

ANNEGRETE BRUVOLL:

Om gjenvinning som kostar meir enn det smakar

Dei siste åra har det vore lagt opp til ei sterk satsing på gjenvinning av ulike typar avfall i Norge. Dette er mellom anna ei følgje av EØS-avtaler og ei vidareføring av målsetjingar innan EU. Analysar over fordelane og ulempene ved gjenvinning kontra slutthandtering viser at gjenvinning er dyrt reint økonomisk, og at reguleringar for auka gjenvinning er dårlege verkemiddel om ein ynskjer å betre miljøet. Desse resultatane inneber at vi må gå tilbake til utgangspunktet og spørje oss om kva vi opprinneleg ville oppnå ved gjenvinning. Og korleis kan vi best muleg nå desse måla?

Det såkalla «avfallshierarkiet» rangerer *avfallsreduksjon* øvst, deretter kjem *gjenvinning*, så *forbrenning*, og *deponering* som det minst gunstige alternativet. I Norge er dette konkretisert gjennom at ein skal hindre at avfall oppstår, fremje ombruk, materialgjenvinning og energiutnytting, og sikre ei miljømessig forsvarleg slutt-handtering (Miljøverndepartementet 1992). I praksis har avfallsreduksjon blitt nedprioritert. I staden har det vore ei sterk satsing på direkte og indirekte reguleringar, subsidiar og marknadstiltak for å auka gjenvinningsgraden, både i EU og i Norge mellom anna gjennom EU sitt emballasjedirektiv, som er ein del av EØS-avtala. I Norge skal vi (material)gjenvinne 30 prosent av plast, 50 prosent av kartongar og 65 prosent av brunt papir innan utgangen av året (Miljøverndepartementet 1995).

David Pearce, som var miljørådgjevar for den britiske regjeringa på den tida då avfallshierarkiet vart nedfelt i EU, uttalte nyleg til *New Scientist* at «The EU's waste hierarchy was never based on any analysis, but was more an article of faith» (*New Scientist* 1997). I ein omfattande litteraturgjennomgang påpeikar Goddard (1995) at grunnlaget for gjenvinningsmåla ikkje er tilstrekkeleg utreia og at det ikkje finst grunnlag i litteraturen for den generelle rangeringa av gjenvinning framfor forbrenning og deponering. Leach, Bauen og¹ Lucas (1997) har gjort ein livssyklus-studie på papir, basert på britiske data. Dei viser at dei miljømessige kostnadene knytte til forbrenning og deponering av papir er lågare enn for gjenvinning, og at desto høgare ein verdset miljøet, desto sterkare er konklusjonane. Også Statens forurensningstilsyn konkluderer med at i motsetning

til kva ein vanlegvis trur er det ofte vanskeleg å vise til klare miljøvinstar ved materialgjenvinning (Statens forurensningstilsyn 1996).

Nærare utreiingar er såleis nødvendige for å sikre ein avfallspolitik som gjev minst muleg sløsing med ressursar. Statistisk sentralbyrå sitt prosjekt «Kostnader ved ulike handteringsmåtar for avfall» (Bruvoll 1998), går nærare inn på handtering av papir og plast. Konklusjonane frå denne analysen er i tråd med andre analysar som konkluderer med at gjenvinning *ikkje* generelt er betre enn forbrenning og deponering.

AVFALLSREDUKSJON GJENNOM EI AVGIFT PÅ RÅVARER

Med avfallsreduksjon meiner vi tiltak som reduserer mengdene oppstått avfall. Avfallsreduksjon toppar hierarkiet, utifrå hypotesen om at det er betre å hindre at skadene oppstår enn å reparere dei etterpå. Ei rekkje studiar viser at avgifter på sjølve genereringa av avfall, til dømes per mengde levert hushaldningsavfall, vil bidra til auka kostnadseffektivitet og reduserte avfallsmengder¹. Ved bruk av slike verkemiddel vil hushaldningane vri etterspørselen mot mindre materialintensivt forbruk, noko som vil påverke produksjonen og i siste hand redusere bruken av råvarer. Ein vil få tilsvarende effektar av å leggje avgifter direkte på råvarene. Slike avgifter vil også vere det mest treffsikre virkemiddelet om hovudmålet er å redusere bruken av råvarer (og ikkje berre kostnadene knytte til avfallshandtering), som ofte blir nemnt som eit viktig argument for å auka gjenvinninga.

¹ Sjå til dømes Chilton (1993), ECON (1997a) Project 88-II (1991), Repetto m. fl (1992), Scarlett (1993) og Skumatz (1996)

I Bruvoll (1996) blir det lagt ei avgift på råvarer som genererer papir- og plastavfall, for å studere korvidt dette kan bidra til avfallsreduksjon. Denne analysen er såleis også ei oppfølging av Grøn skattekomisjon, som viser til behovet for fleire utgreiingar omkring materialavgifter (Finansdepartementet 1996). Analysen er gjort innan den makroøkonomiske likevektsmodellen MSG (sjå Alfsen, Bye og Holmøy (1996) og Holmøy, Norden og Strøm (1994) for vidare detaljar). Fordelen med å bruke MSG i ein slik analyse er at modellen analyserer ringverknadene av avgifta gjennom heile økonomien. MSG får fram effektane for ulike sektorar og viser utslaga for total produksjon, konsum, materialbruk og utslepp til luft. Vidare viser MSG potensialet for skattelette innanfor andre delar av økonomien.

Avgifta som var pålagt i analysen er på 15 prosent, noko som er eit lågt nivå i forhold til både dei økonomiske og miljømessige kostnadene knytte til slutthandtering av papir- og plastavfall (som framkjem i tabellane 2 – 5). Inntektene frå avgifta opnar for ein reduksjon i arbeidsgjevaravgifta på 0,4 prosentpoeng. Eg vil kort oppsummere dei viktigaste resultatane frå avgiftsanalysen.

Avgifta motiverer til mindre bruk av dei avgiftslagde råvarene. Desto dyrare råvarene er, desto meir vil ein økonomisere med råvarene, og effektane kan til dømes bli lettare emballasje og mindre spill frå produksjonen. Avgifta aukar også produktprisane, slik at produkta basert på råvarene blir dyrare og mindre etterspurt. Lågare produksjon og mindre bruk av råvarer gjev i neste hand mindre avfall og



Annegrete Bruvoll, cand. oecon frå Universitetet i Oslo, 1988, er forskar i Statistisk sentralbyrå

ureinande utslepp til luft. I modellen har vi føresett at avfallsmengdene står i eit visst forhold til bruken av vareinnsats og til produksjonen.

Tabell 1 oppsummerer resultatane frå avgiftsanalysen. Som ei følge av lågare produksjon og mindre bruk av vareinnsats går avfallsmengdene ned. Emballasjeavfall generert i industrien går ned med 8 prosent, som følge av avgifta på 15 prosent. Dette er såleis det direkte målet på kva avgifta har å seie for generert avfall (men berre i industrien). Intervallet for sparte *handteringskostnader* i tabell 1 reflekterer at handteringskostnadene er avhengig av type avfall og handteringsmåte (sjå tabellane 2 – 5).

Ved sidan av reduserte avfallsmengder, vil også *utslepp til luft* gå ned. Dette skuldast eit generelt lågare aktivitetsnivå i økonomien. I tabellen er gjeve eit intervall for dei sparte kostnadene ved reduserte utslepp til luft. Som kjent er det svært vanskeleg å verdsetje

miljøeffektar, det finst like mange metodar som overslag. Vi har basert intervallet på lågaste og høgaste overslag per eining utslepp frå ulike kjelder i litteraturen, og valt ut eit overslag innan dette intervallet. Kostnadane frå partikkel- og CO₂-utslepp dominerer. Dei valde overslaga er for partiklar sin del basert på helseskader og kostnader knytte til økonomisk aktivitet (reduserte timeverk). Overslaget for kostnadene frå CO₂-utslepp samsvarer med den høgaste CO₂-avgifta i Norge i dag på 360 kroner per tonn.

Bruken av *plast- og papirråvarer* er eit indirekte mål på dei mengdene papir- og plastmateriale som ein ikkje lenger har bruk for på eit seinare tidspunkt. Før eller seinare endar all bruk av råvarer opp som avfall og utslepp til luft, jord eller vatn. Reduksjonen i papir- og plastråvarene totalt er 18 gongar større enn den reduksjonen i industriavfallet som er verdsett i tabell 1. At endringa i dei totale råvarene er så mykje større skuldast mellom anna tids-laget mellom når materialet er vareinnsats og når det endar opp som avfall, og at avfallet endar opp også i andre sektorar, som primær- og tertiærnæringane og hushaldningane. Ein endå breiare indikator på den generelle gjennomstrøyminga av materiale i økonomien er den *totale bruken av vareinnsats*, som papir- og plastråvarer er ein del av. Som følge av avgifta på 15 prosent går denne ned med 1,5 prosent, og i verdi er denne reduksjonen 14 gongar større enn reduksjonen i papir- og plastråvarer. I mangel på data for levetida for plast- og papirråvarer, og for levetid og miljøkostnader for den totale bruken av vareinnsats, har vi ikkje verdsett desse effektane.

Tabell 1. Endringar i sentrale variablar i 2030 som resultat av 15 prosent avgift på emballasjeråvarer, millioner kroner.

	Valde estimat	Intervall, lågaste og høgaste estimat
Redusert handteringskostnader (emballasjeavfall i industrien)		140 – 1130 (168 000 tonn)
Reduserte kostnader utslepp til luft	1100	680 – 2300
Redusert total vareinnsats	14800	
Redusert konsum	630	
Redusert netto nasjonalprodukt	3200	

Effektane for miljøet av ei avgift på papir- og plastråvarer er altså udelt positive. Men ingenting er gratis. Kostnaden ved reforma er redusert økonomisk vekst. Netto nasjonalprodukt går ned med 0,4 prosent og privat konsum med 0,1 prosent. I kroner er reduksjonen i netto nasjonalprodukt omlag på linje med dei verdsette miljøvinstane, det vere seg vinsten av reduserte mengder emballasjeavfall i industrien og reduserte utslepp til luft. Men som forklart er store delar av den totale miljøvinsten ikkje verdsett, og det er gode grunnar til å tru at denne delen er stor. Konklusjonen er at ei avgift for å redusere bruken av råvarer og avfallsmengder inneber ein samfunnsøkonomisk nettovinst.

GJENVINNING VERSUS FORBRENNING OG DEPONERING

Vi går så nedover i hierarkiet, og samanliknar kostnadene knytte til gjenvinning, forbrenning og deponering. Vi har sett på kostnadene frå både innsamling og handtering av avfallet og rekna ut dei økonomiske og miljømessige kostnadene. Analysen baserer seg på ei rekkje kjelder. I mangel på dekkjande norske data har vi også brukt amerikanske tal frå Tellus Institute (1991). Desse tala er svært detaljerte og viser utslepp og kostnader for underfraksjonar av papir- og plastavfall. Men det er ikkje gitt at tala for til dømes utslepp pr tonn frakta papiravfall er dei same i Norge og USA. Gjenvinningsgraden som ligg til grunn for desse tala var lågare enn det nivået vi ligg på i Norge både for plast og papir. Aukande marginalkostnader kan tilseie høgare kostnader i Norge enn i USA. På den andre sida kan stordriftsfordelar ved avfallshandtering trekkje i motsett retning. Ein studie av bedriftsøkonomiske kostnader for gjenvinning av plast i Norge viser stigande marginale kostnader for alle gjenvinningsnivå (Miljøverndepartementet 1994).

Ei anna svakheit i dei amerikanske data er at dei er frå 1991. Sidan den tid kan effektivisering ha redusert kostnadene både for transport og vidarehand-

tering av gjenvinningsavfall og avfall til forbrenning og deponering.

Før vi går inn på resultatane, vil eg omtale dei ulike komponentane i rekneskapen. Gjennom haldningskampanjar motiverer styresmaktene og gjenvinningselskapa folket til å sortere avfallet. Den ekstra tidsbruken som går til denne frivillige innsatsen frå hushaldningane inngår ikkje i avfallsselskapa sine rekneskapar. Likevel har denne *private tidsbruken* ein alternativ verdi. Det er lang tradisjon på å verdsetje bruken av tid i samband med til dømes vegprosjekt og ubetalt arbeid i heimen (OECD 1992, Statens Vegvesen 1995). I overslaget over tidskostnader i Delong (1994) er det føresett at ein bruker mindre enn 15 minutt per veke, og ein timepris på mellom 35 og 70 kroner. Vi har brukt gjennomsnittet, og vist intervallet for lågaste og høgaste timepris. Dette er lågare enn løn etter marginalsatt, som Kostnadsberekningssutvalet (NOU 1997: 27) rår til ved verdsetjing av alternativverdien for fritid². Vi har ikkje lagt til ekstra tidsbruk for bedriftsavfall.

Vidare har vi lagt til bedriftsøkonomiske og miljømessige *innsamlingskostnader*. Tala for bedriftsøkonomiske kostnader per tonn og for utslepp til luft per tonn er henta frå Tellus (1991). Miljøutsleppa frå transport er verdsette utifrå same prinsippet som for utsleppa til luft under avgiftsalternativet. Det er igjen partiklar som utgjør den største kostnadskomponenten.

Dei *bedriftsøkonomiske prosesskostnadene* er også henta frå Tellus. Desse inkluderer dei økonomiske kostnadene knytte til gjenvinning, forbrenning og deponering av innsamla avfall, fråtrekt inntekter frå til dømes sal av gjenvunne materiale og energi frå forbrenningsanlegg. Vi har vidare korrigert dei amerikanske arealkostnadene med forskjellen til norske arealkostnader (utrekna i Bruvoll og Wiig 1996).

For dei *miljømessige prosesskostnadene* har vi tal berre for forbrenning og deponering. Tala er henta frå ECON (1995), og omfattar utslepp til luft frå forbrenning og deponering og i tillegg avrenning frå deponi. På same måten som utsleppa til luft i ta-

bell 1 er også desse utsleppa omsette i kroner på bakgrunn av fleire verdsettjingsstudiar. For papir på deponi er metangassutsleppa dominerande og for forbrenning av plast, som er eit fossilt materiale, er CO₂-utslepp viktigast. For forbrenning av papir og deponering av plast dominerer miljøgifter. Medan ei lang rekkje studie fokuserer på miljøkostnadene ved slutthandtering, har vi ikkje tal for dei miljømessige prosesskostnadene knytte til gjenvinning.

Tabellane 2 – 5 set opp totalreknestykket frå analysen. Alle alternativa for handtering av avfall medfører netto kostnader, medan alternativet med ei avgift for å redusere avfallsmengdene (avfallsreduksjon) inneber netto nytte. Dermed har vi vist at denne politikken for avfallsreduksjon er betre enn dei andre handteringsalternativa for alle avfallsfraksjonane, noko som også er i tråd med rangeringa innan «avfallshierarkiet». Avfallsreduksjon er derfor rangert som nummer 1. Vidare ser vi at det er berre for bedriftspapir at gjenvinning sin plass i hierarkiet stemmer overens med vår analyse, gitt at dei ikkje medrekna miljøkostnadene knytte til prosessering av gjenvunne materiale er tilstrekkeleg låge. Etter avfallsreduksjon er forbrenning det nest beste alternativet for hushaldningspapir. For plast er deponering betre enn forbrenning, medan gjenvinning utmerker seg som det minst ynskjelege alternativet. Desse resultatane er aggregerte gjennomsnittstal, og det er til dømes fullt muleg at det er lønsamt å gjenvinne enkeltfraksjonar for plast.

Etter avgift er forbrenning det beste alternativet for *hushaldningspapir*, sjå tabell 2. Fylling på nye deponi er omlag like kostbart som gjenvinning. Halvparten av totalkostnadene frå nye deponi og 70 prosent frå gamle skriv seg frå metanutsleppa. Det er føresett at halvparten av metangassen vert samla opp og brent i nye deponi.

Både dei bedriftsøkonomiske og miljømessige innsamlingskostnadene

² Til samanlikning var gjennomsnittleg timeforteneste i industrien 110 kroner i 1996 (Statistisk sentralbyrå 1997b).

Tabell 2. Rangering av politikkalternativ for *hushaldningspapir*. Marginale kostnader baserte på valde kostnadsestimater og kostnadsintervall i parentes. Kroner per tonn.

	2	3		4
	Forbrenning	Nye deponi	Gjenvinning	Gamle deponi
<i>Kostnadskomponentar:</i>				
Privat tidsbruk			1000 (290 - 1720)	
Bedriftsøkonomiske innsamlingskostnader	530	530	900	530
Utslepp til luft, innsamlingskostnader	70	70	410	70
Bedriftsøkonomiske prosesskostnader	240	240	100	120
Arealkostnader		100		100
Miljø, prosesskostnader	480 (250 - 480)	(-5 - 100) 1320 (250 - 1940)	(manglar)	(-5 - 100) 2430 (290 - 3680)
Totalt	1320	2260	2410	3260
Kostnadsintervall	(1200 - 1300)	(1100 - 2900)	(1700 - 3100)	(1000 - 4500)

er lågare for gjenvinning av *bedriftspapir* enn for hushaldningspapir, sjå tabell 3. Dessutan reknar vi ikkje med ekstra sorteringskostnader for dei som genererer avfallet. Gjenvunne bedriftspapir har også ein høgare økonomisk verdi, på grunn av betre kvalitet. Dersom miljøkostnadene frå sjølve bearbeidinga av gjenvunne papir er mindre enn 600 kroner per tonn, er gjenvinning av bedriftspapir betre enn forbrenning. Deponering er rangert som det dårlegaste alternativet grunna metanutslippa.

For *plastavfall* er dei bedriftsøkonomiske forbrenningskostnadene negative på grunn av høg energiverdi, sjå tabellane 4 og 5. Dei miljømessige prosesskostnadene er høgare for forbrenning enn for deponering. Den

største faktoren for forbrenning av plast er CO₂-utsleppa, som i motsetning til papir bidreg til klimagassutslepp, sidan plast er eit fossilt materiale. Det tek lang tid før plast blir nedbrote i deponi, derfor viser dei nyaste tala relativt låge miljøkostnader for deponering av plast (ECON 1997b).

Grunnen til at nye og gamle deponi er rangerte omlag likt, er at medan nye deponi er føresett å gje lågare metanutslipp er dei også dyrare i drift. På grunn av høge innsamlingskostnader er gjenvinning det dyraste alternativet.

ANDRE MOMENT

Dei miljømessige kostnadene knytte til prosessering av gjenvunne avfall

er ikkje medrekna, då vi manglar data. Denne prosessen nyttar også energi og genererer nye avfallsprodukt. Avsvirting av eit tonn papiravfall gjev 40 kilo avfall og mellom 2 og 5 kilo slam i tørrvekt og nyttar omlag 60 tusen liter vatn som må reinsast etterpå (DeLong 1994). Likeins må plastavfall reinsast og omformast før det kan nyttast på nytt. Dei miljømessige kostnadene knytte til desse prosessane kjem altså i tillegg til kostnadene i tabellane 2 - 5.

Største miljøkostnadene ved transport er knytte til partikkel- og bensenutslepp. Men vi har ikkje verdsett CO₂-utslepp frå transport, då vi manglar data på utslepp per tonn avfallsfraksjon. Klimagassutslepp frå transport ville slå mest negativt ut for

Tabell 3. Rangering av politikkalternativ for *bedriftspapir*. Marginale kostnader baserte på valde kostnadsestimater og kostnadsintervall i parentes. Kroner per tonn.

	2	3	4	5
	Gjenvinning	Forbrenning	Nye deponi	Gamle deponi
<i>Kostnadskomponentar:</i>				
Bedriftsøkonomiske innsamlingskostnader	570	670	670	670
Utslepp til luft, innsamlingskostnader	410	70	70	70
Bedriftsøkonomiske prosesskostnader	-150	240	240	120
Arealkostnader			100	100
Miljø, prosesskostnader	(manglar)	480 (250 - 480)	(-5 - 100) 1320 (250 - 1940)	(-5 - 100) 2430 (290 - 3680)
Totalt	830	1460	2390	3390
Kostnadsintervall		(1300 - 1500)	(1200 - 3000)	(1100 - 4600)

Gjenvinning kostar

Tabell 4. Rangering av politikkalternativ for *hushaldningsplast*. Marginale kostnader baserte på valde kostnadsestimater og kostnadsintervall i parentes. Kroner per tonn.

	2		3	4
	Gamle deponi	Nye deponi	Forbrenning	Gjenvinning
<i>Kostnadskomponentar:</i>				
Privat tidsbruk				1000 (290 – 1720)
Bedriftsøkonomiske innsamlingskostnader	1250	1250	1250	3760
Utslepp til luft, innsamlingskostnader	170	170	170	1700
Bedriftsøkonomiske prosesskostnader	240	480	-170	240
Arealkostnader	100	100		
	(-5 – 100)	(-5 – 100)		
Miljø, prosesskostnader ¹	380	320	1400	(manglar)
	(220 – 530)	(210 – 480)	(330 – 3220)	
Totalt	2140	2330	2660	6700
Kostnadsintervall	(1900-2300)	(2100 – 2500)	(1700 – 4500)	(6000 – 7400)

¹) Prosesskostnadene for deponering er endra i forhold til Bruvoll (1998), etter nye tal for halveringstid for gassutslepp frå plast på deponi (ECON 1997b)

gjenvinning, sidan det er her transporten er størst.

Dei politisk bestemte gjenvinningsmåla fastset visse nivå på tilbodet av gjenvunne materiale, utan at det nødvendigvis finst ei etterspørselsside. For papir har det i lenger tid vore problem med avsetnaden, med den følge at avfallet har blitt forbrent eller deponert, eller eksportert til utlandet. Ekstrakostnadene for dobbelt handtering av overflødig gjenvinningsavfall og ekstra transport til utlandet er ikkje rekna med.

Vidare har vi ikkje rekna med tap av eigedomsverdiar nær avfallsan-

legg. Spesielt har dette vore nemnt i samband med nye deponi. Estimering av såkalla hedoniske prisar viser at eigedomsverdien aukar med 6,2 prosent pr 1600 meter frå deponia innanfor 3200 meter (Nelson, Genereux og Genereux (1992). Vi har også sett at det har vore motstand i nabolag mot nye forbrenningsanlegg, og det kan også tenkjast å gjelde gjenvinningsanlegg, spesielt om desse medfører skadelege utslepp til luft.

Eit argument for gjenvinning er at det reduserer uttaket av råvarer og sparer miljøet for energi og ressursar knytte til uttak og transport. Overslag

over kva innsparande effekt gjenvinning kan ha når avfallet erstattar råvarer skulle ha inngått i analysen på same måten som ressursane knytte til transport og vidareprosessering av avfallet. Men i mangel på data er ikkje dette medrekna.

Samtidig kan ein ikkje utan vidare setje likskap mellom dei mengdene som blir gjenvunne og reduksjonen i råvarebruken. Ikkje alt det innsamla avfallet er eigna til å inngå i nye produkt. Til dømes vil 15 prosent av papiravfall i følge Miljøverndepartementet (1993) bli utsortert frå gjenvinningsprosessen, for så å gå runda til-

Tabell 5. Rangering av politikkalternativ for *bedriftsplast*. Marginale kostnader baserte på valde kostnadsestimater og kostnadsintervall i parentes. Kroner per tonn.

	2		3	4
	Gamle deponi	Nye deponi	Forbrenning	Gjenvinning
<i>Kostnadskomponentar:</i>				
Bedriftsøkonomiske innsamlingskostnader	1460	1460	1460	2970
Utslepp til luft, innsamlingskostnader	170	170 ¹	170	1700
Bedriftsøkonomiske prosesskostnader	240	480	-170	340
Arealkostnader	100	100		
	(-5 – 100)	(-5 – 100)		
Miljø, prosesskostnader ¹	380	320	1400	(manglar)
	(220 – 530)	(210 – 480)	(330 – 3220)	
Totalt	2350	2540	2870	5000
Kostnadsintervall	(2100-2500)	(2300 – 2700)	(1900 – 4700)	

¹) Prosesskostnadene for deponering er endra i forhold til Bruvoll (1998), etter nye tal for halveringstid for gassutslepp frå plast på deponi (ECON 1997b)

bake til forbrenning og deponering. Denne ekstrakostnaden i systemet har vi heller ikkje rekna med.

I enkelte tilfelle vil ikkje gjenvinningsproduktet erstatte produkt basert på dei same råvarene, men kome som eit tilleggsprodukt i marknaden. I USA framstår til dømes klatrestativ av gjenvunne plast som eit nytt produkt. Fletcher og Mackay (1996) viser at når plastikk erstattar råvarer, blir avfallsmengdene redusert med same mengda, medan når gjenvinningsproduktet framstår som eit eige nytt produkt har gjenvinning ingen effekt på mengdene plastikkavfall. Vidare vil kvaliteten på gjenvunne materiale vanlegvis vere dårlegare og vekta høgare, slik at gjenvunne produkt erstatter mindre enn si vekt av nye råvarer (Miljøverndepartementet 1993).

Effekten av at råvarebruken går ned er heller ikkje medrekna for forbrenning med energiuttak. Når ein brenn papir og plast, kan energien kome som erstatning for fossile brensel. Såleis kan oljeprodukta og trevirket kome til nytte to gongar ved at dei først framstår som plastprodukt og papir, deretter som energi.

Ei rekkje studiar stadfestar at forbrenning av papir er positivt i klimagass-samanheng, og betre enn gjenvinning. I staden for at avfallet blir gjenvunne og dermed inngår i nye produksjonsprosessar som medfører auka bruk av fossile brensel, kan energien i avfallet nyttast til å redusere uttaket. Finnveden og Ekvall (1997) samanliknar 12 livssyklusanalyser. Felles for alle desse studia er at utslappa av CO₂ er større ved gjenvinning enn forbrenning, når forbrenning erstattar fossile brensel. Det same er vist av Virtanen og Nilsson (1993), som i ein livssyklusstudie konkluderer med at avisopplag burde nyttast som biobrensel og brennast med energiutnytting. Leach, Bauern og Lucas (1997) viser at 1 tonn forbrent papir gjev opptil 800 kilo mindre CO₂ samanlikna med gjenvinning. Bystrøm og Lønnstedt (1997) nyttar livssyklusstudie, og konkluderer med at det ikkje er bevis for at auka gjenvinning basert på tremasse er miljøvenleg, samanlikna med til

dømes energigjenvinning som erstatning for fossile brensel.

MEN KVA VIL VI EIGENTLEG OPPNÅ MED GJENVINNING?

Kombinasjonen av auka forbruk og miljøbevisstheit og samtidig dårlegare miljøsamvit har fått oss til å ta tak i det nærmaste og mest handfaste: vårt eige søppel. Meir konkret vil vi for det første redusere *skadene ved slutthandtering* av avfall, og for det andre ynskjer vi å *spare naturressursar*.

No tyder altså fleire analysar på at innsparte miljøkostnader frå slutt-handtering er mindre enn dei auka miljøskadane frå motpolitikken. Det er to grunnar til dette; for første er gjenvinning ressurskrevjande, og for det andre har forbrenning og deponering blitt mindre miljøskadeleg. Stadig større delar av dei skadelege utslappa frå forbrenningsanlegga blir reinsa. I følgje nye renseteknologiar vil utslappa av miljøutgifter kunne reduserast til mellom 0 og 20 prosent av fastsette minimumsnivå (ANOVO 1998).

Arealbruken ved deponering blir ofte framhalde som eit problem. I Norge er fyllingane omlag 6 meter djupe. På Staten Island er det planlagt ei fylling som skal vere over 130 meter djup (DeLong 1994). For å illustrere arealproblemet, ville alt kommunalt avfall i Norge frå 1998 til 2010 deponert i ei 100 meter djup fylling trengje eit areal på 730x730 meter (framskrivingar frå Bruvoll og Ibenholt 1995). Deponia kan også planerast og nyttast til andre føremål. I nye deponi blir sigevatn samla opp og delar av metangassen brent. Den største kostnadsfaktoren knytt til avfallshandtering er metangassen (Bruvoll og Wiig 1996). Denne står for 12 prosent av totale klimagassutslipp i Norge (Statistisk sentralbyrå 1997a), og vil bli eit viktig verkemiddel i oppfyljinga av Kyoto-protokollen. Om vi greier å oppfylle klimamåla, er det kanskje på tide å spørje seg om slutt-handtering av avfall fortener den plassen det har fått samanlikna med andre miljøproblem.

Det andre motivet er det meir diffuse ynskjet om å spare bruken av ressursar; «avfall er ressursar på avveg». Men dersom vi brukar for mykje ressursar, må vi rette verkemidla mot uttak av råvarer, i staden for å setje i gang indirekte tiltak som faktisk kan auke den totale ressursbruken. Kvifor er det feil å deponere papir (bortsett frå utslipp av metangass), er det fordi vi meiner vi hogg for mange tre i Europa? I Norge i dag er det totale skogvolumet meir enn dobla sidan 20-talet, og i Europa totalt har volumet vakse med 10 prosent dei siste 30 åra. Den uttalte distriktpolitikken og støtteordningane til skogbruket tilseier ikkje at styresmaktene ynskjer å redusere aktiviteten i norsk skogsnæring. Samtidig er det vanskeleg å kome rundt at det er nettopp slik auka gjenvinning av papir verkar.

I følgje Hotellings regel (Hotelling 1931) skal knappheit på ressursar vere innbakt i marknadsprisen. Men denne regelen er basert på ei rekkje diskutabile føresetnader. Mellom anna er samfunnet si diskontering av framtidige generasjonar generelt lågare enn den private diskonteringsraten. Det vil seie at marknadsprisane på ikkje fornybare ressursar er for låge og utvinningstakta for høg i forhold til kva samfunnet ser på som rettferdig ovanfor framtidige generasjonar. Ynskjer vi mindre uttak av ikkje fornybare ressursar, bør vi derfor korrigere marknadsprisane med skattar som sikrar større gjenverande ressursar for framtidige generasjonar. Det er nettopp effekten av ein slik skatt vi har vist i alternativet for avfallsreduksjon. Prisane på råvarer har gått ned over tid i staden for å stige med auka utvinning. Høgare prisar på råvarer vil gjere gjenvinningsmateriale relativt billigare, og betre reknestykket for gjenvinning.

Eit anna argument for gjenvinning, eller spesielt for kjeldesortering, er at vi blir meir miljøbevisste. Ved å sortere avfallet får ein betre kunnskapar omkring forbruket, og ein opplever at ein kan bidra for å betre miljøet. Men utan at miljøet faktisk blir betra gjev dette ikkje mening. «Recycling is bad for the environment but good for

your soul», skreiv New Scientist (1997). For såvidt har det ein verdi i seg sjølv at ein opplever ei glede av å kjeldesortere. Og kanskje kan det vere riktig å innta ei slik paternalistisk haldning, dersom enkelte feilskjer oppveg miljøvenlege handlingar på andre område. Men dei fleste vil vel meine at det ville vere umoralsk å ikkje informere i dei tilfella der gjenvinning verkar mot sitt føremål. Dessutan er det muleg at dette auka velnøyet ved gjenvinning gjev alibi til å forbruke meir; sidan avfallet likevel blir ivareteke på ein miljømessig god måte likevel, er det greitt å auke materialbruken.

KONKLUSJONAR

Vår analyse viser altså at gjenvinning av papir og plast ikkje generelt er betre enn forbrenning og deponering, verken økonomisk eller for miljøet. Dette er støtta av ei rekkje andre liknande studie. Studien viser at kva som er det beste alternativet varierer mellom ulike avfallsfraksjonar, og sidan transportkostnadene er viktige vil avstanden til handteringsanlegga vere avgjerande når ein ser på lokale forhold. Gjenvinning ved kjelda er eit svært godt alternativ, dersom det vert gjort på ein miljømessig forsvarleg måte. For eksempel vil heimekompostering spare samfunnet for transportkostnader og metanutslapp frå avfallsfyllingar. Tal frå industrien tyder på at den interne materialgjenvinninga har auka dei siste åra. Dersom brenning av avis-papir kjem som erstatning for ved, og ikkje i tillegg til bruk av elektrisitet, sparar ein også transport, i verste fall heilt til Asia slik tilfellet har vore for papir i lenger tid.

Studie på enkeltfraksjonar kan heller ikkje generaliserast til å gjelde alle typar avfall. Avfall har i alle tider og for alle materiale vore gjenvunne utan offentlege inngrep, til dømes metall og matavfall. Det blir like feil å generalisere frå våre resultat til enkeltfraksjonar som det blir å hevde at gjenvinning er den generelt riktige leveregele i avfallspolitikken.

Gjenvinning har heller ikkje vist seg å vere eit effektivt verkemiddel for å redusere avfallsmengdene. Mengdene til slutthandtering i Norge voks med 15 prosent frå 1992 til 1995, til trass for ei dobling i gjenvunne mengder (Statistisk sentralbyrå 1997a). Om ein vil ha ned materialbruken må andre verkemiddel takast i bruk. Hovudkonklusjonen frå Bruvoll (1998) er at avfallsreduksjon, iverksett som ei avgift på råvarer, er det beste alternativet for ein reduksjon i avfallsmengdene. Ideelt sett skulle avgifta tilsvare dei marginale handteringskostnadene, som igjen skulle vore like for alternativa gjenvinning, forbrenning og deponering. Ein politikk som inneber auka miljøavgifter og tiltak retta direkte mot forbruket er nok langt mindre populær enn tiltak for kjeldesortering og gjenvinning. Men grunnen til oppslutninga om gjenvinning har kanskje nettopp si rot i at vi ikkje har måtta endre konsumvanane våre. Utan endringar i forbruket vil vi heller ikkje redusere bruken av ressursar.

Grøn skattekommissjon tilrår større bruk av avgifter på miljøskadelege aktivitetar. For å endre verdssamfunnet frå ein forbruksøkonomi til eit system som forbrukar mindre ressursar tilrår også Lester Brown og Worldwatch Institute (1998) eit skift i skattesystemet frå mindre arbeidskattar til høgare skattlegging av miljøgift- og klimagassutslapp og råvarer. For å sikre ei effektiv oppfølging av Kyoto-avtalen, må mentanutslappa avgiftsleggjast på lik linje med dei andre klimagassane. Regjeringa si oppfølging av Grøn skattekommissjon kjem i løpet av våren. Gjennom denne oppfølginga og den interdepartementale utreiinga av ei avgift på slutthandtering av avfall har styresmaktene ei mulegheit til å endre avfallspolitikken frå å leggje mindre vekt på reguleringar og meir vekt på riktig prising gjennom miljøavgifter.

Samanliknande analysar over ulike handteringsalternativ burde ideelt sett vore utførte før det offentlege sette i gang gjenvinningstiltaka. Når analysane i etterkant viser at vektlegginga på gjenvinning for mange materiale

har vore både miljømessig og økonomisk ulønsam, bør i det minste la den auka tvilen tale miljøet til gode, og bremse satsinga på ytterlegare gjenvinning. I eit lenger perspektiv må ein framskaffe norske data som gjer det muleg å vurdere dei marginale kostnadene ved alle alternativa opp mot kvarandre. For å sikre den minst ressursløsende avfallspolitikken må ein også kartleggje og ta omsyn til miljøkostnadane knytte til gjenvinning av avfall.

REFERANSAR:

- Allsen, K. H., T. Bye and E. Holmøy (1996): MSG-EE: An applied general equilibrium model for energy and environmental analysis, Sosiale og økonomiske studie 96, Statistisk sentralbyrå.
- Beede, D. N. and D. E. Blom (1995): The economics of municipal solid waste. The World Bank Observer, vol. 10 no. 2, 113-50.
- Bruvoll, A. (1996): Avfallsavgifter: Ein studie av avgifter på emballasjeråvarer, Økonomiske analyser 9/96, Statistisk sentralbyrå.
- Bruvoll, A. (1998): The costs of alternative policies for paper and plastic waste. Rapport 98/2, Statistisk sentralbyrå.
- Bruvoll, A. og K. Ibenholt (1995): Norske avfallsmengder etter årtsenskiftet, Rapport 95/31, Statistisk sentralbyrå.
- Bruvoll, A. and H. Wiig (1996): Konsekvenser av ulike handteringsmåter for avfall. Notater 96/31, Statistisk sentralbyrå.
- Bystrøm, S. and L. Lønnstedt (1997): Paper recycling: environmental and economic impact, Resources, Conservation and Recycling 21, 109-27.
- Chilton, K. (1993): Solid waste policy should be directed by fundamental principles, not ill-founded feelings. Resources, Conservation and Recycling, 8, 1-20.
- DeLong, J. V. (1994): Wasting away. Mismatching municipal solid waste, Environmental studies program, Competitive Enterprise Institute, Washington DC.
- ECON (1995): Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall, Rapport 338/95.
- ECON (1997a): Gebyrer i kommunal avfallsbehandling, Rapport 103/97.
- ECON (1997b): Miljøkostnader ved plastavfall, Rapport 31/97.
- Finansdepartementet (1996): Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting, NOU 1996:9.
- Finnveden, G. og T. Ekvall (1997): On the usefulness of LCA in decision-making – The case of recycling vs. incineration of paper, Department of Systems Ecology and fms, Stockholm, Sweden.
- Fletcher, B. L. and M. E. Mackay (1996): A model of plastics recycling: does recycling reduce the amount of waste? Resources, Conservation and Recycling, 17, 141-51.

- Goddard, H. C. (1995): The benefits and costs of alternative solid waste management policies. *Resources, Conservation and Recycling*, 13, 183-213.
- Holmøy, E., G. Nordén and B. Strøm (1994): MSG-5. A complete description of the system of equations. *Rapporter 94/19*, Statistisk sentralbyrå.
- Hotelling, H. (1931): The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, 39:2, 137-75.
- Leach, M., A. Bauen og N. Lucas (1997): A systems approach to materials flow in sustainable cities. A case study for paper. *Journal of Environmental Planning and Management*, 40, 705 - 23.
- Miljøverndepartementet (1992): Om tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarlig avfallshandtering. *St.meld. nr. 44 (1991-92)*.
- Miljøverndepartementet (1993): Økt innsamling og gjenvinning av brunt papir i Norge.
- Miljøverndepartementet (1994): Innsamling og gjenvinning av plastavfall i Norge - økonomiberegninger. Rapport utført av MEPEX CONSULT.
- Miljøverndepartementet (1995): Avtaler sikrer innsamling og gjenvinning av emballasje, *Pressrelease 14.9.95*.
- New Scientist (1997): «Burn me». 22 November 1997.
- Nelson, A., J. Genereux og M. Genereux (1992): Price effects of landfills on house values. *Land Economics*, 68, 359 - 65.
- NOU (1997): Nytt-kostnadsanalyser. Prinsipp for lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor. *Norges offentlige utredninger 27*.
- OECD (1992): What is households' non-market production worth? *OECD Economic Studies No. 18*.
- Project 88-II (1991): Incentives for action: Designing market-based environmental strategies. A public policy study sponsored by Senator T. E. Wirth, Colorado and Senator J. Heinz, Pennsylvania, Washington D. C.
- Repetto, R., R. Dower, R. Jenkins, and J. Geoghegan (1992): Green fees: How a tax shift can work for the environment and the economy. Washington, DC. World Resources Institute.
- Scarlett, L. (1993): Mandates or incentives? Comparing packaging regulations with user fees for trash collection. *Policy study No. 158*, Reason Foundation.
- Skumatz, L. A. (1996): Nationwide diversion rate study. Quantitative effects of program choices on recycling and green waste diversion: beyond case studies. *Policy study No. 216*, Reason Foundation.
- Statens forurensningstilsyn (1996): Utslipp ved håndtering av kommunalt avfall. *Rapport 96:16*.
- Statistisk sentralbyrå (1997a): *Naturressursar og miljø 1997*, Statistiske analyser.
- Statistisk sentralbyrå (1997b): *Statistisk årbok 1997*, Norges offisielle statistikk, C 398.
- Statens vegvesen (1995): *Konsekvensanalyser. Håndbok-140*.
- Tellus Institute (1991): *Disposal fee study*, Final report, S0-131.
- Virtanen, Y. og S. Nilsson (1993): *Environmental impacts of waste paper recycling*, International Institute of Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria and Earthscan, London.
- Worldwatch Institute (1998): *State of the world*, Worldwatch Institute, Washington.

Norges Banks fond til økonomisk forskning

I samsvar med Fondets formål kan det i juni 1998 utdeles bidrag til forskning, især anvendt forskning, på det økonomiske område, herunder også studier i utlandet i forbindelse med spesielle forskningsoppgaver. Det kan videre ytes bidrag til dekning av utgifter i forbindelse med gjesteforedrag og -forelesninger innenfor det økonomiske fagområde og for deltakelse i internasjonale konferanser.

Bidrag gis ikke til rene utdanningsformål. I 1977 ble det utdelt til sammen omtrent kr. 230.000,- til 13 søkere.

Søknadsskjema kan en få ved å henvende seg til:

Norges Banks fond til økonomisk forskning
Postboks 1179, Sentrum
0107 Oslo

Tel. 22 31 61 65

Søknadsfristen er 1. mai 1998

Erling Steigum jr.
leder