgifter/ tungmetaller, andre gasser og svevestøv, og i tillegg sees det bort fra miljøkostnader ved transport. Ved energigjenvinning

¹ Notatet inngår som en del av prosjektet "Rammevilkår for produksjon basert på gjenvunnet materiale" for Miljøverndepartementet. En spesiell takk til Kjell Arne Brekke og Karin Ibenholt for verdifulle diskusjoner og til Annegrete Bruvoll for nyttige kommentarer.

av plast sees det også bort fra diffuse utslipp før plast blir avfall og miljøkostnader knyttet til innsamling og håndtering av plasten. For deponi sees bort fra (estetiske) forsøplingskostnader og kostnader knyttet til arealbruk og utnyttelse av knapp deponikapasitet.

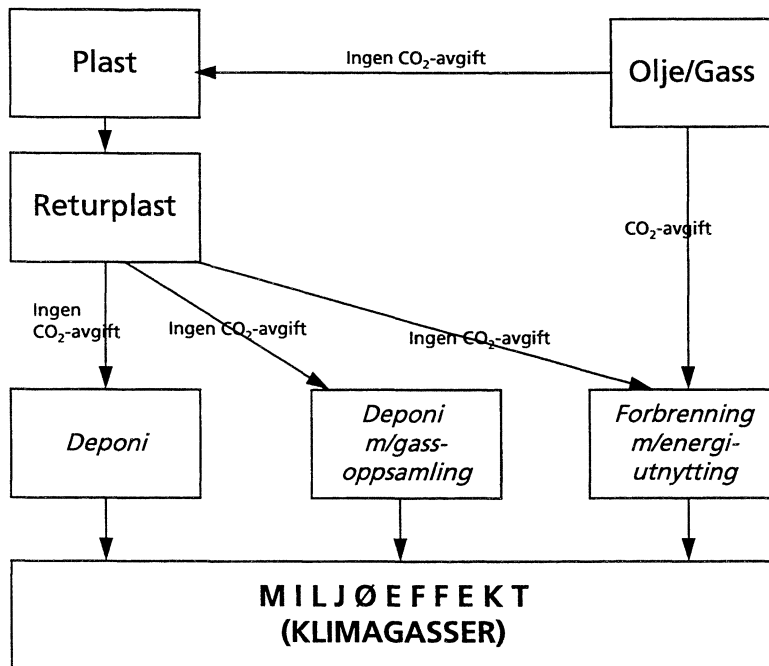
Energiinnholdet i ren plast tilsvarer omtrent energiinnholdet i ren fyringsolje. Holder man energi-bruken i selve produksjonsprosessen utenom, kan man se bort fra CO₂-utslipp under produksjonen av plasten. Ved forbrenning av plast og olje utvikles klimagassen CO₂ og litt metan². Plast lages av olje eller gass og en del tilsetningsstoffer. Karbonet i råstoffet binder seg i plasten, og først ved forbrenning av returplast blir karbonet frigjort ved at det knytter seg til oksygen. Størrelsen på CO₂-utslippene er proporsjonale med karboninnholdet i de to brenselstypene. Karbonet i ett tonn olje gir omlag like store utslipp av CO₂ (klimagasser) når olje forbrennes direkte som ved at ett tonn olje inngår i returplast som brennes.

Alternativet til forbrenning av plast er å deponere den på fylling, med eller uten gassoppsamling (se figuren). Materialgjenvinning vil bare være en «mellomstasjon» før sluttbehandling skjer i form av deponering eller forbrenning. Deponering gir spesielt utslipp av klimagassen metan. Karbonet brytes ned med lite tilgang på oksygen og binder seg til hydrogen i forråtnelsesprosessen. Det er ikke innført avgifter på metan i Norge i dag. Det er naturlig å regne om mengden metan til CO₂-ekvivalenter, blant annet fordi metan er en av klimagassene som Kyoto-protokollen omfatter. Omregnet til CO₂-ekvivalenter utgjorde metanutslipp noe under 18 prosent av de totale klimagassutslipp i Norge i 1996 (Statistisk sentralbyrå 1998). Om lag to tredjedeler av metanutslippene er fra forråtnelsesprosessen på fyllplasser³. Denne deponigassen kan samles opp og forbrennes. Da dannes den mindre skadelige klimagassen CO₂. Ved forbrenning kan energien eventuelt utnyttes til produksjon av for eksempel elektrisitet eller fjernvarme. I 1995 var det 15 av 274 kommunale avfallsanlegg som tok ut gass fra fyllinger. Disse 15 anleggene tok imot omlag en fjerdedel av avfallet som ble lagt på kommunale fyllinger. Det ble tatt ut 28 millioner kubikkmeter gass i 1995. Dette var 5 prosent av gassutslippene, med et gjennomsnittlig metaninnhold på 44 prosent. Av dette ble 85 prosent brent uten at energien ble utnyttet, mens energien fra de resterende 15 prosent ble nyttet enten til fjernvarme eller i ulike produksjonsprosesser i industrien (Statistisk sentralbyrå 1996, 1997). I 1994 kom det retningslinjer fra SFT om at nye fyllplasser som mottar nedbrytbart avfall skal etablere gassuttak. For eksisterende fyllinger kan det reises krav om slik etablering ut fra målinger av gassproduksjonen. Denne inn-skjerpingen av konsesjonsvilkårene vil bety at før år 2000 vil om lag 70 prosent av avfallsmengden som deponeres gå til fyllinger med gassuttak (St. meld. nr. 29, 1997-98).

²I følge SFT (1996) kan også ørsmå mengder av andre klimagasser i prinsippet tenkes å oppstå ved forbrenning, men dette kan man i praksis se bort ifra, da miljøkostnadene ved disse er ubetydelige.

³Bidraget til disse metanutslippene varierer mye mellom ulike avfallskomponenter (som vi skal komme tilbake til).

Figur 1. Oversikt over materialstrømmer og klimagassutslipp ved sluttbehandling av returplast og forbrenning av olje med dagens avgiftssituasjon



2.2. Effektive miljøavgifter

En mest mulig målrettet miljøavgift tilsier at avgiften bør legges direkte på den miljøskadelige aktiviteten; i dette tilfellet direkte på utslippet av klimagasser. Bedriftene vil redusere utslippene inntil kostnadene ved ytterligere utslippsreduksjoner tilsvarer avgiften. Dette vil gjøre det mulig for markedet å sørge for at utslippsreduksjonene skjer i de deler av økonomien hvor kostnadene ved disse er lavest, uten at myndighetene behøver å kjenne kostnadene i detalj. Bedriftene vil ha incentiver til å tilpasse seg ved reduksjon av produksjonen, substitusjon mellom varer, rensing, prosessutvikling m.m., slik at kostnadene for samfunnet blir lavest mulig.

En utslippsavgift forutsetter imidlertid at det er mulig å måle utslippene fra den enkelte kilde. I praksis kan dette være både komplisert og kostbart, slik at utslippsavgifter ofte ikke lar seg bruke. Mange utslippskomponenter kommer fra flere små kilder og ofte mangler man nødvendig måleteknologi. Selv om måleteknologi finnes, kan måling bli kostbart. Eksempelvis er det i dagens norske avgiftssystem ingen rene utslippsavgifter.

En annen måte å prise miljøkostnadene er å avgiftsbelegge innsatsfaktorer (eller produkter) som gir opphav til forurensingen. Dette kan betraktes som en «forhåndsbetalt utslippsavgift». Avgiften fastsettes da ut ifra forventede eksterne kostnader knyttet til innsatsfaktoren. Avgiften skal reflektere de marginale miljøkostnadene ved sluttbehandlingen av avfallet. Slike avgifter bidrar ikke uten videre til kostnadseffektivitet. De gir incentiver til å redusere bruken av innsatsfaktorer som gir opphav til forurensingen, men de gir ikke incentiver til å rense utslipp eller foreta produksjonstekniske forbedringer. Dette kan i noen tilfeller løses ved å innføre refusjonsordninger for dokumenterte utslippsreduksjoner (slik som dagens avgift på SO₂-utslipp fra fossile brenslere).

I noen tilfeller vil imidlertid slike produktavgifter ha tilnærmet samme incentiveegenskaper som en utslippsavgift. Dette er tilfellet med CO₂-avgiften som er en karbongradert avgift. En karbongradert avgift er en avgift som pålegges i henhold til produktets karboninnhold. Naturgass inneholder om lag 30 prosent mindre karbon per energienhet enn olje, og skal dermed ha en tilsvarende lavere karbonavgift per energienhet. Utslipp av CO₂ fra forbrenning av fossile brensler er proporsjonalt med karboninnholdet i drivstoffet, samtidig som det i praksis ikke er mulig å rense CO₂-utslippene (når vi ser bort fra teknologien med deponering av CO₂ i vannfylte reservoarer på sokkelen). En avgift på fossile brensler differensiert etter karboninnholdet vil derfor ha tilnærmet de samme effektivitets-egenskapene som en utslippsavgift på forbrenning av olje. Når plast lages, overføres karboninnholdet i oljen (eller gassen) til plastproduktet og det frigjøres først ved forbrenning av plasten. De miljømessige virkningene av produktavgiften vil også i dette tilfellet i stor grad tilsvare virkningen av en utslippsavgift⁴. Med et slikt utgangspunkt burde plastproduksjon også ilegges CO₂-avgift, og tilsvarende på import av plast (her ser vi bort fra konkurransemessige vilkår for norsk eksport).

Alternativ sluttbehandling til å forbrenne plasten er å deponere den. Så lenge valget av behandlingsalternativ påvirker skaden, kan en mulighet være å innføre refunderbare produktavgifter (pantesystemer). Produktet ilegges da en avgift som tilsvarende den marginale miljøskade ved verst tenkelige alternativ. Dersom sluttbehandlingen av plasten gir mindre miljøkostnader enn dette, skal et beløp tilsvarende reduksjonen bli refundert. På denne måten vil en refunderbar produktavgift fungere som en utslippsavgift. En annen mulighet, som kan være lettere å administrere, er at produktet ilegges en avgift som svarer til den marginale miljøskade ved det minst skadelige alternativ. Sluttbehandling som gir høyere kostnad enn dette, blir belastet med en ekstraavgift. Under begge disse systemene legges dessuten bevisbyrden på de som forurenser, som må godtgjøre reduksjoner i de miljøskadelige utslippene for å få lavere avgifter.

Kostnadene ved miljøproblemene reflekteres ikke i de kommunale avfallsgebyrene (NOU 1996:9). For å stille avfallsbesitteren overfor et riktigere prisforhold mellom å levere avfallet (plasten) til deponering eller forbrenning, og for å stimulere til avfallsreduksjon, vil det bli innført en statlig avgift på sluttbehandling fra 1. januar 1999 (St. prp. nr. 54, 1997-98). Utgangspunktet er en sluttbehandlingsavgift på 300 kr per tonn for deponering og forbrenning av organisk eller blandet avfall. For forbrenningsanlegg med energiutnyttelse kan deler av avgiften refunderes.

3. Estimerte miljøkostnader og optimale avgifter

3.1. Verdsettingsprinsipp

Kostnadene ved klimagassutslipp kan måles ut fra tiltakskostnadene, som vil være et mål på marginal nytte av tiltakene. I denne sammenheng kan miljøavgifter være en indikator på myndighetenes vurdering av nytten av et tiltak. (I teorien kunne man også bruke den avgiften som er nødvendig for å oppnå kravene i Kyoto-avtalen som et mål på verdsettingen.) Problemet med å bruke eksisterende CO₂-avgift er at den er svært differensiert mellom sektorer. I 1998 er CO₂-avgiften per tonn fossilt brensel 384 kroner for bensin og 143 kroner for tung fyringsolje. Vi velger å bruke avgiften på bensin som myndighetenes verdsetting av reduserte CO₂-utslipp (og vi skal senere se at ved å bruke en lavere avgift, vil kostnadene omlag bli redusert tilsvarende). Vi antar også konstant verdsetting over tid (og med en positiv rentesats vil det si en lavere verdsetting i neddiskontert forstand). Dette betyr at det

⁴Dette er i tråd med rapporteringen av CO₂-utslipp til Klimakonvensjonen. Disse beregnes ut fra forbruket av fossilt brensel, fordi det er en direkte sammenheng mellom forbruket av karbon og utslippene av CO₂.

sees bort ifra at miljøet kan bli et knapphetsgode i fremtiden og at miljøulempene i så fall burde vektlegges sterkere over tid.

Verdsetting ut fra tiltakskostnad (CO₂-avgift) legger til rette for at klimagasser fra avfallsbehandling behandles og prioriteres likt med andre klimagassutslipp i Norge. I tråd med dette bør man også verdsette metanutslipp selv om disse ikke har avgift i dag, fordi likebehandle ling av tiltak mot drivhuseffekten gir den mest effektive reduksjonen av klimagassutslippene⁵.

3.2. Klimagasser og global warming potential

Metanutslipp kan verdsettes etter oppvarmingspotensiale i forhold til CO₂ (såkalt GWP; Global Warming Potential). På grunn av nedbryting synker metans GWP over tid, mens CO₂ er veldig stabilt og brytes nesten ikke ned. For CO₂ setter man GWP lik 1. IPPC (1995) benytter en GWP-verdi for metan lik 56 for minst de første 20 år, 21 på minst 100 års sikt og 6,5 på minst 500 års sikt (og poengterer at disse verdiene er usikre). Poenget blir da å sammenligne metan med GWP verdier som synker over tid og CO₂ med en tilnærmet evigvarende GWP-verdi lik 1 (jf. Schmalensee, 1993). Man kan anta at metans GWP gradvis trappes ned (som i ECON, 1995) mellom 20-100 år, mellom 100-500 år og fra 500 år til uendelig (det siste har liten betydning). Reduksjonstakten mellom 20 og 100 år er da 1,22 prosent per år. Mellom 100-500 år er den 0,3 prosent, og vi legger til grunn 0,3 prosent også etter 500 år. Hvis man benytter en rente på 7 prosent og en økonomisk vekstrate på 2 prosent, blir GWP for metan lik 46. Med en omregningsfaktor på 46 betyr dette at verdien av ett tonn metan som slippes ut i dag er 46 ganger sterkere enn et CO₂-utslipp på ett tonn. Dette skyldes stort sett diskonteringen som forrykker perspektivet slik at effekten nær oss i tid får vesentlig større tyngde enn effekter langt borte. Med en diskonteringsrate på 2 prosent (4 prosent rente og 2 prosent vekst) blir omregningsfaktoren omlag 33. Nåverdien av oppvarmingspotensialet for metan blir i dette tilfellet noe lavere, fordi man legger større vekt på virkningene lenger fram i tid. Nedenfor benyttes også et alternativ der vi antar at 100 års-forholdet på 21 mellom de to gassene gjelder for alle år (selv om en faktor på 21 *over hele* horisonten vil undervurdere kostnadene ved metan).

3.3. Utslipp av klimagass fra deponi uten gassoppsamling

Gassproduksjonen fra et avfallsdeponi vil være avhengig av en rekke forhold, som temperatur og tilgang på oksygen, begrensende næringsstoffer og vann. Når det organiske materialet brytes ned, utvikles to typer deponigass; CO₂ og metan. Det kreves tilgang på oksygen for å utvikle CO₂ (aerobe forhold). Når oksygenet er brukt opp (anaerobe forhold), slik det etter en tid vil være nede i fyllingen, utvikles metan. For beregning av utslipp av klimagasser tas utgangspunkt i beregningene i SFT (1996). Det er viktig å se på utslippsprofilen av gasser over tid, også i en økonomisk sammenheng. Ehrig (1984) opererer med en modell for gassproduksjon med eksponensielt avtagende nedbrytingshastighet:

$$G_t = G_e \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (1)$$

der G_t er akkumulert utviklet gassmengde ved tiden t , G_e er total gassproduksjon ved fullstendig nedbryting, og k er en konstant. G_e bestemmes av mengden organisk karbon i avfallet. Konstanten k er reduksjonstakten som er lik $\ln(2)/T_{0,5}$, der $T_{0,5}$ er halveringstiden for det aktuelle biologiske stoffet. Dette betyr at utslippene synker med en konstant prosent lik 100k årlig.

⁵Vi går her ikke inn på problemer med å måle og finne et egnet avgiftsgrunnlag for andre former for metanutslipp (ei heller for andre klimagasser).

Tabell 1. Klimagassproduksjon ved deponering av 1 tonn plastavfall. Det antas at det bare produseres CO₂ de første 6 månedene (aerobe forhold).

Plast-fraksjon	Innhold av tørrstoff	Brutto klimagass-potensiale B	Andel til-gjengelig karbon C	Reell klimagass potensiale =B·C	Metan-andel	Halver-ingstid (T _{0,5})	Totalt utslipp ved fullstendig nedbryting (G _e)	
							kg CO ₂ per tonn	kg CH ₄ per tonn
		Nm ³ /tonn		Nm ³ /tonn		År		
Folie	90%	1164	0,05	58	0,5	50	53	19
Hard emballasje	90%	1064	0,001	1	0,5	50	1,0	0,3
Plast (2/3 folie, 1/3 hard)	90%	1131	0,03	38	0,5	50	34	12,4

Kilde: SFT (1996)

For plast er halvparten av gassen som utvikles metan. SFT (1996) påpeker at plast ikke brytes nevneverdig ned i et deponi. Derfor er brutto klimagasspotensiale gitt av innholdet av organisk karbon redusert for å korrigere for ikke nedbrytbart materiale. Myknere og andre tilsatser vil ofte være mere nedbrytbare enn selve polymeren (plasten). Det er derfor antatt at en liten del av plasten brytes ned og mest for de plasttyper som inneholder størst andel tilsetningsstoffer. Hvor stor andel av karbonet i plasten som er tilgjengelig for nedbryting, er beheftet med noe større usikkerhet enn for andre avfallskomponenter. Plast er et ungt materiale og man har således ikke kunnet observere nedbryting i mange nok år, til å kunne si noe med stor sikkerhet.

Fra (1) får man formelen for årlig utslipp:

$$g_t = k \cdot G_e \cdot e^{-kt} \quad (2)$$

Verdien av de årlige utslipp blir således $S = s \cdot g_t$, der vi lar s være verdsettingskoeffisienten som settes lik CO₂-delen av bensinavgiften (384 kroner per tonn CO₂). Verdsettingen av metan beregnes etter omregnede GWP-verdier (lik 384 kroner x GWP_{metan}), jf diskusjonen over.

Nåverdien av skaden (NVS) ved å deponere ett tonn plast blir:

$$NVS = \int_{t=0}^{\infty} s \cdot k \cdot G_e \cdot e^{-kt} \cdot e^{-rt} dt = \frac{s \cdot k \cdot G_e}{k + r} \quad (3)$$

Vi ser av (3) at en lavere avgift (s) vil gi en tilsvarende lavere verdsetting av skaden. Det forsøkes med ulik diskonteringsrate (henholdsvis 2 og 5 prosent) og ulik GWP_{metan} (henholdsvis 21, 33 og 46). Reduksjonshastigheten (k) for plast er 0,0139, det vil si at utslippene av klimagasser synker med 1,39 prosent årlig.

Av tabell 2 ser vi at kostnadene ved klimagassutslipp fra deponi blir relativt lave, i hvert fall i forhold til deponiavgiften på 300 kr som vil bli innført fra 1999. Årsaken til de lave kostnadene er at deponert plast har lite gasspotensiale⁶. Dessuten er kostnadene ved metanutslippene atskillelig høyere enn for CO₂, fordi metan er en mer potent klimagass.

⁶Her må det poengteres at SFT (1996) beregner adskillig høyere gassutslipp fra deponi av andre avfallsfraksjoner. Metanutslippet til 1 tonn papir/papp beregnes til omlag 240 kg, mens 1 tonn matavfall gir omlag 100 kg metan.

Tabell 2. Eksterne virkninger av klimagasser fra deponi uten gassoppsamling. Følsomhet mht. diskonteringsrate og metans oppvarmingspotensiale. Kr/tonn plastfraksjon.

	Metan	CO ₂	Totalt
<i>Blandet plast:</i>			
GWP _{metan} =21, r=0,05	17	3	20
GWP _{metan} =21, r=0,02	32	5	37
GWP _{metan} =46, r=0,05	46	3	49
GWP _{metan} =33, r=0,02	62	5	67
<i>Folieplast:</i>			
GWP _{metan} =21, r=0,05	27	4	31
GWP _{metan} =21, r=0,02	51	8	59
GWP _{metan} =46, r=0,05	72	4	76
GWP _{metan} =33, r=0,02	98	8	106

Kilde: Egne beregninger

Når man benytter et GWP-nivå for metan lik 21 og reduserer diskonteringsraten, øker kostnadene ved begge typer klimagasser, fordi man legger større vekt på effektene framover i tid. Dersom man benytter en høyere GWP-verdi for metan øker rimeligvis kostnadene ved metanutslippene. Likevel er kostnadene høyest ved et GWP-nivå lik 33 (og ikke 46), fordi dette impliserer lavere diskonteringsrate og større vekt på virkningene framover i tid.

Utslippsrapportene til Klimakonvensjonen skal benytte GWP-verdier basert på 100 års tidshorison. Vi velger derfor å bruke et konstant globalt oppvarmingspotensiale for metan lik 21. Med en diskonteringsfaktor på 2 prosent, gir dette også en slags middelvei av totalkostnadene ved de to avfallsfraksjonene i tabell 2. Med slike forutsetninger blir den eksterne virkningen knyttet til klimagassutslipp fra avfallsplass uten gassoppsamling 59 kroner for ett tonn folieplast og 37 kroner for ett tonn blandet plast⁷.

3.4. Utslipp av klimagass fra deponi med gassoppsamling

Man kan ikke forvente å samle opp all gass fra en fylling. Miljøverndepartementet (1995) anslår at det er mulig å samle opp 60-80 prosent av deponigassutslippet fra en fylling. I likhet med SFT (1996) velger vi å bruke 50 prosent gassuttak. Oppsamling og faking av deponigass reduserer utslippet av metan og isteden øker CO₂-utslippene. Når man antar at 50 prosent av metangassen kan samles opp og forbrennes, betyr dette at metanutslippene reduseres med 50 prosent og CO₂-utslippene øker med 50 prosent (fordi de var like store i volum i utgangspunktet). Kostnadene i tabellen halveres derfor for metan og øker med 50 prosent for CO₂⁸.

I tråd med forutsetningene i avsnitt 3.3 blir metankostnadene 25,5 kroner og CO₂-kostnadene 12 kroner for per tonn folieplast. Den eksterne virkningen knyttet til klimagassutslipp fra deponi med 50 prosent gassoppsamling av ett tonn folieplast er således 37,5 kroner og for blandet plast 23,5 kroner.

⁷ Det er usikkerhet knyttet til halveringstiden for plast. Med en halveringstid på 70 år i stedet for 50 år blir kostnadene 20 prosent lavere, mens en halveringstid på 30 år gir om lag 25 prosent høyere kostnader. I tillegg er det usikkerhet knyttet til mengden metan som genereres i et deponi. Mengden avhenger av en lang rekke forhold som blant annet utforming og dybde av deponiet og de klimatiske forholdene på stedet.

⁸ Vi ser bort ifra at oppsamlet gass gir fra seg alle CO₂-utslipp umiddelbart ved forbrenning, og at kostnadene dermed ikke skal neddiskonteres. Dette betyr at CO₂-kostnadene skulle vært marginalt høyere.

Den eksterne virkningen reduseres med omlag en tredjedel i forhold til deponi uten gassopsamling. Men siden besparelsen er liten i faktisk kronebeløp, synes det ikke å være gunstig å installere gassuttak *når man ser på plast isolert*.

3.5. Utslipp av klimagass fra forbrenning

Når man forbrenner plast forbrennes karbonet i plasten direkte til CO₂, og dermed unngås metandannelsen som oppstår ved anaerobe biologiske nedbrytingsprosesser. Imidlertid oppstår det også ved forbrenning små utslipp av metan. I likhet med SFT (1996) forutsettes det at 0,01 prosent av karbonet blir til metan og dette gir følgende klimagassutslipp fra 1 tonn av ulike plastfraksjoner.

Tabell 3. Klimagassproduksjon ved forbrenning av tonn plastavfall

Plastfraksjon	Tørrstoff-innhold	Totalt organisk karbon kg/tonn	Andel fossil C	Totalt utslipp av klimagasser (G _e)	
				kg CO ₂ per tonn	kg CH ₄ per tonn
Folie	90%	580	1,0	2020	0,077
Hard emballasje	90%	530	1,0	1941	0,071
Plast (2/3 folie, 1/3 hard)	90%	563	0,97	1996	0,075

Kilde: SFT (1996)

Det totale utslippet av klimagasser blir mye større ved forbrenning enn ved deponering. Årsaken er at gasspotensialet nå er mye høyere. Karbonet frigjøres lettere enn ved deponi og knytter seg til oksygen, slik at store mengder CO₂ dannes⁹. Tabellen viser også at utslippene av metan er svært lave.

Verdien av klimagassutslipp fra 1 tonn plastfraksjon blir dermed $S = s \cdot G_e$ og vi får følgende resultat:

Tabell 4. Eksterne virkninger av klimagasser fra forbrenning. Følsomhet mht. metans oppvarmingspotensiale. Kr/tonn plastfraksjon.

	Metan	CO ₂	Totalt
<i>Folieplast:</i>			
GWP _{metan} =46	1 (1,3)	776	777
GWP _{metan} =21	1 (0,5)	776	777
<i>Blandet plast:</i>			
GWP _{metan} =46	1 (1,3)	767	768
GWP _{metan} =21	1 (0,5)	767	768

Kilde: Egne anslag

⁹ Tabell 3 viser at det dannes 2020 kg CO₂ ved forbrenning (og ørsmå mengder metan). Ved å benytte egenvekten for CO₂ lik 1,977 kg/m³, gir dette et volum på (2020 kg/1,977 kg per m³) 1021 m³ gassvolum per tonn folieplast ved *forbrenning*. Tabell 1 viser at gassvolumet ved *deponering* av plastfolie er 58 m³.

Kostnadene blir atskillelig større ved forbrenning enn ved deponering. I tillegg til at det dannes et større gassvolum, øker kostnadene også fordi alle utslippene kommer med en gang (og ikke neddiskonteres). Tabellen viser at man i praksis bare får CO₂-utslipp og kan se bort ifra metan-utslippene¹⁰. Den eksterne virkningen knyttet til klimagassutslipp fra forbrenning av blandet plast er 777 kroner og for folieplast 768 kroner. Dette er atskillig høyere enn sluttbehandlingsavgiften på 300 kr per tonn som blir innført fra 1999, og som for forbrenning blir 150 kr per tonn dersom all energien utnyttes. I forhold til deponering uten gassoppsamling er kostnadene ved forbrenning omlag 13 ganger høyere for folieplast og 20 ganger høyere for blandet plast. Som tidligere nevnt vil en bestemt endring av CO₂-avgiften gi omlag tilsvarende endring i kostnadene både ved deponering og ved forbrenning. Det betyr at ved innføring av en bestemt avgift på forbrenning, så bør denne avgiften for deponering uten gassuttak reduseres med hele 95 prosent for blandet plast og med 92,5 prosent for folie. For deponi med gassuttak bør reduksjonen være enda noe større.

3.6. Indirekte virkninger ved energigjenvinning

Hittil har vi bare sett på eksterne virkninger i form av klimagassutslipp fra deponi eller forbrenning. Indirekte utslippsvirkninger som utnyttelse av energien fra forbrenningsanlegg eller oppsamlet deponigass er holdt utenfor. Hvilke netto miljøkostnader forbrenning av plast gir vil både være avhengig av energiutnyttelsen av avfallet og hvilken energikilde som alternativt ville ha blitt brukt. Det påpekes ofte at de eksterne virkningene reduseres fordi energiutnyttingen fortrenger fossilt brensel. Men siden utslippene og miljøkostnadene ved selve forbrenningen og deponeringen med gassoppsamling *ikke påvirkes av dette*, bør ikke avgiften differensieres ut fra energiutnyttelse. Et poeng kan likevel være at det oppstår overprising ved forbrenning av plast i den grad den erstatter energikilder som ikke er ilagt miljøavgifter som priser miljøkostnadene ut fra bensinavgiften. I så måte kunne man bruke CO₂-avgiften på tung fyringsolje istedenfor CO₂-delen av bensinavgiften (henholdsvis 143 kroner og 384 kroner i 1998).

Dersom man skulle ta hensyn til slike indirekte utslippsvirkninger, må man også ta hensyn til at *energiutnyttelsen* kan være ulik ved forbrenning av returplast og olje (Miljøverndepartementet 1995). I og med at den *energimessige utnyttelsen* ved oljefyrte kjeler er bedre enn det som er tilfelle ved de kommunale avfallsforbrenningsanleggene, vil det derfor være nødvendig å brenne relativt mer plastavfall enn fyringsolje, selv om det energimessige innholdet i disse to brenslene i utgangspunktet er tilnærmet likeverdige. I SFT (1996) sammenlignes en oljefyrt kjel med virkningsgrad på 85 prosent og en plastforbrenningsovn med virkningsgrad på 65 prosent. Forbrenning av ett tonn plast gir 2064 kg CO₂-ekvivalenter, mens forbrenning av den mengde tung fyringsolje som gir samme varmeproduksjon gir 1878 kg CO₂-ekvivalenter. Forbrenning av returplast med en virkningsgrad på 65 prosent gir således omlag 10 prosent større CO₂-utslipp.

3.7. Konklusjon

Når man skal sammenligne rammevilkårene for energigjenvinning av plast i forhold til forbrenning av olje, er det spesielt relevant å se på kostnadene ved klimagassutslipp. I en slik sammenligning må også alternativ sluttbehandling i form av deponering på fyllplass trekkes inn.

Ved deponering av plast består klimagassutslippet stort sett av metan, mens ved forbrenning er det i praksis bare CO₂-utslipp. Klimagasspotensialet ved forbrenning av plast er atskillelig større enn ved deponering, fordi karbonet da er mye mer tilgjengelig. I tillegg kommer alle kostnadene ved for-

¹⁰ Ved forbrenning av *andre avfallsfraksjoner* som papir, papp og trevirke slippes det også ut CO₂. Men siden det aller meste som forbrennes er karbon som stammer fra biologiske prosesser, regner man ikke med at disse utslippene bidrar til netto CO₂-utslipp. Det ble bundet CO₂ fra luften da disse materialene ble dannet ved hjelp av fotosyntese.

brenning med en gang, fordi ingenting neddiskonteres. Klimakostnadene ved forbrenning er derfor adskillig større enn for deponi.

Dersom CO₂-avgiften legges på innsatsfaktoren olje (eller gass) i plastproduksjonen, skulle dette tilsi en refusjon på noe over 90 prosent av avgiften ved deponi i forhold til forbrenning (omlag 92,5 prosent refusjon av avgiften for folie og 95 prosent refusjon for blandet plast). I og med at klimagasskostnadene for et deponi med gassuttak reduseres med omlag en tredjedel i forhold til avfallsplass uten gassoppsamling, skulle dette tilsi enda større refusjon av avgiften. Et slikt opplegg kan være tungvint å administrere. På den annen side kan innføring av en pris på innsatsfaktoren olje/gass i plastproduksjonen som er mer i overensstemmelse med klimakostnadene, føre til mindre avfallsmengde.

I og med at klimakostnadene ved sluttbehandling av plastavfall varierer fra svært små til relativt store, er det kanskje mer hensiktsmessig å innføre en sluttbehandlingsavgift enn en avgift på innsatsfaktoren olje i plastproduksjonen. Skadene ved deponi er så små at de vil kunne fanges opp med en generell deponiavgift på alt avfall. For å stille en avfallsbesitter overfor riktige priser bør det legges en avgift på omlag 770 kroner per tonn forbrent plast, dersom man tar utgangspunkt i CO₂-avgiften på bensin. For deponering bør det legges avgifter på omlag 20-60 kroner per tonn plastavfall, avhengig av om deponiet har gassuttak. Tar man utgangspunkt i CO₂-avgiften på tung fyringsolje bør avgiftene være omlag 285 kroner per tonn ved forbrenning og 10-20 kroner ved deponering. For deponering av plast er de estimerte avgiftene i begge tilfeller atskillig lavere enn den generelle sluttbehandlingsavgiften på 300 kr per tonn som blir innført fra 1999. For forbrenning av plast vil den kommende sluttbehandlingsavgiften variere mellom 150 kr og 300 kr per tonn avhengig av energiutnyttelse. De estimerte kostnadene ved klimagassutslipp fra forbrenning av plast er gjennomgående høyere enn sluttbehandlingsavgiften, spesielt om man tar utgangspunkt i at avgiften bare vil være 150 kr per tonn når all energien utnyttes.

Referanser

ECON (1995): *Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall*, Rapport 338/95.

Ehrig (1984): *Laboratory Scale Tests for Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste*. Proceedings of ISWA International Solid Wastes Congress and Equipment Show, Philadelphia, September 15-20.

IPPC (1995): *Climate Change 1995*. Cambridge University Press.

Kretsløpet (1997): Tidsskrift for avfallsgjenvinning, nr. 3/97.

Kretsløpet (1998): Tidsskrift for avfallsgjenvinning, nr. 5/98.

Miljøverndepartementet (1995): *Innsamling og gjenvinning av plastavfall*. Arbeidsgrupperapport med forslag til målsettinger og tiltak.

NOU (1992:3): *Mot en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk i 1990-årene*, Finansdepartementet.

NOU (1996:9): *Grønne skatter - en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting*, Finansdepartementet.

Schmalensee, R. (1993): Comparing Greenhouse Gases for Policy Purposes, *Energy Journal* 14 (1).

SFT (1996): *Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall*, Statens Forurensingstilsyn, Rapport 96:16.

Statistisk Sentralbyrå (1996): *Naturressurser og miljø 1996*, Statistiske analyser 9.

Statistisk Sentralbyrå (1997): *Naturressurser og miljø 1997*, Statistiske analyser 16.

Statistisk Sentralbyrå (1998): *Naturressurser og miljø 1998*, Statistiske analyser 23.

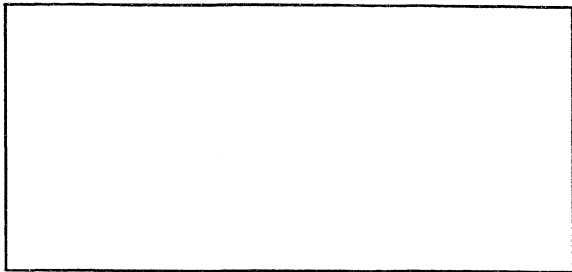
Stortingsmelding nr. 29 (1997-98): *Norges oppfølging av Kyotoprotokollen*, Miljøverndepartementet, 1998.

Stortingsproposisjon nr. 54 (1997-98): *Grønne skatter*, Finansdepartementet, 1998.

De sist utgitte publikasjonene i serien Notater fra Forskningsavdelingen

- 96/16 K. Gerdrup: Inntektsfordeling og økonomisk vekst i norske fylker: En empirisk studie basert på data for perioden 1967-93
- 96/31 A. Bruvoll og H. Wiig: Konsekvenser av ulike håndteringsmåter for avfall
- 96/33 M. Rolland: Militærutgifter i Norges prioriterte samarbeidsland
- 96/35 A.C. Hansen: Analyse av individers preferanser over lotterier basert på en stokastisk modell for usikre utfall
- 96/36 B.H. Vatne: En dynamisk spillmodell: Dokumentasjon av dataprogrammer
- 96/44 K.-G.Lindquist og B.E.Naug: Makro-økonometriske modeller og konkurranseevne.
- 96/45 R. Golombek og S. Kverndokk (red): Modeller for elektrisitets- og gassmarkedene i Norge, Norden og Europa.
- 96/53 F.R. Aune: Konsekvenser av en nordisk avgiftsharmonisering på elektrisitetsområdet.
- 97/2 E. Berg og K. Rypdal: Historisk utvikling og fremskrivning av forbruket av noen miljøskadelige produkter
- 97/5 Å. Cappelen: SSBs arbeid med investeringsrelasjoner: erfaringer og planer
- 97/30 K.-G. Lindquist: Database for energiintensive næringer. Tall fra industristatistikken
- 97/35 A. Langørgen: Faktorer bak variasjoner i kommunal ressursbruk til pleie og omsorg
- 97/36 S. E. Førre: Registerdataene i lys av industristatistikken
- 97/37 K. Gimming: Virkninger på prisutviklingen på naturgass i Vest-Europa ved innføring av felles karbonavgift
- 97/39 E.Holmøy og Ø.Thøgersen (red.): Virkninger av strukturpolitiske reformer: Forslag til konkrete forskningsprosjekter
- 97/41 E. Holmøy: En presisering av hva som skal menes med tilbudskurven for arbeid i en generell likevektsmodell
- 97/45 A. Katz, B.M. Larsen, K.S. Eriksen og T. Jensen: Transport og makroøkonomi – en samkjøring av GODMOD-3 og MSG-6
- 97/52 J. Nordøy: Nyttan av forventningsbaserte konjunkturindekser ved predikering av konsum
- 97/68 R. Johansen: Modell for regional analyse av arbeidsmarked og demografi. Teknisk dokumentasjon
- 97/70 B. Bye: Imperfeksjoner i arbeidsmarkedet: Konsekvenser for velferdseffekter av en grønn skattereform
- 98/12 A. Langørgen: Indekser for bosettingsmønster i kommunene
- 98/22 L. Lindholt: Dynamiske oljemodeller: Intertemporal optimering og adferdssimulering
- 98/38 F. Aune, T. Bye, M.I. Hansen: Gasskraft i Norge fram mot 2020?
- 98/49 K. Nyborg: Energibruk og utslipp til luft i norsk produksjon. Direkte og indirekte virkninger
- 98/53 E. Holmøy: Hvordan generelle likevekts-effekter bidrar til prisfølsomheten i den norske el-etterspørselen. Dokumentasjon av beregningsrutiner
- 98/54 F.R. Aune, T. Bye, M.I. Hansen og T.A. Johnsen: Kraftpris og skyggepris på CO₂-utslipp i Norge til 2027
- 98/57 T. Bye: Fleksibel gjennomføring av en klimaavtale
- 98/66 M. Sjøberg: Omsettelege kvotar og internasjonale miljøavtaler
- 98/78 K.A. Brekke og R. Aaberge: Ekvivalensskala og velferd
- 98/81 Ø. Døhl: Temperaturkorrigering av energiforbruket. En empirisk analyse
- 98/88 J. Sexton: Fremskrivning av tidsserier i KNR
- 98/91 L. Lindholt: Rammvilkår for energi-gjenvinning av plast

Notater



Tillatelse nr.
159 000/502

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

Statistisk sentralbyrå

Oslo:
Postboks 8131 Dep.
0033 Oslo

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

Kongsvinger:
Postboks 1260
2201 Kongsvinger

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

ISSN 0806-3745



Statistisk sentralbyrå
Statistics Norway