



Annegrete Bruvoll og Henrik Wiig

**Konsekvenser av ulike
håndteringsmåter for avfall**

Notater

Nyutsending av:

Statisisk sentralbyrås Notat 96/31:

"Konsekvenser av ulike håndteringsmåter for avfall" av Annegrete Bruvoll og Henrik Wiig pga. rettelser i teksten.

Sammendrag

Generering av avfall medfører store kostnader for samfunnet i form av direkte utgifter til avfallsbehandling og indirekte utgifter ved miljøbelastninger. I planleggingen av tiltak er det behov for anslag på utviklingen i avfallsmengdene framover. Dette notatet gir en oversikt over de forskjellige kostnads-komponentene ved avfallsbehandling og framskriver kommunale avfallsmengder med fordeling på behandlingsformer under ulike politiske alternativer. I dag materialgjenvinnes 29 prosent og energiutnyttes 20 av den genererte avfallsmassen (ikke inkludert stein, grus, betong og slam). Ut-sortering av organisk avfall vil medføre at årlig deponerte mengder synker med 25 prosent fra 1992 fram mot 2010, mens kapasiteten for biologisk behandling må bygges opp til å kunne motta 26 prosent av den genererte avfallsmengden i motsetning til bare 1 prosent i dag. Ved hjelp av en rekke verdsetningsanalyser er det gjort anslag over deler av kostnadene knyttet til avfallsbehandling. Ved uendret politikk vil avfallsmengden øke med 25 prosent og den anslåtte årlige kostnaden, basert på valgte verdsetningsanslag, vil da ha økt fra 3,8 milliarder kroner i 1994 til vel 4,7 milliarder kroner i 2010. Hvis organisk avfall sorteres ut, vil de samlede kostnadene i 2010 derimot reduseres til 2,9 milliarder kroner.

Innhold

| | |
|---|----|
| 1. Innledning | 3 |
| 2. Oppsummering av resultatene | 4 |
| 2.1. Framskrivning av behandlingsformer | 4 |
| 2.2. Innsamling..... | 4 |
| 2.3. Forbrenning og deponering..... | 4 |
| 2.4. Gjenvinning | 6 |
| 3. Framskrivning av behandlingsformer | 7 |
| 4. Innsamling | 8 |
| 5. Forbrenning | 9 |
| 5.1. Luftutslipp..... | 9 |
| 5.1.1. Skadevirkninger ved luftutslipp..... | 11 |
| 5.2. Driftskostnader | 12 |
| 5.3. Andre kostnader | 12 |
| 6. Deponering | 13 |
| 6.1. Arealbruk | 14 |
| 6.2. Sigevann..... | 15 |
| 6.3. Nærmiljølempen | 15 |
| 7. Gjenvinning | 16 |
| 7.1. Papp og papir | 16 |
| 7.2. Plast..... | 18 |
| 7.3. Glass..... | 19 |
| 7.4. Metaller..... | 19 |
| 7.5. Våtorganisk avfall..... | 19 |
| 7.6. Tekstiler | 20 |
| 7.7. Trevirke..... | 20 |
| 7.8. Stein, grus og betong | 21 |
| 7.9. Bildekk..... | 21 |
| 7.10. Blybatterier | 21 |
| 7.11. Slam | 22 |
| 8. Uhåndtert avfall | 22 |
| 9. Spesialavfall | 22 |
| Referanser | 24 |
| Vedlegg | 26 |
| Utkommet i serien Notater fra Forskningsavdelingen | 26 |

1. Innledning ^{*}

Regjeringens hovedstrategi på avfallsområdet er å hindre at avfall oppstår og redusere mengden skadelige stoffer i avfallet, fremme ombruk, materialgjenvinning og energiutnyttelse og sikre en miljømessig forsvarlig sluttbehandling av restavfallet (Miljøverndepartementet, 1995d). En gjennomgang av dagens avfallspolitikk (Bruvoll og Ibenholt, 1995) viser at de fleste tiltakene er rettet mot behandlingen av avfall, dvs. økt grad av kildesortering, gjenvinning og biologisk behandling, men at det hittil er vedtatt få tiltak som vil berøre genererte mengder direkte. Bruvoll og Ibenholt anslår at uten avfallsreduserende tiltak vil årlige genererte avfallsmengder vokse fra 35 til 60 prosent fra 1994 fram til 2010, avhengig av type avfall. Tilsvarende ventes kommunale avfallsmengder å vokse med rundt 45 prosent fra 1992.

Det knytter seg en rekke helse- og miljøproblemer til avfallet. Ved forbrenning slippes helse- og miljøskadelige stoffer ut i luften. Ved deponering oppstår klimagasser. Deponiene båndlegger store arealer med alternativ bruksverdi som friluftareal, boligbygging eller annen utnytting. Det skjer også en avrenning av skadelige stoffer til elver og grunnvann. I tillegg kommer økonomiske kostnader ved innhenting av avfall og drift av behandlingsanlegg. Gjenvinning sees ofte på som et alternativ til sluttbehandling av avfall. Denne behandlingsformen medfører imidlertid også forurensninger og økonomiske kostnader siden avfallet må behandles i en produksjonsprosess og på grunn av transporten til produksjonsanlegget.

Problemene knyttet til eksisterende avfallsmengder og den forventede økningen i avfallsmengdene gjør at man må vurdere sammensetningen av behandlingsformene. I en slik sammenheng vil en oversikt over kostnader og ulemper knyttet til de ulike alternativene være et viktig beslutningsgrunnlag. En slik fullstendig oversikt har det imidlertid ikke vært mulig å lage utfra tilgjengelig informasjon i dag. Det har vært vanskelig å finne anslag på de bedriftsøkonomiske kostnadene, f.eks. i gjenvinningsanlegg, og det er dessuten vanskelig å avsløre alle miljøvirkningene og skadeomfanget av disse.

I dette notatet har vi beskrevet de samlede kostnadene ved de forskjellige behandlingsformene så godt det har latt seg gjøre utfra tilgjengelig informasjon. Der kostnadsanslag mangler, er de forskjellige ulempene/ skadene beskrevet f.eks. ved fysiske utslipp og beskrivelser av skader forbundet med disse. Likevel finnes det fremdeles kunnskapshull. Vi har ikke gjort egne undersøkelser for å tette disse, men heller basert oss på allerede tilgjengelige (og ofte mangelfulle) skrevne kilder.

Kapittel 2 gir en oversikt over de viktigste resultatene i notatet. I kapittel 3 framskrives den kommunale avfallsmengden fordelt på ulike behandlingsformer. Kapittel 4 omhandler innsamlingen av avfallet, mens kapitlene 5 til 8 beskriver kostnadene forbundet ved de forskjellige behandlingsformene. Spesialavfall behandles separat i kapittel 9.

* Takk til Kjell Arne Brekke og Åse Kaurin for nyttige kommentarer og innspill.

2. Oppsummering av resultatene

2.1. Framskrivning av behandlingsformer

Kapittel 3 presenterer framskrivninger av behandlingsformer for kommunalt avfall. Disse framskrivningene er basert på Statistisk sentralbyrås framskrivninger av totalmengder for kommunalt avfall (Bruvoll og Ibenholt, 1995). Fordelingen mellom de forskjellige behandlingsformene er basert på vedtatte tiltak om materialgjenvinning og ulike antagelser om biologisk behandling av våtorganisk avfall. Gitt at det blir gjennomført tiltak som medfører utsortering og biologisk behandling av våtorganisk avfall, vil kapasiteten på biologisk behandling måtte øke rundt 60 ganger i forhold til 1992 og kapasiteten i materialgjenvinning om lag tredobles. Vridningen mot gjenvinning og biologisk behandling medfører at deponerte mengder pr. år reduseres med en fjerdedel, mens forbrenningen øker med vel 40 prosent, om lag i takt med de samlede mengdene kommunalt avfall. Dersom det ikke gjennomføres tiltak som sorterer ut våtorganisk avfall, blir scenariet for biologisk behandling og deponering drastisk endret; deponerte mengder vil øke med 26 prosent, mens mengdene til biologisk behandling vil øke med 33 prosent.

2.2. Innsamling

I forurensningsloven er det et krav om full kostnadsdekning for innsamling og behandling av kommunalt avfall, og i følge Statens forurensningstilsyn (1994b) ligger det gjennomsnittlige gebyret på 809 kroner bare 5 prosent under dette målet. Dette innebærer at de samlede innsamlings- og behandlingstkostnadene for husholdningsavfall beløper seg til 1,2 milliarder kroner i året for hele landet.

2.3. Forbrenning og deponering

Skadevirkninger ved *forbrenning* av avfall er knyttet til utslipp av klimagasser, forsurende stoffer og en rekke miljøgifter. Kapittel 5 viser en oversikt over utslipp i 1994, framskrevne utslipp i 2010 og kostnadene ved ulike verdsettingsanslag for disse utslippene.

Skadevirkninger ved *deponering* er knyttet til luftutslipp, sivevann, arealbruk og nærmiljøulemper. Disse omtales i kapittel 6. Metanutslippene fra eksisterende avfallsdeponi utgjorde i 1994 nær 60 prosent av totale metanutslipp (Statistisk sentralbyrå, 1996a). Deponering av kommunale avfallsmengder i 1992 la beslag på rundt 770 mål. Halvparten av dette arealet er ren fylling, som er bundet opp for en rekke alternative anvendelser i ukjent framtid. Tabell 2.1 oppsummerer kostnadene ved utslipp ved forbrenning og deponering. Disse kostnadene kommer i tillegg til innsamlingskostnadene for kommunalt avfall nevnt i 2.2.

Som vi ser av tabell 2.1 summerer de totale anslåtte kostnadene ved forbrenning og deponering seg til nær 4 milliarder kroner i 1994. Det er viktig å understreke at dette aggregerte anslaget blant annet er basert på en rekke valg mellom forskjellige anslag på skadevirkninger og totaltallet er dominert av valget av CO₂-avgiften som utgangspunkt av metangass-utslipp. Tar man utgangspunkt i bare de laveste eller høyeste anslagene, vil de totale kostnadene anslås til henholdsvis vel 300 millioner og vel 6 milliarder kroner. Anslaget på 4 milliarder ligger således i øvre del av dette intervallet. Det er spesielt anslagene på kostnadene ved klimagass-utslipp som gjør denne forskjellen.

Tabell 2.1. Kostnader ved luftutslipp fra avfallsforbrenning og -deponering og arealbruk ved deponering i 1994 og 2010, millioner 1994-kroner

| | 1994 | | 2010 | | |
|--------------------------------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Forbrenning | Deponering | Forbrenning | Deponering | |
| | | | | Scenario 1 | Scenario 2 |
| Areal | | 170 | | 129 | 214 |
| CO ₂ | 47 | 29 | 66 | 19 | 36 |
| CH ₄ (metan) | 2 | 2 899 | 3 | 1731 | 3 435 |
| NO _x | 44 | | 63 | | |
| SO ₂ | 6 | | 9 | | |
| Partikler | 64 | | 90 | | |
| CO | 0,03 | | 0,03 | | |
| Dioksiner | 87 | | 123 | | |
| Kvikksølv | 74 | 1 | 104 | 1 | 1 |
| Kadmium | 11 | 2 | 16 | 1 | 2 |
| Bly | 367 | 3 | 518 | 2 | 3 |
| NMVOC | 3 | | 5 | | |
| PAH | 30 | | 42 | | |
| Totalt | 736 | 3 103 | 1 039 | 1 882 | 3 691 |
| Sum forbrenning og deponering | | 3 840 | 2 921 | | 4 730 |

Kilder: se kapittel 5 og 6.

Kostnadene knyttet til deponering er dominerende¹. Spesielt er skadevirkningene av metanutslippene store, i 1994 står de for 75 prosent av totalkostnadene. Metan bidrar med en betydelig del av de totale klimagassutslippene i Norge og kostnadene er som nevnt beregnet med en enhetskostnad svarende til CO₂-avgiften på bensin, se kapittel 5.1. Av de øvrige utslippene er bly tungtveiende. For bly og til dels også metan er det store variasjoner i anslagene på skadevirkningene, noe som er viktig å være klar over når kostnadene fra disse gassene utgjør en så stor andel. Kostnadene for arealbruken ved deponering er beregnet på grunnlag av priser på tomteareal.

Det er ikke fattet bindende vedtak som sikrer utsortering av våtorganisk avfall. Vi har derfor laget to alternative scenarier i framskrivningene av kostnader forbundet med deponering av avfall; i scenario 1 er det forutsatt utsortering av våtorganisk avfall, i scenario 2 er dette uendret i forhold til dagens situasjon.

I scenario 1 forventes summen av kostnader knyttet til forbrenning og deponering å bli redusert med 24 prosent fram til 2010, fra 3,8 til 2,9 milliarder kroner. Reduksjonen skyldes delvis redusert omfang av deponering grunnet øket grad av materialgjenvinning og biologisk behandling, og reduserte klimagassutslipp pr. deponert mengde som følge av utsortering av organisk avfall. I scenario 2, hvor det ikke er utsortering av våtorganisk avfall, ligger kostnadene høyere, på 4,7 milliarder kroner. Kostnadene ved forbrenning vokser likt med forbrente mengder i begge scenariene, mens det er sannsynlig at ny renseteknologi vil redusere forholdet mellom utslipp og de avfallsmengdene som går til forbrenning.

Som nevnt i innledningen er det en rekke kostnadsposter som ikke er forsøkt beregnet. Dette gjelder blant annet skadevirkningene ved avrenning og nærmiljøulempen ved avfallsdeponi. Tabellen oppsummerer heller ikke de bedriftsøkonomiske kostnadene ved drift av deponi og forbrenningsanlegg.

¹ Kostnadene er beregnet på bakgrunn av forventede utslipp av dagens deponerte mengder, og ikke til de faktiske utslippene basert på tidligere deponerte mengder.

2.4. Gjenvinning

Materialgjenvinning skal i følge Regjeringen prioriteres fremfor forbrenning eller deponering der disse tiltakene anses å være tilnærmet likeverdige utfra en samfunnsøkonomisk vurdering (Miljøverndepartementet, 1992b). Gjenvinning innebærer både gjenvinning av materialet og utnyttning av energien. Dagens situasjon er at litt over 12 prosent av de samlede genererte mengder avfall materialgjenvinnes og 6 prosent energiutnyttes når vi regner med alle avfallsfraksjonene (se tabell 2.2). Men enkelte fraksjoner, som stein, grus og betong og slam, omtales vanligvis ikke som gjenvinnbare, slik at når vi trekker disse ut fra regnestykket, øker den samlede materialgjenvinningen til 29 prosent og andelen av avfallet som energiutnyttes til 20 prosent.

Deler av avfallet har lenge vært bedriftsøkonomisk lønnsomt å gjenvinne (f.eks. jern og en del andre metaller), mens for andre materialer er lønnsomhetsgraden ømfintlig ovenfor svingninger i verdensmarkedspriser (f.eks. papp og papir). For andre materialer igjen, f.eks. plast, er de teknologiske og økonomiske mulighetene til å sortere og materialgjenvinne foreløpig begrensede, slik at energiutnyttning er mest realistiske anvendelse for størstedelen av mengden på kort sikt. Treavfall er i dag den viktigste kilden for energiutnyttning. Mesteparten forbrennes imidlertid av bedriftene selv for å dekke eget energibehov, men deler av dette kan betegnes som sløsing i den forstand at bedriften i enkelte perioder ikke trenger energien som kommer fra forbrenningen (f.eks. om sommeren) eller at de bruker mer enn de trenger fordi det ikke er mulig å selge avfallet («fyrer for kråka» om vinteren).

Tabell 2.2. Genererte avfallsmengder, mengder gjenvunnet (1000 tonn) og innsamlingskostnader (kroner per tonn)

| Kap. | Avfallsfraksjon | Generert mengde | Materialgjenvinning | Energiutnyttet | Innsamlingskostnad | Kapital | Arbeid | Drivstoff |
|------|------------------------------------|------------------|---------------------|-----------------|--------------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| 7.1 | Papp og papir ¹ | 502 | 176 | | 197 | 13 | 105 | 78 |
| 7.2 | Plast ² | 142 | 9 | | 1130 | | | |
| 7.3 | Glass | 56 ³ | 38 ³ | | 173 ⁴ | 13 ⁴ | 96 ⁴ | 64 ⁴ |
| 7.4 | Jern og metaller ¹ | 559 | 393 | | | | | |
| 7.5 | Våtorganisk avfall ¹ | 1382 | 426 | | 45 | 5 | 21 | 20 |
| 7.6 | Tekstiler | 20 | 6 ³ | | | | | |
| 7.7 | Treavfall ¹ | 1072 | 98 | 755 | | | | |
| 7.8 | Stein, grus og betong ¹ | 7745 | | | | | | |
| 7.9 | Bildekk ¹ | 30 | | | 184 | 12 | 81 | 92 |
| 7.10 | Bilbatterier ¹ | 14 | 13 | | | | | |
| 7.11 | Slam ⁵ | 500 | 300 | | | | | |
| 9 | Spesialavfall | 160 ³ | | 45 ¹ | | | | |
| | SUM | 12182 | 1459 | 800 | | | | |

1) Nærmere dokumentasjon i kapittel 7

2) Miljøverndepartementet (1995b)

3) Norsas (1995a)

4) Det Norske Veritas (1992)

5) Miljøverndepartementet (1995c)

Det har ikke latt seg gjøre å lage en fullstendig oversikt over de bedriftsøkonomiske kostnadene ved gjenvinning, men for et så spredt bebygd land som Norge vil det være rimelig å anta at transportkostnadene har stor betydning.

3. Framskrivning av behandlingsformer

Bruvoll og Ibenholt (1995) har gjort framskrivinger av avfallsmengder fram til 2010, basert på den generelle likevektsmodellen MSG-EE (Alfsen, Bye og Holmøy, 1996). Framtidig utvikling i kommunalt avfall baseres på utviklingen i konsum, bruk av vareinnsats i produksjonen og produksjonsnivået i de næringene som genererer avfallet. Disse framskrivingene viser en vekst i totale kommunale avfallsmengder på 44 prosent fra 1992 til 2010. Husholdningsavfall vokser med 31 prosent, mens næringsavfallet vokser med 57 prosent.

I denne rapporten har vi gått videre og sett på fordelingen av kommunalt avfall på forskjellige behandlingsformer og politiske vedtak om behandlingen av avfall, og kombinert dette med framskrivingene (se Vedlegg for fordeling av grunnlagsmateriale). På denne måten kan man gjøre anslag på hvor store mengder som vil gå til forbrenning, deponering, gjenvinning og biologisk behandling i 2010.

Høsten 1995 ble det inngått en avtale mellom Miljøverndepartementet og næringslivet om gjenvinning av 60-80 prosent av alt emballasjeavfall, noe som i følge miljøvernministeren vil føre til at 230 000 tonn emballasjeavfall vil gå til gjenvinning i stedet for deponering (Miljøverndepartementet, 1995a). Videre er det planer om å forby deponering av våtorganisk avfall. I følge Statens forurensningstilsyn kan 600 000 tonn våtorganisk avfall tenkes å gå til biologisk behandling (Statens forurensningstilsyn, 1995a).

I følge Bruvoll og Ibenholt (1995) vil de samlede mengdene kommunalt avfall øke fra 2,2 millioner tonn årlig i 1992 til 3,2 millioner tonn i 2010. Vi har beregnet to alternative scenarier for fordeling av disse avfallsmengdene på ulike behandlingsformer.

I scenario 1 antas det at 10 prosent av kommunalt avfall går til gjenvinning i tillegg til det som gikk til gjenvinning i 1992, og at 40,8 prosent av husholdningsavfallet og 14,8 prosent av annet avfall blir biologisk behandlet (Statens forurensningstilsyn, 1995a). Økningen i andelen som går til biologisk behandling og gjenvinning tas fra de mengdene som ellers ville gått til deponering. Det er ikke gjort endringer i andelen som går til forbrenning. Våre framskrivinger av behandlingsformer viser da at mengden biologisk behandlet avfall vil øke 60 ganger og materialgjenvinningen 3 ganger, se tabell 3.1, scenario 1. Dette medfører en reduksjon i deponerte mengder på nærmere 25 prosent. Mengdene til forbrenning øker med 40 prosent, om lag som de totale kommunale avfallsmengdene.

Tabell 3.1. Framskrivning av avfallsmengder til ulike sluttbehandlinger, 1000 tonn og prosent

| År | | Deponering | Forbrenning | Materialgjenvinning | Biologisk behandling | Totale mengder |
|---|--------------------------|------------|-------------|---------------------|----------------------|----------------|
| 1992 | Mengde ¹ | 1620 | 403 | 186 | 14 | 2223 |
| | Prosent av total mengde | 73 | 18 | 8 | 1 | 100 |
| <i>Scenario 1: Økt materialgjenvinning og utsortering av våtorganisk avfall</i> | | | | | | |
| 2010 | Mengde | 1227 | 568 | 582 | 831 | 3208 |
| | Prosent av total mengde | 38 | 18 | 18 | 26 | 100 |
| | Endringsfaktor 1992-2010 | 0,76 | 1,4 | 3 | 58 | 1,4 |
| <i>Scenario 2: Ingen utsortering av våtorganisk avfall</i> | | | | | | |
| 2010 | Mengde | 2 038 | 568 | 582 | 19 | 3208 |
| | Prosent av total mengde | 64 | 18 | 18 | 1 | 100 |
| | Endringsfaktor 1992-2010 | 1,3 | 1,4 | 3 | 1,3 | 1,4 |

¹ Framskrivingene baseres på tall som omfatter alle kommunale renovasjonsverk (Statistisk sentralbyrå, 1992).

Som nevnt er tiltak mot deponering av våtorganisk avfall ennå på planleggingsstadiet. Dersom våtorganisk avfall ikke blir utsortert, vil forholdet mellom deponering og biologisk behandling endres drastisk i forhold til scenariet over, se scenario 2 i tabell 3.1. I dette scenariet vil deponerte mengder vokse med 26 prosent i stedet for å reduseres, og mengdene til biologisk behandling vil øke med bare 33 prosent.

Denne analysen gjør ingen vurderinger av planer for utbygging av konkrete anlegg, men er ment som et hjelpemiddel i planleggingen av framtidig avfallsbehandling. I denne sammenhengen er det vanskelig å sammenligne kapasiteten for deponerte og forbrente mengder. På kort sikt er det trolig enklere å øke deponikapasiteten enn forbrenningskapasiteten, som krever store nyinvesteringer i forbrenningsanlegg.

Disse framskrivningene gjelder altså kommunale avfallsmengder. På grunn av mangelfull statistikk er det ikke gjort forsøk på å framskrive de *totale avfallsmengdene* i Norge, men disse vokser trolig generelt mer enn kommunale avfallsmengder. Avfall generert i industrien vokser med rundt 65 prosent i samme tidsrom (Bruvoll og Ibenholt, 1995). Dersom dette er tendensen for de totale norske avfallsmengdene, vil økningen i behandlingsformer alternativt til deponering øke tilsvarende².

4. Innsamling

Tabell 4.1. Avfallsgebyrer i kommuner med forskjellige hovedbehandlingsformer

| | Antall husstander ¹ | Gjennomsnittlig gebyr (kr.) ² | Samlet gebyr (mill. kr.) |
|--------------|--------------------------------|--|--------------------------|
| Deponi | 853846 | 773 | 660 |
| Kompostering | 152718 | 847 | 129 |
| Forbrenning | 404437 | 920 | 372 |
| I alt | 1411000 | 809 | 1141 |

1) Utrechnet fra antall personer tilknyttet kommunal avfallsinnsamling oppgitt i Statens Forurensningstilsyn (1994b).

2) Statens forurensningstilsyn (1994b).

Stortinget har gjennom endringer i Forurensningsloven bestemt at avfallsgebyrene skal dekke de fulle kostnadene ved innsamling og behandling av avfallet fra og med budsjettåret 1995. I 1993 betalte husstandene gjennomsnittlig 809 kroner for de kommunale renovasjonstjenestene (Statens forurensningstilsyn (1994b). Gebyret lå høyest i kommuner med forbrenningsanlegg og lavest i kommuner som benyttet deponier. Dette dekker i følge den samme rapporten 95 prosent av kostnadene forbundet med innsamling og behandling av avfallet, slik at innsamlings- og behandlingkostnad i alt beløper seg til 1,2 milliarder kroner pr. år. Årlig leverer 1,41 million husstander i Norge 1,07 millioner tonn avfall (Statistisk sentralbyrå, 1995b), dvs. 738 kilo pr. husstand. Årlig mengde levert husholdningsavfall er anslått å ligge 31 prosent høyere i 2010 enn i 1992, og hvis vi framskriver innsamlings- og behandlingkostnadene i henhold til samme prosentsats vil husholdningene måtte betale 1,57 milliarder kroner i årlige gebyrer for den kommunale renovasjonstjenesten i år 2000.

I tillegg behandler de kommunale anleggene avfall som leveres direkte av besitterene, enten det er næringsvirksomhet eller husholdninger. Det gjennomsnittlige gebyret var her 396 kroner pr. tonn.

² Grunnen til at kommunalt avfall vokser mindre enn avfall generert i industrien, er at halvparten av kommunalt avfall er husholdningsavfall, framskrevet på bakgrunn av konsumveksten, og at konsumet vokser mindre enn produksjonen fram mot 2010.

I rettledningen for gebyrutregning til kommunene forutsettes det at alle kostnader forbundet med avfallsbehandling skal inngå i avfallsgebyret som pålegges avfallsbesitterne. Det vil være kostnader i selve håndteringen, dvs. administrasjon, innsamling, behandling, prosjekteringsarbeide og informasjon. Fondsoppbygning for fremtidige investeringer og leiekostnader (f.eks. for bygninger) skal også inkluderes. Unntatt er imidlertid kommunens administrative kostnader og innsamlingskostnader fra fellesområder. Kostnader i form av skade på miljøet skal ikke inkluderes i gebyret, men kostnader ved tiltak som reduserer miljøulempene skal imidlertid medregnes (Statens forurensningstilsyn, 1994c). Eventuelle inntekter trekkes fra disse kostnadene før gebyret skal dekke resten. Administrative oppgaver, politisk administrasjon og eksterne miljøkostnader inngår *ikke* i gebyrgrunlaget. I de nye retningslinjene åpnes det også for differensierte gebyrer i henhold til de tjenestene som renovasjonstjenesten yter, som et virkemiddel for å fremme avfallsreduksjon og gjenvinning. En eventuell subsidiering av enkelte tjenester må dekkes ved overprising av andre (Statens forurensningstilsyn, 1994c).

5. Forbrenning

I 1993 ble det forbrent 403 000 tonn kommunalt avfall. Dette utgjør nær 20 prosent av totale kommunale avfallsmengder. I 1992 ble 93 prosent av det forbrente avfallet behandlet i 5 forbrenningsanlegg med høygradig og god utslippskontroll. Det er først og fremst sykehusanlegg og små kommunale anlegg som har utilfredstillende rensing, i alt 47 anlegg i 1992 (Miljøverndepartementet, 1992c).

Mengdene som går til forbrenning er i kapittel 3 anslått å øke med 41 prosent fram til 2010, om lag tilsvarende økningen i totale kommunale avfallsmengder³. Med en uendret forbrennings- og renseteknologi vil skadevirkningene ved utslipp til luft øke tilsvarende.

5.1. Luftutslipp

Forbrenning av avfall medfører utslipp av en rekke gasser med ulike miljøvirkninger. CO₂ (karbondioksid) og CH₄ (metan) er drivhusgasser som påvirker jordens varmebalanse. NO_x og SO₂ øker risikoen for luftveisinfeksjoner, og medfører vegetasjonsskader, korrosjonsskader på materialer og forsuring av jord og vann. I tillegg finnes en rekke meget giftige gasser som påvirker naturen på forskjellige måter; øker krefthyppigheten, reduserer fruktbarheten og immunforsvaret og påvirker nervesystemet. Tungmetaller har også en tendens til å bli akkumulert i næringskjeden.

Tabell 5.1 viser en framskrivning av utslipp og kostnadene forbundet med luftutslipp ved avfallsforbrenning i 2010. Grunnlaget for disse beregningene er beskrevet i avsnitt 5.1.1. Totale kostnader knyttet til avfallsforbrenning øker med vel 40 prosent, fra 736 til 1039 millioner kroner, i perioden fra 1994 til 2010. Dette skyldes en tilsvarende økning i forbrente mengder (se kapittel 3). Kostnadene kan bli vesentlig lavere med forbedret renseteknologi.

Kostnadene ved utslipp av bly, basert på vårt valg av enhetskostnad, utgjør den største kostnadsposten. Men det er verdt å merke seg at spredningen i de ulike skadeanslagene for bly er stor, og med Statens forurensningstilsyns tall blir blyskadene neglisjerbare (se tabell 5.2). Kostnadene er videre basert på marginale skader. Dette anses som en god tilnærming da utslippene fra avfallsforbrenning for de fleste gassene ligger under 2 prosent av de totale norske utslippene. Unntakene er dioksiner og kvikksølv, som begge står for 43 prosent av samlede utslipp. Ved stigende marginale kostnader vil våre anslag være for lave.

Anslagene på kostnader er altså avhengig av hvilken studie man velger å ta utgangspunkt i, for enkelte utslipp er det meget stor spredning i kostnadsanslagene. I tabell 5.1 er det for en rekke utslipp valgt ett av mange mulige anslag, og man bør betrakte totalkostnadene som et punkt i et usikkerhetsintervall.

³ Dette forutsetter at andelen av kommunalt avfall til forbrenning holdes konstant for hver undergruppe av kommunalt avfall.

Tabell 5.2 angir anslag på samfunnsøkonomiske kostnader av luftutslipp basert på et høyt og et lav anslag i tillegg til det valgte anslaget. Særlig er enkelte av de høye anslagene faglig kontroversielle, da de blant annet inkluderer verdien av liv og helse

Tabell 5.1. Luftutslipp ved avfallsforbrenning, mengder i tonn og kostnader i 1994-kroner

| Gass | Utslipp i tonn (prosent av totale utslipp) | | Totaltkostnader i millioner kroner basert på valgt anslag | | |
|-------------------------|--|--------|---|--------------|---------------|
| | 1994 ² | 2010 | 1994 | 2010 | |
| CO ₂ | 131 345 | (0,4) | 185 328 | 47,0 | 66,3 |
| CH ₄ (metan) | 101 | (0,03) | 142 | 1,8 | 2,6 |
| NO _x | 904 | (0,4) | 1 276 | 44,3 | 62,5 |
| SO ₂ | 367 | (1,1) | 518 | 6,2 | 8,8 |
| Partikler | 36 | (0,2) | 50 | 63,8 | 90,0 |
| CO | 298 | (0,04) | 420 | 0,03 | 0,03 |
| Dioksiner | 15 gram | (43) | 21 gram | 87,1 | 122,9 |
| Kvikksølv ³ | 0,35 | (43) | 0,49 | 73,9 | 104,2 |
| Kadmium | 0,011 | (1,7) | 0,016 | 11,2 | 15,8 |
| Bly | 1,3 | (0,0) | 1,8 | 367,4 | 518,4 |
| NMVOC | 306 | (0,1) | 432 | 3,4 | 4,8 |
| PAH | 1 | (0,8) | 1,4 | 29,9 | 42,2 |
| Totalt | | | | 736,1 | 1038,7 |

¹ Benevning i gram for dioksiner.

² For dioksiner og kvikksølv er nivåtallene fra 1992.

³ Tall for utslipp fra kommunale kilder (ikke nødvendigvis bare avfallsforbrenning).

Kilder for utslipp: Dioksiner, kvikksølv og PAH: Statens forurensningstilsyn (1993), ellers: Statistisk sentralbyrå (1996a).

Tabell 5.2. Alternative kostnadsanslag for luftutslipp ved avfallsforbrenning i 1994, kroner og millioner kroner

| Gass | Kostnader i kroner pr. tonn ¹ | | | Totaltkostnader i millioner kroner basert på | | |
|-------------------------|--|---------------|---------------|--|---------------|--------------|
| | Lavt anslag | Høyt anslag | Valgt anslag | Lavt anslag | Høyt anslag | Valgt anslag |
| CO ₂ | 37 | 1200 | 358 | 4,9 | 157,6 | 47,0 |
| CH ₄ (metan) | 742 | 27 600 | 18 156 | 0,1 | 2,8 | 1,8 |
| NO _x | 49 000 | 610 349 | 49 000 | 44,3 | 552,0 | 44,3 |
| SO ₂ | 17 000 | 175 640 | 17 000 | 6,2 | 64,5 | 6,2 |
| Partikler | 167 000 | 1 783 000 | 1 783 000 | 6,0 | 63,8 | 63,8 |
| CO | 110 | 110 | 110 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Dioksiner | 5 808 000 | 5 808 000 | 5 808 000 | 87,1 | 87,1 | 87,1 |
| Kvikksølv | 1 230 000 | 211 200 000 | 211 200 000 | 0,4 | 73,9 | 73,9 |
| Kadmium | 442 000 | 1 020 800 000 | 1 020 800 000 | 0,0 | 11,2 | 11,2 |
| Bly | 263 000 | 282 600 000 | 282 600 000 | 0,3 | 367,4 | 367,4 |
| NMVOC | 11 000 | 11 000 | 11 000 | 3,4 | 3,4 | 3,4 |
| PAH | 29 900 000 | 29 900 000 | 29 900 000 | 29,9 | 29,9 | 29,9 |
| Totalt | | | | 182,7 | 1413,6 | 736,1 |

¹ Benevning i gram og kroner pr. gram for dioksiner.

Det er videre ikke tatt hensyn til at forholdet mellom forbrent mengde og utslipp kan endre seg som følge av ny teknologi. Fra og med 1995 er utslippskravene skjerpet. Dette gjelder spesielt små anlegg, som slipper ut mer pr. tonn forbrent avfall enn større anlegg (Statens forurensningstilsyn, 1995a).

Skjerpede krav gjør at veksten i utslippene vil kunne avvike betydelig fra den framskrevne veksten i forbrenning, allerede fra 1995. Et tredje usikkerhetsmoment er framskrivningene av selve avfallsmengdene. I avsnitt 5.1.1 forklares hvilke kilder som er brukt og hvilke typer skader anslagene er ment å dekke.

De samlede samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til luftutslipp ved avfallsforbrenning ligger etter disse beregningene mellom 180 millioner og 1,4 milliarder kroner avhengig av alternative kostnadsanslag for de ulike gassene. Et mellomalternativ basert på et valgt anslag (se 5.1.1) ligger altså på 736 millioner kroner. Bly utgjør den største kostnadsposten, ved vårt valg av kostnadsanslag for nærmere 370 millioner kroner, deretter dioksiner og kvikksølv. Samlet står disse stoffene for vel 70 prosent av skadevirkningene. Det er verdt å merke seg at disse anslagene er svært usikre. Velger man f.eks. det lave anslaget for skadevirkninger av blyutslipp, blir totalvurderingen av bly marginal i forhold til de øvrige gassene, samt at totalskaden blir mer enn halvert.

5.1.1. Skadevirkninger ved luftutslipp

Karbondioksid (CO₂) og *metan* (CH₄) påvirker varmebalansen på jorda. Metan øker også bakgrunsnivået for bakkenær ozon (O₃). Den store usikkerheten omkring klimaproblemet gjør det svært vanskelig å anslå de globale kostnadene pr. tonn utslipp av klimagasser. Det er likevel gjort flere forsøk på å anslå disse kostnadene.

Kostnadsanslagene for CO₂ og CH₄ er hentet fra Statens forurensningstilsyn (1995b), der det lave anslaget tilsvarer et anslag på skadevirkningene, mens det høye anslaget tilsvarer nødvendig avgiftsnivå for å stabilisere de norske utslippene på 1989 nivå. De valgte anslagene er i tråd med CO₂-avgiften på bensinkostnadene ved metan-utslippene, og er beregnet på bakgrunn av klimaeffekten i forhold til CO₂, se ECON (1995).

Nitrogenoksider (NO_x) består av flere typer gasser. Nitrogendioksid og *svoveldioksyd* (SO₂) er hovedkomponentene i sur nedbør. Disse gassene reduserer lungefunksjonen og øker forekomsten av infeksjoner, fører til redusert vegetasjonsvekst og bryter ned materialer ved korrosjon. NO₂ danner O₃ (ozon) sammen med NMVOC, N₂O er en klimagass og reduserer ozonlaget. SO₂ er særlig farlig sammen med PM₁₀ (svevestøv).

De høye anslagene er hentet fra Brendemoen, Glomsrød og Aaserud (1992). For NO_x utgjør helseskader så og si hele skaden, mens helseskaden for SO₂-utslipp utgjør 97 prosent, resten er skog-, ferskvann- og korrosjonsskader. Nyere studier tyder på at helseskadene er langt lavere. De lave anslagene er beregnet på bakgrunn av en rekke studier for kvantifiserte doseresponsanslag, sammenholdt i ECON (1995). Skadene fra NO_x omfatter helseskader mens kostnadsanslaget for SO₂ er basert på svovelavgiften, som også er i tråd med tiltakskostnaden og globale skadevirkninger. Disse anslagene er basert på nyere data og på dagens lavere totalutslipp, og vi finner det riktigst å bruke disse anslagene som beste alternativ.

Svevestøv (PM₁₀) skader luftveissystemet, spesielt gjelder dette i kombinasjon med SO₂, og fører til allergiske reaksjoner og kan være bærer av kreftframkallende stoffer og miljøgifter. Det høye anslaget fra Rosendahl (1996) inkluderer helseskader og kostnader knyttet til redusert økonomisk aktivitet. Det lave anslaget inkluderer helseskader og estetisk verdi (ECON, 1995). Vi har valgt Rosendahls anslag som beste alternativ siden dette er det nyeste anslaget og siden det også omfatter virkninger for økonomisk aktivitet.

Karbonmonoksid (CO) stammer hovedsakelig fra ufullstendig forbrenning. CO påvirker oksygentransporten i organismer og påvirker blant annet hjertesystemet, nervesystemet og fosterutviklingen. Anslaget for utslippskostnader er hentet fra Brendemoen, Glomsrød og Aaserud (1992).

Store andeler av de samlede utslippene av *dioksiner* og *tungmetaller* i Norge kommer fra avfallsforbrenning og representerer et alvorlig problem ved denne behandlingsformen. Tiltak mot disse miljøgiftene vil redusere veksten i disse utslippene i forhold til utslippene fra avfallsforbrenning forøvrig. I så fall vil skadevirkningene bli redusert i forhold til våre anslag. Felles for disse stoffene er at de er svært tungt nedbrytbare, de akkumuleres og konsentreres jo høyere man kommer i næringskjeden, gir kroniske og akutte giftvirkninger og virker kreftframkallende. Matavfall og klorholdige produkter kan gi opphav til dioksiner, og PCB danner dioksiner ved forbrenning.

Utslippene av dioksiner fra de fem største forbrenningsanleggene (som i 1992 brente 93 prosent av totalt forbrent kommunalt avfall) ble redusert fra 12g i 1990 til 7g i 1994 (Miljøverndepartementet, 1995e). Reduksjon av klorinnholdet i avfallet reduserer dioksinutslippene. Anslaget for skadevirkninger av dioksinutslipp er basert på en indeks over øko-forgiftning av Heijungs m. fl. (1992) regnet om i kroner i ECON (1995).

Batteri-innsamling og overgang til batteri med lavt innhold av tungmetaller vil bidra til reduserte utslipp av *kvikksølv* og *kadmium*, mens økende bruk av oppladbare batterier virker til å øke bruken av kadmium. Nye strenge utslippskrav ventes å gi store reduksjoner i utslipp av kadmium. Kadmium opphopes i nyrene og skader reproduksjonsevnen og arveanleggene. Kvikksølv medfører nyreskader og skader på sentralnervesystemet. *Bly* har nevrologiske og immunologiske virkninger og skader blodsystemet hos varmblodige dyr. Nervesystemet påvirkes, spesielt under fosterutviklingen.

De lave anslagene for skader av utslipp av kvikksølv, kadmium og bly er hentet fra Statens forurensningstilsyn (1995b), og er basert på kostnader ved forbud mot kvikksølvtermometer. De valgte anslagene som for dioksiner basert på Heijungs m.fl. (1992), se ECON (1995). Disse er basert på helseskader og er langt høyere enn de førstnevnte anslagene.

Flyktige organiske forbindelser (NMVOC) danner ozon sammen med NO₂. *Polysykliske aromatiske hydrokarboner* (PAH) dannes ved ufullstendig forbrenning. Disse gassene er regnet som et betydelig helseproblem ved at de virker kreftfremkallende og reduserer immunforsvaret. Kostnadsanslaget for NMVOC er basert på tiltakskostnad, Statens forurensningstilsyn (1995e). Anslaget for PAH, basert på helserisiko, er også basert på Heijungs m.fl. (1992) og ECON (1995). I tillegg kommer en rekke gasser som det ikke er gjort anslag på hvor store mengder som slippes ut.

5.2. Driftskostnader

Ved Klemetsrudanlegget i Oslo ligger gjennomsnittlige kostnader ved driften av selve anlegget (utenom innhenting) oppunder 700 kroner pr. forbrent tonn avfall, inkludert avsetninger til vedlikehold og nyinvesteringer. Inntektene av fjernvarme ligger i overkant av 100 kroner pr. tonn forbrent avfall. Disse tallene er altså kun basert på et anlegg, og det kan være betydelige variasjoner i kostnader og inntekter mellom anlegg.

5.3. Andre kostnader

Andre ulemper knyttet til avfallsforbrenning kan være støy og forurensning fra trafikken til anlegget, lukt fra forbrenningen og skjæmmende utsikt av anlegget og røykutviklingen. Disse konsekvensene kan trolig sammenlignes med problemer knyttet til en del andre industrianlegg. Det skjer også avsiging til vann ved avfallsforbrenning. Slike utslipp skjer i form av vann fra slagg-slukking og fra røykgassutviklingen. Utvasking av forurensninger med sigevannet er begrenset, og sigevannet fra nye fyllinger er underlagt strenge krav til oppsamling og kontroll (Statens forurensningstilsyn, 1995a).

6. Deponering

I 1992 ble om lag 70 prosent av kommunalt avfall deponert. I tillegg deponeres reststoff fra annen behandling, som slagg og aske fra forbrenning. Store mengder reststoffer fra produksjonsvirksomhet deponeres i egne fyllinger, hovedmassene her stammer fra gruve- og bergverksdrift. Dette representerer et plassproblem, men også et miljøproblem ved f.eks. utvasking av tungmetaller.

Forurensning fra fyllinger er av svært langvarig karakter, med utslipp til vann og luft i lang tid etter at fyllingen er lagt. På sikt kan endrede kjemiske forhold frigjøre tungmetaller og organiske forurensninger. Gass er hovedproduktet fra nedbryting av organisk avfall. En del av produktene vaskes ut i sigevannet. Det finnes lite data over hvor mye som går til gass og hvor mye som vaskes ut (Statens forurensningstilsyn, 1995a).

Tallet på avfallsplasser har blitt redusert i løpet de siste årene, fra 340 plasser i 1992 til 252 i 1995 (Statistisk sentralbyrå, 1996b). I følge framskrivningene i kapittel 3 vil deponerte mengder gå ned med rundt regnet 25 prosent fram til 2010 ved utsortering av organisk avfall. Uten slike tiltak vil deponerte mengder gå opp med 30 prosent i samme periode.

I avfallsfyllinger foregår nedbrytingsprosessen uten tilgang på oksygen. Gassblandingen er hovedsakelig metan og CO₂, samt mindre mengder av andre gasser som blant annet gir luktproblemer. Det er spesielt metangassutslippene som er et problem i avfallsfyllinger. I 1993 sto avfallsfyllinger for 56 prosent av totale menneskeskapte norske metangassutslipp (Statistisk sentralbyrå, 1996a), og metan utgjorde om lag 15 prosent av totale utslipp av klimagasser i Norge (Statistisk sentralbyrå, 1995a). Metan kan samles og brukes som energikilde. 12 fyllinger hadde gassoppsamling i 1995. Metanutslipp knyttes til organisk avfall. Forråtnelse av organisk avfall fremmer også frigjøringen av andre miljøskadelige stoffer til luft og grunn. Dersom en større andel av kommunalt avfall går til biologisk behandling og gjenvinning, vil forholdet mellom gassutslipp og deponert mengde reduseres. Ved kompostering går de organiske bestanddelene over til karbondioksid (Statens forurensningstilsyn, 1995a).

Tabell 6.1. Kostnader og mengder luftutslipp, arealbruk og sigevann ved avfallsdeponi. Kostnader i millioner 1994 kroner.

| | Utslipp i tonn, areal i mål (prosent av totale utslipp) | | | Totalkostnader i millioner kroner basert på valgt anslag | | |
|--------------------------------------|---|------------|---------|--|--------------|--------------|
| | 1994 | | 2010 | 1994 | | 2010 |
| | Scenario 1 | Scenario 2 | | Scenario 1 | Scenario 2 | |
| CO ₂ | 80 594 (0,2) | 53 750 | 101 387 | 29 | 19 | 36 |
| CH ₄ (metan) ⁴ | 159 667 (55) | 95 313 | 189 194 | 2 899 | 1 731 | 3 435 |
| Areal | 771 | 584 | 971 | 170 | 129 | 214 |
| Sigevann | | | | 6 | 4 | 6 |
| Totalt | | | | 3 103 | 1 882 | 3 691 |

Kilde: CO₂ og CH₄: Statistisk sentralbyrå (1996a).

Tabell 6.1 gir oversikt over kostnader ved klimagassutslipp og arealbruk knyttet til avfallsdeponering i 1994 og 2010. I scenario 1 er det lagt til grunn utsortering av våtorganisk avfall og korrigert for at utsortering av avfall vil redusere klimagassutslippene pr. deponert mengde med 12 prosent (Statens forurensningstilsyn, 1995a). Scenario 2 baseres på en videreføring av vedtatte politiske tiltak.

⁴ Forventede utslipp av dagens deponerte mengder. Faktiske utslipp i 1994 (som følge av tidligere deponerte mengder) var 166 400 tonn.

Beregningene av kostnadene ved arealbruk og sivevann er omtalt i 6.1. og 6.2, mens kostnadene ved klimagassutslipp beregnes etter samme prinsipper som utslipp ved avfallsforbrenning.

De totale kostnadene ved deponering av avfall basert på valgte verdsettingsanslag beløper seg til 3,1 milliarder kroner i 1994. Ved utsortering av våtorganisk avfall reduseres disse kostnadene til 1,9 milliarder kroner i 2010, mens en videreføring av dagens politikk øker kostnadene til 3,7 milliarder kroner i samme tidsrom. Kostnadene knyttet til metanutslippene utgjør største posten, 2,9 milliarder kroner i 1994. Ser man på utslipp av gasser i forbindelse med avfallsbehandling generelt, dominerer metangassutslipp fra deponier; de samlede utslippskostnadene ved avfallsforbrenning beregnes i 5.1 til 736 millioner kroner. Siden CO₂-utslippene både er mindre i omfang og har mindre klimaeffekt pr. tonn utslipp, er deres effekt marginal i forhold til metanutslippene.

På samme måte som kostnadsanslagene ved avfallsforbrenning er disse anslagene svært usikre og omdiskuterte; alternative anslag gir langt lavere kostnader, mens det også finnes anslag som gir høyere total kostnader, jfr. tabell 6.2.

Tabell 6.2. Alternative kostnadsanslag ved klimagassutslipp og arealbruk fra avfallsdeponi i 1994

| | Kostnader i kroner pr. tonn og mål | | | Totalkostnader i millioner kroner basert på | | |
|-------------------------|------------------------------------|-------------|--------------|---|--------------|--------------|
| | Lavt anslag | Høyt anslag | Valgt anslag | Lavt anslag | Høyt anslag | Valgt anslag |
| CO ₂ | 37 | 1200 | 358 | 3 | 97 | 29 |
| CH ₄ (metan) | 742 | 27 600 | 18 156 | 118 | 4 407 | 2 899 |
| Areal | 600 | 220 000 | 220 000 | 0 | 170 | 170 |
| Totalt | | | | 121 | 4 674 | 3 098 |

Se 5.1.1 for anslag på marginale skadevirkninger av utslipp av klimagasser og 6.1 for omtale av verdsetting av arealbruk.

6.1. Arealbruk

I 1992 ble 1,6 millioner tonn kommunalt avfall lagt direkte på fylling. En kubikkmeter avfall deponert på kommunal fylling veier gjennomsnittlig 6 - 800 kilo. Under forutsetning av en gjennomsnittlig høyde på fyllinga på 6 meter, la den deponerte mengden i 1992 beslag på om lag 390 mål. Ikke bare selve fyllplassen blir opptatt for alternativ bruk, men også en stor randzone rundt fyllingen, tilstøtende vassdrag og areal rundt veiene inn til deponiet. Arealet av denne randsonen regnes å være om lag like stor som selve fyllingen. Medregnet randsonen kan man regne med at om lag 770 mål ble bundet opp av avfallsanlegg i 1992.

I kapittel 3 er det gjort framskrivninger av kommunale avfallsmengder til deponering i 2010. I scenariet uten utsortering av organisk avfall (scenario 2) reduseres andelen av de samlede avfallsmengdene som går til deponering fra 73 prosent i 1992 til 64 prosent i 2010. Under forutsetning av en gradvis nedtrapping til 64 prosent fram til 2005, vil de totale arealene bundet opp av kommunale fyllinger i femtenårs-perioden fra 1996 til 2010 utgjøre vel 13 000 mål. Det vil si et område på 3,6 ganger 3,6 kilometer, tilsvarende en 64 mil lang trasé der avfallsmengdene ligger i 6 meter høyde og 10 meter bredde, pluss 5 meter randzone på begge sider. Utsortering av våtorganisk avfall (scenario 1) reduserer den totale arealbruken i perioden med 27 prosent.

Verdien på dette arealet vil variere sterkt avhengig av beliggenhet og hva arealet alternativt kunne brukes til; boligbygging, skogsdrift eller uberørt naturområde. Det vil være naturlig å anta at skogbruksverdien ligger på den nedre delen av skalaen og verdien som boligareal på den øvre delen. Omsetningsverdien av skogbruksarealet bestemmes i dag indirekte av staten ved at de kun gir

konsesjon til nye eiere hvis de betaler takstverdien som fastsettes av landbruksmyndighetene. Fylkeslandbruksavdelingen i Lillestrøm anslår at prisen gjennomsnittlig ligger mellom 500 og 600 kroner pr. mål⁵. Siden deponier gjerne ligger i nærheten av byer og tettsteder for å minimere transportkostnadene, kan bebyggelse være et rimelig alternativ. For tomter som ikke omfatter bygninger er den gjennomsnittlige prisen pr. mål i Akershus 220 000 kroner, og 480 000 kroner for Oslo⁶.

Med disse arealprisene vil den *totale verdien over en femtenårsperiode* ligge mellom 8 millioner kroner som skogbruksareal (600 kroner pr. mål) og 2,9 milliarder kroner som tomteareal (220 000 kroner pr. mål). Ved utsortering av avfall (scenario 1) reduseres deponerte mengder, og kostnadene reduseres med 27 prosent. Verdien av arealet benyttet til skogbruksformål er trolig høyere, siden kulturskog også har rekreasjonsverdi for mennesker og en egenverdi som dyre- og plantebiotop. I beregningen av kostnadene i oppsummeringen er det derfor tatt utgangspunkt i den høyeste satsen.

6.2. Sigevann

Sigevann fra avfallsfyllinger kan forurense grunnvannet og skape problemer med vannforsyningen. Sigevannet blir forurenset ved biologisk nedbryting og kjemiske prosesser. De alvorligste miljøvirkningene er miljøgifter fra spesialavfall og tungmetaller fra gruver og gruveavfall. Sigevannet kan ha høye konsentrasjoner av organiske stoffer, nitrogen, jern, tungmetaller og uorganiske mikroforurensninger. Utslipp i sigevannet kan skade fisk, dyr og planter, ødelegge prosessvann til næringsmiddelindustrien, gi helseskader gjennom forurenset drikkevann og mat, øke tilgroing av bekker og gi estetiske ødeleggelser som f.eks. skjemmende jernutfelling. Utslipp i grunnen kan ødelegge for annen bruk av grunnvannet i lang tid framover. Over halvparten av sigevannet renses.

Data fra 1992 viser at det slippes ut bly, kadmium, kobber, nikkel og kloroform fra kommunale kilder (Statens forurensningstilsyn, 1992 og 1993). Problemene knyttet til bly og kadmium er beskrevet i 5.1.1. Kobber, nikkel og kloroform er meget giftige stoffer. Nikkel opphopes også i organismer, mens kloroform er kreftframkallende.

Det vil bli vesentlig mindre problem med avrenning fra nye anlegg, da nye deponier skal tettes i bunnen, og sigevannet samles opp. Utsortering av organisk avfall vil trolig også bidra til å bremse frigjøringen av miljøskadelige stoffer. Men det er likevel ikke mulig å eliminere sigevannsproblemet, fordi det alltid vil være en viss avrenning fra slike anlegg. Basert på en rekke studier av helsevirkninger og utslippskoeffisienter, anslås de eksterne effektene knyttet til tungmetaller i ECON (1995) til 0,55 kroner pr. tonn avfall for kvikksølv, 1,14 kroner pr. tonn avfall for kadmium og 1,6 kroner pr. tonn avfall for bly. Disse anslagene er brukt for å beregne kostnadene i 1994 og 2010, se tabell 6.1.

6.3. Nærmiljølemper

Nærmiljølemper knyttet til avfallsdeponier kan være lukt ved nedbryting og ved brann i fyllingene, støy- og støvplager, flyveavfall, skjemmende utsikt og dårligere hygiene blant annet grunnet dyreplager, støv og sigevann. Nærmiljølempene er først og fremst knyttet til beliggenheten og driftsformen av avfallsanlegget, framfor størrelsen på avfallsmengden (Statens forurensningstilsyn, 1995b). I så fall er de marginale nærmiljølempene ved økte avfallsmengder små, og mindre desto større anleggene er. I praksis er det vanskelig både å anslå omfanget av slike plager og å verdsette dem.

⁵ Nylig ble en skogeiendom i nærheten av Grønmo fyllplass solgt for 607 kroner pr. mål.

⁶ Fra Statens kartverks register for grunneiendom, adresse og bygning (GAB-registeret).

7. Gjenvinning

Avfallsgjenvinning, enten ved ombruk/omforming av materialet eller ved utnyttning av energien, er et forholdsvis nytt satsningsområde innen miljøvern. Myndighetene inngår avtaler om innsamling og gjenvinning av forskjellige avfallsfraksjoner med bransjene og det bygges nye gjenvinningsanlegg. Også føringen av avfallsstatistikk er i startfasen og det finnes relativt få skriftlige kilder om gjenvinningsproblematikken. Seksjon for miljøstatistikk i Statistisk sentralbyrå hadde i samarbeid med Norsas planer om en fullstendig undersøkelse av gjenvinningsbransjen ved oppstarten av dette prosjektet. For å unngå dobbelrapportering for oppgavegiverne fant vi det uheldig å henvende oss direkte til aktørene. Dette kapitlet er dermed en oppsummering av allerede publisert materiale (forskningsrapporter, bransjeavtaler, informasjonsbrosjyrer etc.), og framstillingen er derfor mangelfull på enkelte felt.

7.1. Papp og papir

Avfallsgruppen papp og papir består av fraksjonene *avsvertningspapir, trefrie kvaliteter, brunt papir* (herunder vanlig kartong og papp) og *drikkekartonger*. Det er inngått frivillige avtaler mellom Miljøverndepartementet og bransjeorganisasjoner for de fire avfallsfraksjonene. I tillegg kommer en forskrift som gjelder fra 1995 om at avfallsbesittere med mer enn 250 kilo brunt papir pr. år må levere dette inn til materialgjenvinning.

Med *avsvertningskvaliteter* menes aviser, ukeblader, fagpresse, offentlige dokumenter, telefonkataloger og reklamemateriell. Miljøverndepartementet inngikk i 1992 en avtale med Norske Skogindustrier (Miljøverndepartementet, 1995f). På den tiden ble det samlet inn 88 000 tonn i året. 30 000 tonn av disse brukes i Norge som innsatsfaktor ved produksjon av tørkepapir og brunt papir. Resten eksporteres for gjenvinning i andre land. Bransjeavtalen forutsetter at Norske Skogindustrier bygger et gjenvinningsanlegg med kapasitet på minimum 100 000 tonn årlig innen 1998, og de har intensjon om å legge virksomheten til Nordenfjeldske Treforedling i Skogn, Nord-Trøndelag (Miljøverndepartementet, 1995f).

Det Norske Veritas har estimert kostnadene ved å samle inn og transportere avsvertningskvaliteter til en sentral gjenvinningsbedrift i Norge med forskjellige innsamlingsystemer og -rutiner. Det er for henholdsvis henting hos husstandene hvor de regner med at det er mulig å samle inn 80 prosent av de genererte mengdene med avsvertningspapirer, henting fra lokale fellescontainere hvor 50 prosent er oppnåelig og gjenvinningsstasjoner der 40 prosent av avfallet vil bli levert. For mellomløsningen med fellescontainere vil den samlede kostnad være 207 kroner pr. tonn (Det Norske Veritas, 1992)⁷. Kostnader ved selve materialgjenvinningen eller transportkostnader til utlandet er ikke estimert.

Markedsprisen på det sorterte avfallet varierer sterkt. I 1992 var markedsprisen på avsvertningskvaliteter på kontinentet mellom 400 og 500 kroner pr. tonn (Miljøverndepartementet, 1992b). Staten var da nødt til å subsidiere de kommunale innsamlingene med 150 kroner pr. tonn for at ordningen ikke skulle opphøre. Når innsamlingskostnaden er beregnet til 208 kroner pr. tonn, skulle det tilsi at utskipningskostnadene må overstige 200 kroner for å rettferdiggjøre subsidier. Siden steg prisene og subsidiene ble fjernet. Etter en periode med et relativt høyt prisnivå, har prisene igjen falt.

Det er i dag uaktuelt å benytte sortert avsvertningspapir i forbrenningsovner hvor energien utnyttes. I slike ovner er det nemlig også mulig å brenne Foredlet Avfalls-Brensel (FAB) som plast, tekstiler, bark, sagflis, spon og rivningsmaterieell, som det finnes store mengder av i Norge og som er billigere å utnytte (Miljøverndepartementet, 1992b). Noe avsvertningspapir energiutnyttes ved forbrenning av usortert avfall i kommunale ovner med tilknyttet fjernvarme

⁷ Vi anslår prisen pr. kjøretøy til 350 000 kroner, 150 kroner pr. arbeidstime, 6 kroner pr. liter drivstoff og 10 millioner kroner for en lastebåt.

Tabell 7.1. Genererte avfallmengder med fordeling på behandlingsformer (1 000 tonn) og innsamlingskostnader (kroner pr. tonn)

| | Generert mengde | Material- gjenvunnet | Innsamlings- -kostnad | Kapital | Arbeid | Drivstoff |
|----------------------------|--------------------|-------------------------|--------------------------|-----------------|------------------|-----------------|
| Drikkekartonger | 20 ¹ | | | | | |
| Avsvertning | 270 ² | 88 ² | 208 ³ | 14 ³ | 113 ³ | 81 ³ |
| Trefrie kvaliteter | 32 ³ | 8 ³ | 793 ³ | 5 ³ | 24 ³ | 50 ³ |
| Brunt papir | 180 ⁴ | 80 ⁴ | | | | |
| Papp og papir ⁵ | 502 | 176 | 197 | 13 | 105 | 78 |

1) Norsk returkartong (1995)

2) Miljøverndepartementet (1992b)

3) Det Norske Veritas (1992)

4) Miljøverndepartementet (1993)

5) Sum og vektning av fraksjonene

På hvert trinn i gjenvinningsprosessen blir noe av massen nytt avfall, slik at mengden ferdig produkt er mindre enn den opprinnelig innsamlede papirmassen. Tilsmusset papir må etter innsamlingen fjernes, og det oppstår avfall i form av slam under selve gjenvinningen. Om lag 85 prosent av den totale massen som går inn i gjenvinningsprosessen kommer ut i form av nye produkter.

Med *trefrie kvaliteter* menes finere papir hvor ligninet er fjernet slik at bare cellulosen er igjen, dvs. kopipapir og annet kontorpapir. Det Norske Veritas (1992) forutsetter at det er mulig å knytte ¼ av alle kontorplasser til et innsamlingsopplegg, og de har regnet ut at nettokostnaden av innsamling og videretransport til gjenvinningsbedrift er 79 kroner pr. tonn til sammen. Netto innsamlingskostnader ved denne ordningen reduseres, siden papiret sorteres i en tilpasset eske som medfører mindre samlet volum avfall enn om papiret skulle blitt kastet i vanlig søppelkurv på kontorene.

Verdien av trefrie kvaliteter er relativt høy p.g.a. den gode kvaliteten, og prisen overstiger trolig de totale innsamlings- og prosesseringskostnadene.

Med *brunt papir* menes bølgepapp, massiv papp, kartong og kraftpapir. Kostnader ved innsamling og videretransport til en gjenvinningsbedrift er ikke estimert for denne fraksjonen. For noen år siden subsidierte staten innsamlingen med 300 kroner pr. tonn fordi markedsprisen sank som følge av innføring av innleveringsplikt også på kontinentet (Miljøverndepartementet, 1993). Markedsprisen økte imidlertid til 1 000 kroner pr. tonn høsten 1995, og subsidiene er bortfalt. Markedet er imidlertid preget av store prissvinginger på linje med markedet for avsvertningskvaliteter, og prisene ligger i dag trolig på et lavere nivå.

Det finnes lite offentlig dokumentasjon om selve gjenvinningsprosessen, selv om materialgjenvinning av brunt papir har lange tradisjoner i Norge. Energibruken ved gjenvinning utgjør bare ¼ av det som skal til for å produsere jomfruelig vare, men det oppstår 15 prosent mer svinn i selve produksjonen, og styrken på det ferdige produktet er svakere slik at vekten pr. enhet ferdig produkt må økes (Miljøverndepartementet, 1993).

Med *drikkekartonger* menes emballasje av kartong som kan være laminert med etyler, aluminium o.a. og omfatter beholdere av kartong til drikkevarer, flytende konserveres og flytende vaske- og skyllemidler. Bransjeavtalen for drikkekartonger ble inngått i 1995 og innsamlingen startet allerede samme år noen steder, mens resten av landet forventes å komme etter i 1996. I følge avtalen forplikter bransjen seg til å samle inn og gjenvinne 60 prosent hvorav 50 prosent skal materialgjenvinnes innen utgangen av 1996 (Norsk Returkartong, 1995). Hittil har drikkekartongene blitt behandlet som vanlig husholdningsavfall og fordelt på forbrenning og deponi som annet behandlet avfall i kommunene.

Tallet for samlet mengde generert papp og papiravfall, samt materialgjenvunnet mengde, stammer fra eldre publikasjoner. I følge Prosessindustriens landsforbund er det totale forbruket av papp og papir steget til 756 000 tonn og innsamlet mengde 326 000 tonn i 1995 i forhold til de tallene som vi har benyttet i denne rapporten.

7.2. Plast

Plast som materiale deles inn etter to hovedtyper. Termoplast kan smeltes og bearbeides til nytt produkt, mens herdeplast ikke lar seg bearbeide. Samlet generert plastavfall er av Miljøverndepartementet anslått til 142 000 tonn pr. år, fordelt på engangsemballasje med 90 000 tonn, 12 000 tonn ombruksemballasje, 5 000 tonn folie med kort brukstid, 20 000 tonn plastavfall fra langlivede produkter og 15 000 tonn kapp/spill i plastproduksjonen (Miljøverndepartementet, 1995b).

I 1995 inngikk Miljøverndepartementet en avtale med aktørene i næringslivet som benytter plastemballasjeavfallet om at minst 30 prosent av plastemballasjeavfallet skal materialgjenvinnes og minst 50 prosent energiutnyttes innen 1999 (Miljøverndepartementet, 1995g). Halvparten av alt plastavfall som i dag materialgjenvinnes, er kapp og spill med høy renhetsgrad fra selve plastproduksjonen. Den store utfordringen er å heve renhetsgraden i annet plastavfallet, slik at det er mulig å oppnå gode kvaliteter på de ferdige produktene hvor dette avfallet er blitt brukt som en innsatsfaktor.

Miljøverndepartementet (1995b) anslår bedriftsøkonomiske kostnader ved gjenvinning av enkelte plastgrupper. Drøyt halvparten av plastfolien i varehandelen kan samles inn til en kostnad av 1 130 kroner pr. tonn, men grensekostnaden stiger raskt for ytterligere kvanta med et maksimum på 5 770 pr. tonn for det vanskeligst tilgjengelige avfallet.

Verdien av plastavfall til energiutnytting avhenger av brenselovnene og hvilke brenselstyper som plastavfallet eventuelt erstatter. Miljøverndepartementet (1995b) regner med at plastavfall teoretisk kan oppnå en verdi av 2 000 kroner pr. tonn som erstatning for olje, gass eller elektrisitet. Dagens praksis tilsier imidlertid at plast brennes sammenblandet med FAB, og plasten har da en teoretisk verdi på mellom 400 og 750 kroner pr. tonn. Forbrenning av plast er imidlertid forbundet med andre kostnader og det er god tilgang på andre brensel, slik at de fleste plastavfallsbesittere i dag faktisk regner med en negativ pris og derfor er villige til å betale for å bli kvitt avfallet.

Noe av plastavfallet energiutnyttes likevel i dag, siden fem store forbrenningsanlegg for kommunalt avfall har tilknyttet fjernvarmeanlegg. Til sammen behandler de 410 000 tonn avfall pr. år, og man antar at 7-8 prosent av dette er plast (Miljøverndepartementet, 1995a). Ved fjernvarmeanlegg regner man imidlertid med at bare deler av energien kommer fram til forbrukeren og at noe ikke utnyttes om sommeren. Til sammen antar man at kun 60 prosent av energien fra disse anleggene faktisk utnyttes og dette utgjør samlet en tilsvarende plastmengde på mellom 20.000 og 25.000 tonn.

De offentlige avgiftene på emballasje til drikkevarer følger anvendelsesområde og ikke materialtype. Det innebærer at det skal betales de samme avgiftene, enten det anvendes papp, plast eller glass. I utgangspunktet legges en grunnavgift på 70 øre på hver enhet engangsemballasje til drikkevarer. I tillegg kommer miljøavgiften, som legges på all emballasje til drikkevarer. Denne er delt i to kategorier, 3 kroner for kullsyreholdige eller alkoholholdige drikker og 30 øre for kullsyrefrie og alkoholfrie drikker. Reduksjonen i miljøavgiften er omvendt proporsjonal med andelen som samles inn i et retursystem godkjent av Statens forurensningstilsyn (ombruk eller materialgjenvinning, evt. energiutnytting). Det vil si at hvis 60 prosent av emballasjen samles inn etter bruk, betaler produsentene/importørene bare 40 prosent av den opprinnelige miljøavgiften. Emballasje til melk og melkeprodukter er fritatt for både grunnavgift og miljøavgift.

7.3. Glass

Glass fra engangsemballasje og utslitte panteflasker har i flere år blitt samlet inn og materialgjenvunnet. Bransjeorganisasjonen Norsk Glassgjenvinning a/s (NGG) organiserer systemet som i 1994 medførte at 38 000 tonn materialgjenvinnes av en total mengde generert glassavfall på 56 000 tonn (Norsas, 1995b).

NGG har et anlegg som knuser glass på Onsøy i Østfold. PLM Moss Glassverk i Moss var lenge eneste avtaker inntil GLAVA a/s begynte å bruke det knuste glasset i produksjonen av isolasjonsmatter. Et fritak for grunnavgiften for PLM Moss Glassverk ble stoppet med bakgrunn i konkurransevridning i forhold til andre (og importerte) produkter, men Stortinget bevilget i stedet 12 millioner kroner som en engangsstøtte for investering i en ny smelteovn som ble foretatt i 1995.

Virksomheten til NGG, som medfører at den offentlige miljøavgiften reduseres, finansieres ved hjelp av et internt gebyr på 4, 8 eller 12 øre pr. enhet (avhengig av størrelsen) for produsenter og importører som er medlemmer. Nærmere to tredjedeler av glasset samles inn via iglosystemet, og transportkostnaden er her beregnet til gjennomsnittlig 173 kroner pr. tonn for transport til Østfold (Det Norske Veritas, 1992). PLM Moss Glassverk på sin side betaler i dag 310 kroner pr. tonn klart glass og 165 kroner pr. tonn farget glass.

7.4. Metaller

For store mengder metaller har omsmelting lenge vært privatøkonomisk lønnsomt. Det har derfor ikke vært nødvendig med organisatoriske eller økonomiske virkemidler for å oppnå gjenvinning innen bransjen. Men dette kan trolig endre seg hvis det stilles krav til gjenvinning av små fraksjoner som f.eks. emballasje.

Tabell 7.2. Genererte og materialgjenvunnede mengder metall avfall i 1000 tonn

| | Generert mengde | Materialgjenvunnet |
|-----------------------|------------------|--------------------|
| Metall fra industrien | 480 ¹ | 320 ² |
| Bilvrak | 45 ² | 43 ² |
| Hvitevarer | 34 ² | 30 ² |
| Metaller | 559 ³ | 393 ² |

1) Anslår at 2/3 av generert mengde materialgjenvinnes

2) Statens forurensningstilsyn (1994a)

3) Sum av fraksjonene

Vrakpantordningen for biler medfører at nesten alle bilvrak samles inn. Selv om det kun er vederlagsfri levering av kasserte hvitevarer, kommer det meste inn under denne ordningen. Statens forurensningstilsyn oppgir at industrien selv smelter om 320 000 tonn metall i året. Undersøkelser tyder på at 2/3 av de genererte mengdene blir gjenvunnet, og det totale kvantum blir dermed anslått på bakgrunn av dette.

7.5. Våtorganisk avfall

Våtorganisk avfall er et samlebegrep for lett nedbrytbart organisk avfall. I hovedsak består dette av matavfall fra husholdningene og næringsmiddelbedrifter, slakterivirksomhet og fiskeriene.

Hittil har *husholdningenes matavfall* stort sett blitt kastet sammen med annet husholdningsavfall og endt på fyllingen eller i forbrenningsovnen. Nå har imidlertid flere kommuner satt i gang prøveprosjekter for å utnytte dette avfallet. De kan hovedsakelig deles i to kategorier; innsamling for kompostering/hjemmekompostering og innsamling for å utnytte avfallet som dyrefôr. *Matavfall fra storhusholdninger og næringsmiddelindustrien* har imidlertid lenge vært utnyttet som fôr til svineoppdrett, totalt 32 000 tonn i steriliseringsanlegg og ytterligere 40 000 tonn som ikke er

sterilisert. Til sammen utgjør dette 100 000 fôrenheter for svin, og Norsk forening for gjenvinning av matavfall regner med et innsamlingspotensiale til å fø 250 000 dyr i året (Norsas, 1995b).

Tabell 7.3. Våtorganisk avfall, mengder i 1000 tonn og kostnader pr. tonn

| | Generert mengde | Material- gjenvinning | Innsamlings- kost (kr/tonn) | Kapital (kr/tonn) | Arbeid (kr/tonn) | Drivstoff (kr/tonn) |
|---------------------------------|--------------------|--------------------------|--------------------------------|----------------------|---------------------|------------------------|
| Husholdningen | 300 ¹ | 5 ¹ | 501 ² | 34 ² | 461 ² | 6 ² |
| Næringsmiddelindustrien | 287 ⁶ | 12 ³ | | | | |
| Storhusholdning | 60 ¹ | 20 ³ | 430 ² | 46 ² | 307 ² | 77 ² |
| Slakteri | 160 ⁴ | 115 ⁴ | | | | |
| Fiske og fiskeoppdrett | 575 ³ | 274 ³ | 30 ² | 4 ² | 1 ² | 25 ² |
| Våtorganisk avfall ⁵ | 1382 | 426 | 45 | 52 | 21 | 20 |

1) Miljøverndepartementet (1992c)

2) Det Norske Veritas (1992)

3) Norsas (1995a)

4) Miljøverndepartementet (1995c)

5) Summering av mengder og vektning av kostnader

6) Kaurin (1995)

Fra *slakteavfall* gjenvinnes fett og benmel, blant annet som ingredienser i kraftfôr. *Fiske- og fiskeoppdrettsavfall* omformes også til kraftfôr, særlig til bruk i pelsdynamæringen og ellers til fiskeoppdrett.

Det våtorganiske avfallet har et høyt næringsinnhold og det kan derfor være økonomisk lønnsomt å utnytte denne ressursen til fôrproduksjon. Myndighetene ønsker også at våtorganisk avfall skal komposteres i framtiden. De totale innsamlings- og behandlingskostnadene ved kompostering av husholdningsavfall er brutto 1 700 kroner pr. tonn, men man må så trekke fra gevinsten ved redusert transportbehov for det resterende avfallet. Selve behandlingen på et sentralt komposteringsanlegg er anslått til å koste mellom 300 og 400 kroner pr. tonn (Statens forurensningstilsyn, 1995c). Det er her ikke beregnet noen inntekt fra eventuelt salg av ferdig kompost.

7.6. Tekstiler

Med tekstiler menes brukte klær og fottøy som er egnet for ombruk. Det er stort sett de frivillige organisasjonene som Frelsesarméen og U-hjelp fra Folk til Folk som driver i denne bransjen. Årlig samler de inn 6 000 tonn, og av dette selges 15 prosent i Norge, 65 prosent sendes til utlandet og 20 prosent må kastes fordi kvaliteten er for dårlig (Norsas, 1995b). Seleksjonsundersøkelser på husholdningsavfall viser at mellom 1,5 og 2 prosent er tekstiler, dvs. mellom 15 000 og 20 000 tonn.

Kostnaden ved gjenvinningen av tekstiler er usikker. En del av arbeiderne går på arbeidsmarkeds-tiltak, eller organisasjonene bruker frivillig arbeidsinnsats. Prisen som oppnås er også variabel; ved salg i Norge er prisen 100 kroner pr. kilo, mens det i utlandet (dvs. tredje verdens land) omsettes klærne for 2,50 kroner pr. kilo.

7.7. Trevirke

Trevirkeavfallet oppstår hovedsakelig i produksjonssektorene «Produksjon av trevare» (ISIC 33), «Treforedling, grafisk produksjon og forlagsvirksomhet» (ISIC 34) og «Bygg og anlegg» (ISIC 50) i følge Statistisk sentralbyrås beregninger (Kaurin, 1995).

Under 10 prosent materialgjenvinnes, men til gjengjeld utnyttes energien i over 70 prosent av avfallet. Særlig treforedlingsbedriftene forbrenner eget avfall for å produsere den energien de trenger selv. Dette medfører at i underkant av 20 prosent forblir ubenyttet i en eller annen forstand. Det er særlig

byggavfall og trevirke fra rivning som kastes, men det er mulig å skille ut disse fraksjonene ved å legge mer arbeid i selve rivningsprosessen.

Tabell 7.4. Genererte mengder og behandlingsformer for trevirkeavfall. 1000 tonn

| | Generert mengde | Realisert material- gjenvinning | Energiutnytting |
|---|-----------------|------------------------------------|-----------------|
| Produksjon av trevare | 380 | 40 | 293 |
| Treforedling, grafisk produksjon og forlagsvirksomhet | 477 | 18 | 417 |
| Annet | 4 | 1 | 0 |
| Bygg og anlegg | 211 | 39 | 44 |
| Treavfall | 1072 | 98 | 754 |

Kilde: Kaurin(1995)

7.8. Stein, grus og betong

Her er tallene for generert avfall og gjenvinning usikre. Miljøverndepartementet (1992c) anslår generert mengde avfall fra gruvedrift til totalt 9 millioner tonn pr. år. I følge Statistisk sentralbyrå kommer 4,6 millioner tonn stein og grus fra «Bergverksdrift ellers», hvor malmutvinning og kullgruver er utelatt, og 3,1 millioner tonn fra «Bygg og anleggsvirksomhet» (Kaurin, 1995). Til sammen gir dette 7,7 millioner tonn, trolig i underkant av totale mengder siden malmbryting er utelatt.

Dette avfallet kan brukes som fyllmasser i anleggsvirksomhet, noe som til en viss grad skjer i dag selv om vi ikke kjenner noe anslag på omfanget.

7.9. Bildekk

Forskrift om deponering, innsamling og gjenvinning av kasserte bildekk medførte at forhandlere fikk plikt til å motta brukte bildekk vederlagsfritt. Importører og produsenter må sørge for at kasserte dekk igjen hentes vederlagsfritt hos forhandlerne, og at dekkene skal gjenvinnes. Dette blir stort sett ivare tatt av bransjen selv som har gått sammen om å stifte Norsk Dekkretur a/s. Virksomheten finansieres med interne gebyrer på 15 kroner pr. bildekk og 75 kroner pr. lastebil- og bussdekk (Norsas, 1995a).

Til sammen kasseres det mellom 2 og 2,5 millioner dekk i Norge pr. år (Norsas, 1995a). Miljøvern departementet (1992a) beregnet at dette utgjorde om lag 16 000 tonn i 1991, og av disse ble under 5 prosent utnyttet, dvs. 31 000 dekk ble regummiert og 42 000 dekk eksportert. Kostnaden ved transport ble beregnet til 184 kroner pr. tonn, hvorav 12 kroner på realkapital, 84 kroner på arbeidskraft og 92 kroner på drivstoff (Det Norske Veritas, 1992).

Gjenvinning av lastebil- og bussdekk har vært lønnsomt i mange år. De regummiertes flere ganger før de til slutt selges til bruk som skytematter og fendere (Norsas, 1995a). Brukte personbildekk er imidlertid mindre lønnsomt å regummie. De brukte dekkene må tilfredsstillende visse tekniske krav, blant annet skal de ikke ha vært regummiert tidligere, de skal være piggfrie og bare et utvalg av dimensjoner, hastighetsklasser og varemerker er brukbare. De resterende dekkene skal enten kvernes opp til forbrenning med energiutnytting eller pulveriseres til granulater, dvs. råstoff i andre gummiprodukter.

7.10. Blybatterier

Blyholdige bilbatterier regnes som spesialavfall og er regulert under samme forskrift, men bransjeorganisasjonen A/S Batteriretur er opprettet for å besørge innsamlingen etter en frivillig avtale med

Miljøverndepartementet med krav om å oppnå 95 prosent dekning. Organisasjonen rapportere selv at de hadde behandlet 13 400 tonn i 1994 (Norsas, 1995a). Batteriene sendes til gjenvinningsbedrifter i Sverige og England, og lønnsomheten svinger i takt med blyprisene. Blyprisen var i høst mellom 500 og 700 kroner pr. tonn, mens de variable kostnadene pr. tonn innsamlet batteri er om lag 1600 kroner. Underskuddet i ordningen finansieres ved hjelp av gebyrer ved salg fra produsent/importør, 25 kroner pr. bilbatteri, 10 kroner pr. motorsykelbatteri og 1 krone pr. industribatteri.

7.11. Slam

Det oppstår årlig om lag 250 000 tonn slam i industriproduksjonen og 250 000 årlig fra husholdningskloakken. Om lag 60 prosent av slammet brukes på jordene i landbruket og blir dermed materialgjenvunnet som jord (Miljøverndepartementet, 1995c).

8. Uåndtert avfall

Årlig genereres i overkant av 14 millioner tonn avfall i Norge (Statens forurensningstilsyn, 1994a), av dette er 12 millioner tonn produksjonsavfall og 2 millioner tonn kommunalt avfall. Gruveavfall utgjør mer enn de andre avfallstypene til sammen (Statens forurensningstilsyn, 1995d). Man regner med at det utenom gruveavfall og kommunalt avfall disponeres om lag 4 millioner tonn. En del av næringsavfallet utnyttes til energiformål og deponeres på industrifyllinger, mens en del deponeres ukontrollert. Hvor skadelig dette er for miljø og helse avhenger mer av typen avfall enn mengden. Spesielt uheldig er det om spesialavfall ikke leveres godkjente mottak, mens stein grus og betong mer representerer et plassproblem enn et forurensningsproblem.

9. Spesialavfall

Spesialavfall er avfallstyper som vil gjøre spesiell skade hvis de lagres uforsvarlig eller slippes ut i naturen. Derfor behandles den som én gruppe, selv om den består av svært forskjellige typer avfall. Det er leveringsplikt for virksomheter som håndterer mer enn én kilo, og kommunene har plikt til å ta imot spesialavfall fra virksomheter som ikke produserer mer enn 400 kilo pr. år. Det genereres om lag 220 000 tonn spesialavfall hvert år (Statens forurensningstilsyn, 1995d). Med tillatelse fra Statens forurensningstilsyn blir 90 000 tonn tatt hånd om i industrien, og 100 000 tonn blir levert til godkjente mottak. Over 30 000 tonn spesialavfall disponeres dermed ulovlig og trolig uforsvarlig.

Det nye systemet for *organisk spesialavfall* i Brevik og Kjøpsvik vil koste om lag 300 millioner kroner (NOAH, 1995). De årlige driftskostnadene relatert til behandling og destruering av avfall er beregnet til å bli om lag 80 millioner kroner årlig. Anlegget skal ta hånd om 31 000 tonn organisk avfall årlig, noe som gir en gjennomsnittlig kostnad pr. tonn på 2 600 kroner. Med en vekst i innlevert organisk spesialavfall på 34 prosent (Bruvoll og Ibenholt, 1995) vil totale driftskostnader bli nær 110 millioner 1995 kroner i 2010⁸.

Uorganisk spesialavfall blir behandlet av NOAH på Langøya, der avfallet etter behandling blir deponert i kalkstein. Langøya har konsesjon for mottak av 40 000 tonn uorganisk spesialavfall, mens innleverte mengder til spesialavfallsmottakene var på vel 6 000 tonn i 1994.

I 1994 ble det innlevert 92 000 tonn spesialavfall, hvorav 80 prosent var olje- og oljeboringsavfall som delvis energiutnyttes som støttebrensel i forbrenningsovner (Norsas, 1994). Vi har ingen anslag på industriens betalingsvillighet for spesialavfall til energiutnytting. Kostnadene ved innsamling er ikke estimert, men vil trolig ha liten innvirkning på beslutningen om avfallet skal samles inn eller ikke, siden skadevirkningene ved ukontrollert oppbevaring kan være enorme.

⁸ Gitt at dette er rene marginalkostnader tilknyttet selve behandlingen, om andre kostnader er inkludert trekker det anslaget ned. På den andre siden er dette gjennomsnittlige kostnader, mens de marginale er trolig høyere, noe som trekker anslaget opp.

Lagringsplass og behandlingsanlegg for spesialavfall er mangelfullt i Norge slik at om lag 20 prosent av det genererte spesialavfallet eksporteres, hovedsakelig til Sverige, Finland og England (Norsas, 1995a).

Referanser

Alfsen, K., T. Bye and E. Holmøy (1996): *MSG-EE: An Applied General Equilibrium Model for Energy and Environmental Analyses*. Kommer i serien SØS, Statistisk sentralbyrå.

Brendemoen, A., S. Glomsrød og M. Aaserud (1992): *Miljøkostnader i et makroperspektiv*, Rapporter 92/17, Statistisk sentralbyrå.

Bruvoll, A. og K. Ibenholt (1995): *Norske avfallsmengder etter årtusenskiftet*, Rapporter 95/31, Statistisk sentralbyrå.

Det Norske Veritas (1992): *Forurensning og ressursbruk knyttet til transport ved gjenvinning av avfallskomponenter*, Det Norske Veritas Industri Norge AS - miljøplan.

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

Heijungs, R. (red.) (1992): *Environmental Life Cycle Assessment of Products. Guide and Background*. Centre of Environmental Science, Leiden Universitet, Leiden, Nederland.

Kaurin, Åse (1995): *Statistikk over avfall og gjenvinning*, Notater 95/27, Statistisk Sentralbyrå.

Miljøverndepartementet (1992a): *Brukte bildekk i Norge, innsamling og gjenvinning*, Arbeidsgruppe-rapport.

Miljøverndepartementet (1992b): *Forslag til løsning for økt innsamling og gjenvinning av avsvetningskvaliteter i Norge*, arbeidsgruppe nedsatt av Miljøverndepartementet.

Miljøverndepartementet (1992c): *Om tiltak for reduserte avfallsmengder, økt gjenvinning og forsvarlig avfallsbehandling*, St. meld. nr. 44 (1991-92).

Miljøverndepartementet (1993): *Økt innsamling og gjenvinning av brunt papir i Norge*, arbeidsgruppe nedsatt av Miljøverndepartementet.

Miljøverndepartementet (1995a): *Avtaler sikrer innsamling og gjenvinning av emballasje*, Pressrelease 14. september 1995.

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

Miljøverndepartementet (1995c): *Miljøspesial - fra avfall til ressurs*, informasjonshefte om avfall.

Miljøverndepartementet (1995d): *Miljøvernpolitisk redegjørelse 1995*, miljøvernminister Torbjørn Berntsens redegjørelse i Stortinget mai 1995 - miljøstatus.

Miljøverndepartementet (1995e): *St.prp.nr. 1 (1995-96) for budsjetterminen 1996*, Miljøverndepartementet.

Miljøverndepartementet (1995f): *Avtale og tilleggsavtale mellom Norske Skogindustrier A.S. og Miljøverndepartementet*.

Miljøverndepartementet (1995g): *Avtale om reduksjon, innsamling og gjenvinning av plastemballasjeavfall*.

- NOAH (1995): *Spesialavfall*. Informasjonsavis fra Norsk Avfallshandtering AS (NOAH).
- Norsas (1994): *Årbok for innlevert spesialavfall 1994*.
- Norsas (1995a): *Sortert avfall - marked og aktør*.
- Norsas (1995b): *Kretsløpet*. Tidsskrift for avfall og gjenvinning, Nr.1 1995.
- Norsk returkartong (1995): *Tusen hjem - millioner kartonger*, informasjonsbrosjyre fra bransjeorganisasjonen.
- Rosendahl, K. E. (1996): *Helsevirkninger av luftforurensning og effekter på økonomisk aktivitet - med case-studie for Oslo*, Rapporter 96/8, Statistisk sentralbyrå.
- Statens forurensningstilsyn (1992): *Virkninger av luftforurensninger på helse og miljø*, Rapport 92:16.
- Statens forurensningstilsyn (1993): *Datarapport for miljøgifter i Norge*, Rapport 93:23.
- Statens forurensningstilsyn (1994a): *Vårt felles miljø - Avfall*.
- Statens forurensningstilsyn (1994b): *Avfallsgebyrer i kommunene*, SFT-rapport 94:14
- Statens forurensningstilsyn (1994c): *Avfallsgebyrer - retningslinjer for kommunene*, STF-retningslinjer 94:01
- Statens forurensningstilsyn (1995a): *Utsortering av avfall*. Miljømessige konsekvenser, Rapport 95/11.
- Statens forurensningstilsyn (1995b): *Miljøkostnader ved avfallshåndtering*, Rapport 95/16.
- Statens forurensningstilsyn (1995c): *Konsekvensvurdering av forbudet mot deponering/forbrenning av våtorganisk avfall*, 2. utgave - august 1995
- Statens forurensningstilsyn (1995d): *Forurensning i Norge 1995*.
- Statens forurensningstilsyn (1995e): *Kvantifisering av miljølemper knyttet til luftforurensning*, notat.
- Statistisk sentralbyrå (1992): *Avfallsstatistikk - kommunalt avfall 1992*, NOS 1992: C145, Statistisk sentralbyrå
- Statistisk sentralbyrå (1995a): *Naturressurser og miljø 1995*.
- Statistisk sentralbyrå (1995b): *Ukens statistikk 22*, 1. juni 1995
- Statistisk sentralbyrå (1996a): *Naturressurser og miljø 1996*.
- Statistisk sentralbyrå (1996b): *Ukens statistikk 8/96*.

Vedlegg

Beregning av behandlede mengder kommunalt avfall

I Statistisk sentralbyrå (1992) er avfallsstatistikken inndelt etter to kilder «Kommunal renovasjon» og «Avfallsanlegg». Med det første menes avfall som blir *levert til* kommunale avfallsanlegg og forbruksavfall som blir levert til materialgjenvinning uten å ha vært innom avfallsanlegg. Disse opplysningene stammer fra kommuneadministrasjonen. «Kommunal renovasjon» aggregerer mengde avfall fra de genererende sektorene til en total mengde avfall, og det finnes også en fordeling mellom husholdning og næringsvirksomhet som genererende sektor for avfall som går til materialgjenvinning. Den andre kilden er avfallsanleggene som oppgir hvordan de fordeler *mottatt mengde* mellom de forskjellige behandlingsformene forbrenning, deponi, biologisk behandling og materialgjenvinning. Siden fordelingen på behandlingsformer i «Avfallsanlegg» ikke inkluderer avfall som går direkte til gjenvinningsanlegg, må den prosentvise fordelingen justeres for dette faktum før den kan anvendes på de totale tallene fra kilden «Kommunal renovasjon» som er de totale mengdene som framskrives i Bruvoll og Ibenholt (1995).

Utkommet i serien Notater fra Forskningsavdelingen

- 94/11 E. Holmøy og B. Strøm: Virkningsberegninger på MGS-5, 1991-versjonen
- 94/12 K.Ø. Sørensen: En databank med fylkesfordelte nasjonalregnskapstall
- 94/13 B. Holtmark: Tjenesteytende virksomhet i Norge. Revidert versjon, august 1994
- 94/15 T. Eika, S.I. Hove og L. Haakonsen: KVARTS i praksis. Macro-systemer og rutiner
- 94/17 E. Bowitz og I. Holm: Nye relasjoner i MODAG, januar 1994. Teknisk dokumentasjon
- 94/18 Y. Vogt: Innføring i FAME
- 94/22 M.W. Arneberg: LOTTE-TRYGD. Teknisk dokumentasjon
- 95/5 D. Fredriksen: MOSART Teknisk dokumentasjon
- 95/7 K. Olsen: Nytte- og kostnadsvirkninger av en norsk oppfyllelse av nasjonale utslippsmålsettinger
- 95/15 T. Karlsen: Optimal karbonbeskatning og virkningen på norsk petroleumformue
- 95/17 Å. Cappelen, T. Skjerpen og J. Aasness: Konsumetterspørsel, tjenesteproduksjon og sysselsetting. En mikro til makroanalyse
- 95/24 H.T. Mysen: Nordisk energimarkedsmodell. Dokumentasjon av delmodell for energi- etterspørsel i industrien
- 95/26 I. Aslaksen, T. Fagerli og H.A. Gravningsmyhr: Produksjon og konsum i husholdningene
- 95/29 B.E. Naug: Eksport- og importlikninger i KVARTS
- 95/31 B.E. Naug: Etterspørsel etter arbeidskraft - en litteraturoversikt
- 95/35 T.J. Klette: Vekst og produktivitet i norsk industri. Hovedrapport fra et NFR-prosjekt
- 95/40 L. Lerskau: Oversikt over konjunkturindikatorer i databasen NORMAP og FAME
- 95/46 B.E. Naug: Estimering av eksportrelasjoner på disaggregerte kvartalsdata
- 95/47 K. Moum: Beregning av bruttoproduksjon og eierinntekt i boligsektoren i nasjonalregnskapet - noen metodiske synspunkter
- 95/52 T. Kornstad: Simulering av konsum og arbeidstilbud i et livsløpsperspektiv
- 95/56 A. Langørgen: Faktorer bak kommunale variasjoner i utgifter til sosialhjelp og barnevern
- 95/58 T. W. Karlsen: Energimarkedet fra 1973 og fram mot 2010
- 96/3 I. M. Smestad: Valg under usikkerhet: En analyse av eksperimentdata basert på kvalitative valgbehandlingsmodeller
- 96/8 B. Lian og K. O. Aarbu: Dokumentasjon av LOTTE-AS
- 96/9 D. Fredriksen: Datagrunnlaget for modellen MOSART, 1993
- 96/10 S. Grepperud og A. C. Bøeng: Konsekvensene av økte oljeavgifter for råoljepris og etterspørsel etter olje. Analyser i PETRO og WOM
- 96/12 A.C. Bøeng, O.T. Djupskås og E. Hoffart: Energistatistikk: Dokumentasjon av produksjonsrutiner. 65s.
- 96/16 K. Gerdrup: Inntektsfordeling og økonomisk vekst i norske fylker: En empirisk studie basert på data for perioden 1967-93. 45s.
- 96/31 A. Bruvoll og H. Wiig: Konsekvenser av ulike håndteringsmåter for avfall

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