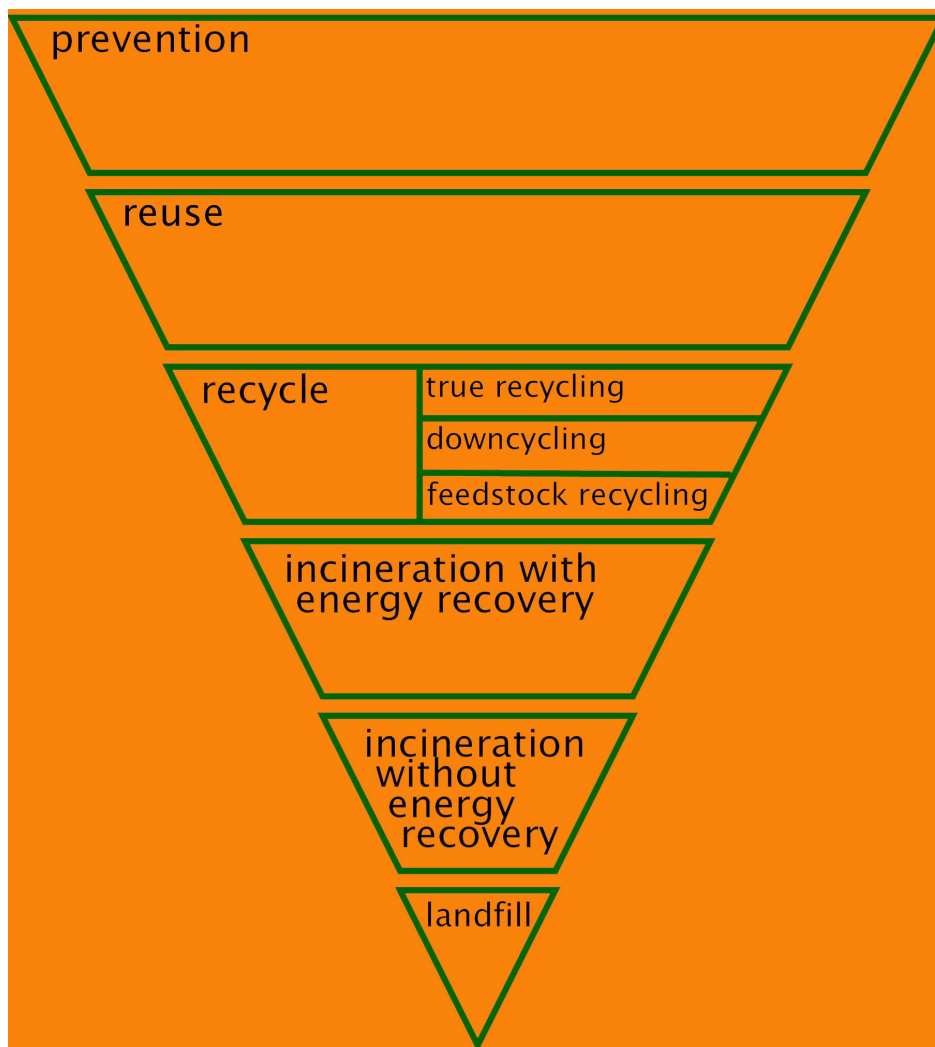


**HOVEDOPPGAVE FOR STUD. TECH.
KRISTIAN HALL**

INNSAMLING OG BEHANDLING AV PLASTAVFALL



NORGES TEKNISK- NATURVITENSKAPELIGE UNIVERSITET
INSTITUTT FOR MASKINKONSTRUKSJON OG MATERIALTEKNIKK
JUNI 2002

Forord

Denne rapporten er min hovedoppgave for sivilingeniørstudiet ved NTNU. Selv om jeg formelt tilhører Institutt for Maskinkonstruksjon og Materialteknologi (IMM) har jeg i perioden 5. til 8. semester fulgt NTNUs program for Industriell Økologi. Oppgaven min er skrevet ut fra dette perspektivet.

Oppgaven tar for seg systemet for innsamling og behandling av plastavfall fra husholdningene i Trondheim, og undersøker muligheter for å forbedre ytelsen av dette, ut fra kriteriene innsamlingseffektivitet, kostnader og miljøytelse. Først beregner jeg den totale plaststrømmen i Trondheim. Deretter undersøker jeg om alternativet plastdunken er mer effektivt enn den eksisterende løsningen miljødunken til å samle inn plastavfall. Når det gjelder behandling av plastavfall sammenlikner jeg kjemisk gjenvinning mot mekanisk resirkulering.

I forbindelse med arbeidet med denne oppgaven har jeg fått mye hjelp som har vært svært viktig for gjennomførelsen, og jeg vil gjerne takke en del personer for dette. Jeg vil takke min veileder Sigurd Støren og mine biveiledere Aage Heie og Knut Jørgen Bakkejord. I tillegg vil jeg rette en spesielt stor takk til stipendiatene Kjetil Røine og Arne Eik, som har brukt mye av sin egen tid til å lese gjennom oppgaven min og gi gode råd, til tross for at de overhodet ikke var forpliktet til å gjøre dette.

Kristian Hall, Trondheim 17. juni 2002.

Innholdsfortegnelse

1	INNLEDNING	- 8 -
1.1	Bakgrunn	- 8 -
1.2	Formål og avgrensing	- 9 -
2	TEORETISK PERSPEKTIV – INDUSTRIELL ØKOLOGI	- 11 -
2.1	Material Flow Analysis (MFA)	- 12 -
3	PLAST I ET LIVSLØPSPERSPEKTIV	- 13 -
3.1	Plast – fra vugge til grav	- 13 -
3.2	Sortering av plastavfall	- 15 -
3.2.1	Sorteringsmetoder	- 15 -
3.3	Prosessering av plastavfall	- 17 -
3.3.1	Mekanisk resirkulering	- 17 -
3.3.2	Kjemisk gjenvinning	- 19 -
3.4	Miljøytelse for to alternativer for plastgjenvinning	- 20 -
3.5	Kostnadsdata for to alternativer for plastgjenvinning	- 24 -
4	CASE STUDIE: HUSHOLDNINGSPLAST I TRONDHEIM	- 26 -
4.1	Systembeskrivelse	- 26 -
4.1.1	Plaststrøm fra Trondheims husholdninger	- 26 -
4.1.2	Innsamling av avfall	- 27 -
4.1.3	Sortering	- 28 -
4.1.4	Prosessering	- 29 -
4.2	Miljøytelse for systemet i Trondheim	- 30 -
4.2.1	Oversikt	- 30 -
4.2.2	Detaljerte tall	- 31 -
4.3	Kostnader for systemet i Trondheim, fordelt på trinn	- 33 -
5	ANVENDT METODE – MATERIALSTRØMSANALYSE AV PLASTAVFALL FRA HUSHOLDNINGER I TRONDHEIM	- 36 -
5.1	Plukkanalyse	- 36 -
5.1.1	Generelt	- 36 -
5.1.2	Prøveuttak	- 37 -
5.1.3	Om valg av fraksjoner	- 38 -

5.1.4	Sortering	- 42 -
5.1.5	Sortering av TRV-sortert plast	- 44 -
5.1.6	Sortering av restavfallsfraksjonen	- 44 -
5.2	Forutsetninger i beregningen av materialstrømmer	- 45 -
5.2.1	Hva regnes som plast i materialstrømsanalysen?	- 45 -
6	RESULTATER	- 47 -
6.1	Plukkanalyse	- 47 -
6.1.1	Sammendrag av plukkanalysen	- 47 -
6.1.2	Fordeling av avfall på vektbasis	- 48 -
6.1.3	Resultater fra analysen av TRV-sortert plast	- 51 -
6.1.4	Resultater fra restavfallsanalysen	- 53 -
6.1.5	Resultater fra tidligere plukkanalyse	- 55 -
6.2	Materialstrømsanalyse av plastavfall fra husholdninger i Trondheim	- 56 -
6.2.1	Plastflyt i Trondheim totalt	- 56 -
6.2.2	Plastflyt fordelt på fraksjoner	- 59 -
6.2.3	Plastdunken sammenliknet med miljødunken	- 62 -
6.2.4	Hvor mye resirkulerbar plast er det i Trondheim?	- 64 -
6.2.5	Er sorteringsanlegget på Heggstadmoen proporsjonert for plastdunken?	- 65 -
6.3	Kostnader for systemet i Trondheim	- 65 -
7	DISKUSJON	- 67 -
7.1	Strøm av husholdningsplast i Trondheim	- 67 -
7.1.1	Usikkerhet i data og antagelser	- 67 -
7.1.2	Hvor kommer plasten fra?	- 69 -
7.1.3	Oppsummering av delproblemstilling	- 70 -
7.2	Hvilken innsamlingsmåte bør velges?	- 70 -
7.2.1	Usikkerhet i data og antagelser	- 71 -
7.2.2	Hva slags plast kan resirkuleres?	- 71 -
7.2.3	Oppsummering av delproblemstilling	- 72 -
7.3	Mekanisk resirkulering eller kjemisk gjenvinning?	- 73 -
7.3.1	Usikkerhet i data og antagelser	- 74 -
7.3.2	Anlegg for kjemisk gjenvinning i Trondheimsregionen?	- 74 -
7.3.3	Oppsummering av delproblemstilling	- 75 -
7.4	Oppsummerende diskusjon	- 75 -
8	KONKLUSJONER	- 77 -
8.1	Hvor mye husholdningsplast er det i Trondheim, og hva er sammensetningen?	- 77 -
8.2	Hva er best til innsamling av husholdningsplast i Trondheim, av plastdunken og miljødunken?	- 77 -
8.3	Hva er best til prosessering av plastavfall fra husholdninger i Trondheim, av mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning?	- 78 -

8.4	Andre konklusjoner	- 78 -
9	FORSLAG TIL VIDERE ARBEID	- 79 -
10	KILDER	- 80 -
10.1	Litteratur	- 80 -
10.2	Informasjon fra verdensveven	- 81 -
10.3	Intervjuer/informanter	- 81 -
11	APPENDIKS	- 83 -
A-1	Begreper brukt i oppgaven:	- 83 -
A-2	Hva er materialgjenvinning i kjemisk gjenvinning?	- 85 -
A-3	Automatisk sortering av plast	- 86 -
A-4	Metoder for kjemisk gjenvinning	- 90 -
A-4.1	Forbehandling av plastavfall	- 90 -
A-4.2	Kjemisk depolymerisering	- 91 -
A-4.3	Gassifisering og partiell oksidering	- 94 -
A-4.4	Termiske prosesser	- 99 -
A-4.5	Katalytisk cracking og reforming	- 102 -
A-4.6	Hydrogenering	- 104 -
A-5	Pengestrøm fra Plastretur	- 106 -
A-6	Kostnader per trinn for plastgjenvinning i Trondheim	- 107 -
A-7	Prøveområdet på Heimdal	- 108 -
A-8	Bilder av de forskjellige plastfraksjonene	- 110 -
A-9	Fordeling av avfall på volumbasis	- 113 -
A-9.1	TRV sortert avfall	- 115 -
A-9.2	Restavfall	- 116 -
A-10	Hele datasettet fra plukkanalysene i 2001 og 2002	- 117 -
A-11	Plasttyper	- 119 -
A-12	Forkortelser	- 121 -

English Summary

This document is a diploma thesis from the Norwegian University of Science and Technology, Department of Machine Design and Materials Technology, and covers the following research questions:

*What is the composition of plastics household waste in Trondheim, Norway, how should it be collected out of the alternative curbside containers **plastdunk** (container for plastics only) and **miljødunk** (container for plastics, metal and other fractions not suitable for incineration), and how should it be processed, out of the alternatives mechanical and chemical/feedstock recycling?*

The report includes the results from a detailed analysis of the plastics content in the *plastdunk*, as well as the findings in a literature study of mechanical and feedstock recycling. These are the main conclusions:

- The calculated plastics amount from the examined area of Heimdal in Trondheim, shows an increase of 48%. As this is unlikely, there is probably one or more errors in the analysis from this year, or the similar analysis done last year. This adds some uncertainty to some of the conclusions. The calculated total amount of households plastics in Trondheim per year is 3736 tons. This is a very different amount from the previous estimate of 1174 tons (packaging only). As only 25,4% of the total plastics ends up in the *plastdunk*, there is a loss of 74,5% of the plastics because of erroneous sorting from consumers.
- Plastic shopping and garbage bags amount to 40,2% of the plastic film fraction. Of the bottle fraction, plastics from dairy products amount to 21,7%, while plastics from packaging of car-maintenance products (motor oil etc.) add up to 33,6%. There is 5,5% more plastics in absolute amounts in the *plastdunk* compared to the *miljødunk*. When implementing a curbside system based on the *plastdunk* in Trondheim, 41% more film and 75% more bottles can be recovered from the wasteflow, compared to the existing system based on the *miljødunk*. The reason for this is that it is easier to sort plastics from the *plastdunk*. Thus, I can conclude that the *plastdunk* is the better alternative compared to the *miljødunk*.
- A comparison of the environmental properties of the alternatives mechanical and feedstock recycling shows that mechanical recycling has the least environmental load. Comparing by total costs shows that the two alternatives cost roughly the same per ton treated, while feedstock recycling has the better potential for cost savings over time, as technology progresses. The cost-data involve a fair degree of uncertainty. The smallest facilities for feedstock recycling, with an annual capacity of 15 000 tons, are based on the method of BASF thermolysis. This method has a relatively low environmental load. However, the method demands a refinery for its products. Summing up, the report concludes that feedstock recycling is unsuitable for plastics from households in Trondheim.

Sammendrag

Denne oppgaven forsøker å besvare følgende problemstilling:

Hva er sammensetningen av plast i husholdningsavfallet i Trondheim, hva vil være best måte å samle det inn på ut av alternativene miljødunken og plastdunken, og hvordan bør det behandles, ut av de kartlagte alternativene mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning?

Problemstillingen besvares både eksperimentielt, ved at det utføres en plukkanalyse av plast- og restavfallet fra et prøveområde på Heimdal i Trondheim, og ved et litteraturstudium av mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning. Følgende viktige konklusjoner kommer frem i oppgaven:

- Beregnet plastmengde fra prøveområdet på Heimdal i 2001 og 2002 viser en økning på 48%. Dette er lite sannsynlig, slik at det trolig eksisterer én eller flere feilkilder i plukkanalysene enten fra i år eller fra i fjor. Dette medfører usikkerhet i en del av konklusjonene. Det strømmer årlig 3736 tonn husholdningsplast gjennom Trondheim, dette i kontrast til tidligere anslag på 1174 tonn (kun emballasje). Kun 25,4% av plasten havner i plastdunken, man har med andre ord en feilsorteringsgrad på 74,5% fra forbruker.
- Bæreposer og søppelsekker utgjør til sammen 40,2% av all plastfolien fra Trondheims husholdninger, av hardplastemballasjen er det plast fra meieriindustrien (21,7% av all hardplastemballasje) og verkstedindustrien (33,6%) som utgjør de største enkeltkildene. I absolutte mengder (tonn) er det 5,5% mer plast i plastdunken enn i miljødunken. Med et plastdunk-hentesystem i hele Trondheim vil man få hentet ut 41% mer plastfolie og 75% mer hardplast enn med miljødunksystemet. Dette fordi det er lettere å sortere ut plast fra plastdunken enn miljødunken. Ut fra disse to fakta kan jeg konkludere med at plastdunken er et bedre alternativ enn miljødunken.
- Sammenliknet etter miljøytelse kommer mekanisk resirkulering best ut. Sammenliknet etter kostnader kommer alternativene omtrent like bra ut med tilgjengelig teknologi av i dag, mens kjemisk gjenvinning har et større potensial for reduksjon av kostnader. Kostnadsdataene innebærer en del usikkerhet. De minste anleggene for kjemisk gjenvinning har en årlig kapasitet på 15 000 tonn, og benytter metoden BASF termolyse, som yter bra miljømessig. Anlegget trenger imidlertid tilgang til et raffineri i relativ nærhet. En samlet vurdering tilsier at mekanisk resirkulering er et bedre alternativ i Trondheim.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Plast produseres stort sett av olje, en fossil ressurs dannet gjennom millioner av år i grunnfjell verden over (selv om det forskes stadig mer på metoder for å produsere plast av forskjellige vegetabiliske og animalske kilder – bioplast). Oljereservoarene verden over representerer store mengder hydrokarboner som har vært innkapslet i fjell, og dermed fjernet fra biosfæren og atmosfæren i lang tid. Når vi nå med stor hastighet henter ut disse ressursene, kan vi potensielt forandre miljøet på overflaten av jorden, med konsekvenser vi har liten oversikt over.

En av disse konsekvensene er muligheten for en global oppvarming grunnet utslipp av klimagasser (metan, CO₂ osv.) fra forbrenning av olje/kull og gass hentet fra grunnfjellreservoarene. Den vitenskapelige konsensus om at vi faktisk vil få en global gjennomsnittlig temperaturøkning blir stadig mer solid. Det internasjonale panel på klimaforandring (IPPC) har i sin tredje rapport konkludert med at usikkerheten rundt en økning mellom 1,4-5,8 °C de neste 100 årene blir stadig mindre (IPCC, 2002). Samme rapport melder at mulige konsekvenser av dette vil være en økning av havnivået på opptil 0,88 meter. Én meters økning av havnivået vil igjen føre til at et område som huser en tredjedel av verdens befolkning og industriell infrastruktur vil oversvømmes (Miller, 2000). Videre anslår IPCC det til ”very likely” at vi vil få flere, og mer intense stormer, med det dette innebærer av tap av menneskeliv og materielle verdier, mer ekstrem tørke i noen områder av verden (”likely”), mer nedbør andre steder i verden. Denne forandringen av klimaet i verden vil igjen føre til at den globale matproduksjonen går ned og at mange arter av dyr og planter vil dø ut (Miller, 2000).

Produksjon av plast er en energikrevende prosess, med ganske stor miljøbelastning. Samtidig fører forbrenning av plast til utslipp av klimagasser som bidrar til utviklingen skissert av IPCC, og selv om produksjon av plast kun utgjør 4% av verdens årlige oljeforbruk (Apme, 1999), er mengden klimagasser som slippes på grunn av plastproduksjon likevel høy. Det er derfor veldig viktig at man søker å redusere miljøbelastningen, klimagassutslipp og andre, fra produksjon og bruk av plast så mye som mulig. Dette kan enten oppnås ved å bruke mindre plast, eller ved å la plasten som produseres gå flere sykluser gjennom teknosfæren. Eksempelvis kan plasttypen LDPE resirkuleres 6 ganger uten at materialkvaliteten blir så degenerert at plasten blir ubrukelig (Rogstad/Tamnes, 29/4). Det vanlige i verden i dag er at materialet i plasten brukes én gang for så å deponeres eller forbrennes.

Plast kan i seg selv være et miljøvennlig materialvalg i mange applikasjoner, eksempelvis emballasje og som materiale i transportmidler (plast er lettere enn mange alternative materialer til emballasje og transportmidler, og vil derfor føre til mindre forbruk av transportenergi, som igjen kommer fra forbrenning av fossile ressurser). Plast vil av denne og andre grunner (plast har gode fukt- og luftbarriere-egenskaper, plast er billig relativt til mange andre materialer osv.) fortsatt bli brukt i mange industrielle

applikasjoner, i stadig økende grad. I perioden 1991 til 1999 økte forbruket av plast i Europa med omtrent 33%, fra omtrent 24,5 til omtrent 32,5 millioner tonn årlig (Apme, 2001). Dette betyr at det også blir stadig viktigere å finne gode metoder for utnyttelse av plasten i mer enn én syklus.

På forsiden av denne oppgaven har jeg hentet frem en illustrasjon av avfallshierarkiet, en prioritert liste (beste alternativ øverst, verste nederst) over virkemidler for å redusere miljøbelastningen av avfallsgenerering og -håndtering. Denne listen bør brukes som tommelfingerregel til hvordan vi skal handle når det gjelder avfall, men i mange tilfeller trenger vi mer informasjon for å avgjøre hvilket avfallsbehandlingsalternativ som skal velges. Dette gjelder i stor grad også for plastavfall. Mange aspekter skal undersøkes, kostnader og miljøbelastning skal vurderes mot hverandre.

1.2 Formål og avgrensing

Denne oppgaven er et bidrag til å undersøke noen av alternativene i avfallshierarkiet. På den ene siden sammenlikner jeg effektiviteten til to alternativer for innsamling av plastavfall, etter kriteriet om hvor mye og hvor ren plast som kan utsorteres. Det ene alternativet er en beholder kalt miljødunken, som allerede er i bruk i hele Trondheim, og som er ment for å samle inn flere fraksjoner som enten skal materialgjenvinnes eller som er uegnet for forbrenning (inkluderer plast, metall, gummi osv.) og det andre er en beholder ment for kun plastavfall, i denne oppgaven kalt plastdunken. Videre i oppgaven sammenlikner jeg to alternativer for prosessering av plast; mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning, etter kriteriene kostnader og miljøytelse. I oppgaven ser jeg kun på husholdningsplast, fordi denne plasten er vanskeligst og dyrest å behandle, samt at den utgjør en stor del av et lands totale plastforbruk (over 50% i Norge (SSB, 1997)).

For å identifisere disse aspektene av et avfallsbehandlingssystem er det nødvendig med en geografisk avgrensing. Mitt valg her er Trondheim, fordi det er her NTNU tross alt ligger, og fordi det allerede eksisterer en god del litteratur om systemet. Et av disse studiene er *Eco-efficiency in Recycling Systems* – (Eik *et al.*, 2002), skrevet av forskere ved NTNUs program for Industriell Økologi samt personell fra Tomra Systems ASA, en rapport som blant annet utgjør mye av grunnlagsdataene i min hovedoppgave. Annen litteratur jeg har benyttet mye, er to rapporter fra Tyskland som blant annet omhandler kjemisk gjenvinning; *Recycling and Recovery of Plastics in Domestic Waste* – (Heyde, Kremer, 1999) og *Recycling of plastics in Germany* – (Patel *et al.*, 2000). Til slutt vil jeg nevne en bok om kjemisk gjenvinning, som jeg har brukt mye; *Feedstock Recycling of Plastic Wastes* – (Aguado & Serrano, 1999).

En stor del av denne oppgaven er viet studiet av hvor mye plast som strømmer gjennom systemet i Trondheim i løpet av et år. Årsaken til at dette er viktig er at det har vært mye usikkerhet rundt de anslagene man benytter, samt at de totale utslippene av klimagasser selvfølgelig er knyttet til de totale mengdene. Som grunnlag for denne materialstrømsanalysen har jeg benyttet data fra en plukkanalyse som i utgangspunktet var planlagt av konsulteringsfirmaet Interconsult AS, på oppdrag fra Trondheim

Avfallsseksjon. Jeg sluttet meg til denne undersøkelsen, og var med på mesteparten av det faktiske sorteringsarbeidet. Derfor betrakter jeg dataene fra denne analysen som mine egne, og har kun referert til Interconsults rapport (som er under skriving) der jeg direkte har hentet diagrammer fra Interconsults arbeid.

En samlet oppgaveformulering er derfor:

Hva er sammensetningen av plast i husholdningsavfallet i Trondheim, hva vil være best måte samle det inn på ut av alternativene miljødunken og plastdunken, og hvordan bør det behandles, ut av de kartlagte alternativene mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning?

De ulike delene av denne oppgaven har jeg forsøkt å trekke sammen i en samlet anbefaling av hvilket totale behandlingsalternativ Trondheim kommune bør satse på.

Etter en kort presentasjon av mitt teoretiske ståsted (kapittel 2), gir jeg en oversikt over kretsløpet til plast (kapittel 3), der mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning beskrives generelt. Det eksisterende systemet for innsamling og behandling av husholdningsplast i Trondheim beskrives så mer spesifikt (kapittel 4), med fokus på hva systemet koster samt hvordan det yter miljømessig. Deretter (kapittel 5 og 6) presenteres resultatene fra materialstrømsanalysen av plast i Trondheim. I kapittel 6 vil jeg også beregne kostnadene for plastgjenvinningssystemet i Trondheim, med de nye tallene for total mengde plast. Til slutt diskuterer jeg resultatene mine (kapittel 7), presenterer de viktigste konklusjonene (kapittel 8), og kommer med noen anbefalinger til videre arbeid (kapittel 9).

Jeg har benyttet meg av et sett med definisjoner i denne oppgaven som er gjengitt i appendiks 1. Videre finnes i appendiks 12 en liste over forkortelser brukt i oppgaven. Betydningen av plast i oppgaven er husholdningsplast i Trondheim når annet ikke er spesifisert.

2 Teoretisk perspektiv – Industriell Økologi

Industriell økologi (IØ) er et konsept der naturens energi- og materialflyt sees på som en analogi til hvordan industriell virksomhet bør fungere. I naturen er energi- og materialflyt veldig effektiv. I et lukket økosystem, for eksempel en skog vil, man ha et svært lite tap av materiale, siden alt går i sykluser. Karbon, oksygen og næringsstoffer tas opp fra luften og jordsmonnet og akkumuleres i planter. Planter spises av herbivore dyr (planteetere), som igjen spises av karnivore dyr (kjøttetere). Planter og dyr dør, og brytes ned til molekylnivå igjen av ulike nedbrytere, som bakterier og andre mikroorganismer. Energi utnyttes til det maksimale, de forskjellige organismene har svært effektive metoder for energisparing, samt at all energi som utnyttes kommer fra solen, slik at all energibruk er fornybar.

IØ hevder at industrien må fungere på samme måte, for å maksimere ressursutnyttelse, og dermed minimere kostnader og miljøbelastning. Dette skal foregå både på industrianleggsnivå (intern resirkulering av produksjonsmateriale, energisparing), på nettverksnivå (ulike industrianlegg samarbeider ved å utveksle (selge) materiale og energi der et anlegg har overskudd mens andre har behov) og makronivå (en geografisk region legger opp sin infrastruktur for å maksimere effektivitet i forhold til material- og energiflyt).

Mange kilder har forsøkt å definere IØ, jeg presenterer én versjon her, fra (Graedel & Allenby, 1995):

Industrial ecology is the means by which humanity can deliberately and rationally approach and maintain a desirable carrying capacity, given continued economic, cultural, and technological evolution. The concept requires that an industrial system be viewed not in isolation from its surrounding systems, but in concert with them. It is a systems view in which one seeks to optimize the total material cycle from virgin material, to finished product, to obsolete product and to ultimate disposal. Factors to be optimized includes resources, energy and capital.

Med andre ord er IØ en ganske dyptgående og radikal endring av hvordan man ser på teknosfæren i forhold til biosfæren. Noen ser faktisk på konseptet som et paradigmeskifte i denne forstand. Uansett har konseptet fått en rekke metodiske avledninger, blant annet følgende:

- Livsløpsanalyse (LCA)
- Materialstrømanalyse (MFA og SFA)
- Økodesign

Sentralt i konseptet er resirkulering av materialer, kaskadeutnyttelse av material- og energikvalitet (å utnytte kvaliteten av materialet eller energien i trinn, eksempelvis først ved å utnytte papir i høykvalitets trykksaker, deretter som avispapir (lavere kvalitetskrav), deretter som papp lettkartong, og til slutt utnytter man energien i et forbrenningsanlegg) og dematerialisering (å minske bruken av materiale i samfunnet, for eksempel ved å gå fra salg av produkter til mindre materialintensive tjenester som utfører samme funksjon).

Av bruksområdene for IØ-tankegangen er det i denne oppgaven først og fremst metodikken MFA jeg benytter direkte. Derfor følger her en kort presentasjon av denne metodikken

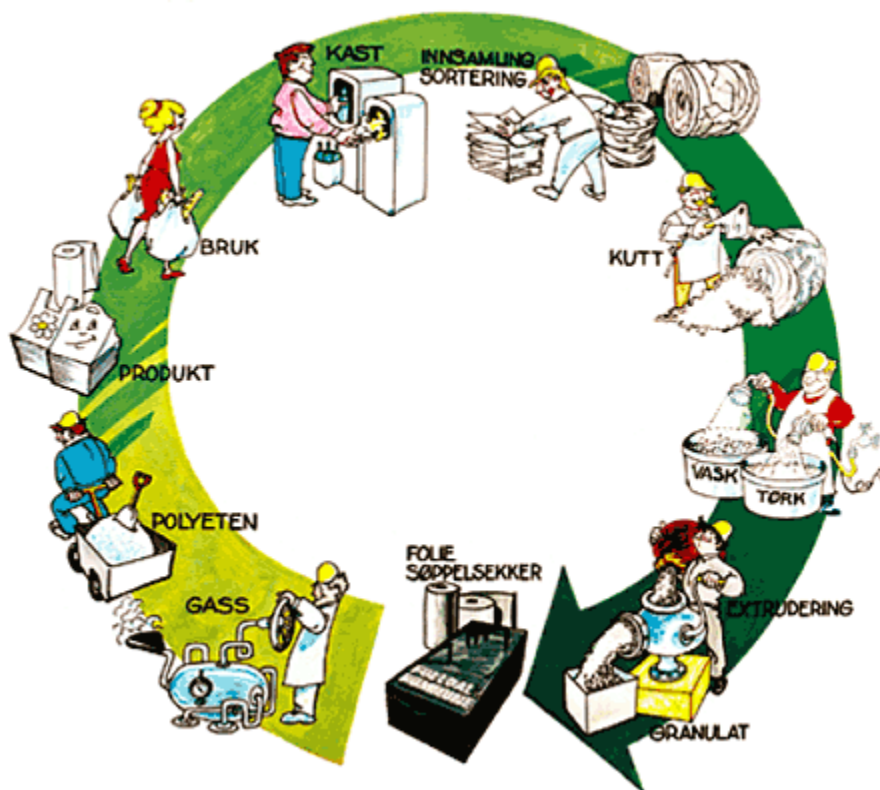
2.1 *Material Flow Analysis (MFA)*

Material Flow Analysis, eller *Material Flow Accounting* som det også noen ganger kalles, er et relativt nytt forskningsfelt, som de siste årene har hatt en rask progresjon. Metodikken hører under den delen av IØ som kalles industriell metabolisme, det vil si studiet av massestrømmer i ulike deler av samfunnets infrastruktur. Sentralt i MFA er loven om massebevaring, det som går inn i et samfunns infrastruktur må før eller senere komme ut igjen, i samme eller forandret form (Kleijn, 2000).

MFA er egentlig en samlebetegnelse på alle systematiske studier av materialstrømmer i samfunnet. Det finnes ulike former av MFA. Man kan utføre en materialstrømsanalyse av alle materialer gjennom et land, dette kalles en *Bulk MFA* (for et eksempel, se (WRI, 2000)), eller man kan spesialisere undersøkelsen og undersøke strømmen av et spesifikt stoff, eller en begrenset gruppe stoffer, gjennom en spesifisert geografisk region. I dette siste tilfellet kalles undersøkelsen en *Substance Flow Analysis (SFA)* (OECD, 2000).

3 Plast i et livsløpsperspektiv

3.1 Plast – fra vugge til grav



Figur 3.1: Livsløpet til plast, eksemplifisert av LDPE folie (Folldal, 2002). (I dette eksempelet er det endelige deponi/forbrenningstrinnet utelatt).

Produksjon

Plast er lange kjeder av organiske molekyler, knyttet sammen av elektronparbindinger. Plast er ikke naturlig forekommende, så det må fremstilles industrielt. Som regel er råvaren i plastproduksjon olje, men plast kan også lages av biologisk materiale, som for eksempel maisstivelse. Jeg vil holde meg til plast laget av olje i den videre diskusjonen, fordi den klare majoriteten av verdens plast produseres på denne måten.

Oljen, som pumpes opp fra reservoarer enten på fastlandet eller på kontinentalsokkelen, sendes i rør til raffinerier. Ved raffineriet destilleres råoljen til en rekke fraksjoner. En av fraksjonene, nafta, crackes videre til hydrokarboner som etylen, propylen og butylen, som er byggeblokkene for plast. Ved en plastfabrikk polymeriseres monomerene (etylen, propylen, butylen og andre), det vil si at de kobles kjemisk sammen til lange kjeder. Resultatet er plast, som kommer i mange former og farger, alt etter som hvilken monomer man brukte og hvilke andre stoffer som er tilsatt. Se appendiks 11 for en tabell over viktige plaster og deres egenskaper og bruksområder.

Plast, som ofte leveres som pulver, eller granulat, sendes deretter til en lang rekke av forskjellige fabrikker, som bruker plasten til å lage emballasje eller produkter. Disse transporteres deretter til kunden, som kan være husholdninger eller annen industri.

Bruk

Bruksområde	Mengde i Europa, 1999	
	Mill. tonn	%
Emballasje	13,5	40
Konstruksjon og bygning	6	18
Transport	>2,5	8
Elektrisk og elektronisk	2,5	7,5
Landbruk (ikke emballasje)		2,5
Medisinsk bruk		1
Totalt	24,5	77

Tabell 3.1: Noen viktige bruksområder for plast (Apme, 2002).

Vi ser av tabell 3.1 noen viktige bruksområder for plast. Kilden jeg benyttet til disse tallene oppga ikke hva de resterende 33% brukes til, heller ikke mengdene plast brukt i sektorene landbruk og medisin.

Siden fokus for denne oppgaven er husholdningsavfall vil jeg holde meg til plast som brukes i den sektoren i den videre diskusjonen. Av kategoriene for plastbruk i tabell 3.1 er det hovedsakelig emballasje samt en del produkter laget av plast som brukes i husholdningene.

Avhending

Etter bruk må plasten avhendes, det vil si behandles som avfall. Det finnes flere alternativer for dette. To hovedalternativer – mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning omtales i detalj i denne oppgaven. Deponi og forbrenning inngår ikke i fokus, bortsett fra referensescenarier som mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning kan sammenliknes med. I et avhendingsalternativ inngår innsamling, transport, sortering og i en del tilfeller produksjon av energi (energiutnyttelse) eller nytt materiale (materialgjenvinning). For de ulike alternativene kan innsamlings-, transport- og sorteringsdelen være felles, mens prosesseringsdelen er forskjellig. Vi skal likevel se at alternativene mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning har ulike krav til sortering av materialet før prosessering.

Innsamling

Plasten som har blitt brukt hos forbruker må samles inn på en eller annen måte. Dersom man ikke skal behandle plasten for seg er det nok å samle inn plasten sammen med det andre avfallet i én og samme beholder. Men for flere alternativer er det nødvendig med en viss kildesortering fra forbrukers side, og medfølgende differensiert innsamling.

Sortering

Plastavfall kan sorteres manuelt eller automatisk. Man kan sortere plasten ved store sentralsorteringsanlegg, eller med mindre maskiner plassert lenger oppstrøms i systemet. Mer om sortering i avsnitt 3.2.

Prosessering

Prosessering brukes her som en samlebetegnelse på omforming av plasten til nye materialer eller energi. Mer om prosessering i avsnitt 3.3.

3.2 Sortering av plastavfall

3.2.1 Sorteringsmetoder

Manuell sortering

Avfallet sendes over et samlebånd, der sorteringspersonellet står på hver side. De identifiserer de forskjellige materialene visuelt, og sorterer i de ønskede fraksjoner.

Trommelsikting

Avfallet sendes gjennom en stor roterende og hellende trommel med hull langs siden. Disse hullene har økende diameter, slik at små gjenstander faller ut av trommelen tidlig, mens større objekter faller ut senere. Denne metoden egner seg altså til å sortere objekter etter størrelse.

Luftklassifisering

Denne metoden benyttes for å sortere objekter etter tetthet. Avfallet sendes gjennom et rør inn i en luftstrøm, som vil blåse objektene en avstand som bestemmes av tetthet. Lette objekter blåses langt, mens tunge faller til bakken uten å bli særlig flyttet på.

Magnetseparering

Denne metoden skal trekke ut jern av en avfallsstrøm. Mange varianter av denne metoden finnes, men de har alle det felles at en kraftig elektromagnet trekker ferriske materialer til seg mens andre materialer sendes videre.

Flotasjon

Brukes også for å skille materialer med ulik tetthet. Avfallet sendes til et flotasjonskammer, der en væske med bestemt tetthet sørger for at materialer med høyere tetthet synker, mens andre holder seg flytende. Det som flyter skummes av mens det som synker fjernes ved bunnskraping. Eksempelvis er papir og PVC tyngre enn vann, mens PE er lettere enn vann. Tettheten på væsken kan for eksempel varieres ved tilsetning av salt eller alkohol. Mer avanserte metoder er for tiden under utvikling, eksempelvis har man funnet ut at dersom væsken holdes i superkritisk tilstand kan man variere tettheten ved svært små temperatur- eller trykkforandringer (Aguado *et al.*, 1999).

Ballistikk

Nok en tetthetssorteringsmetode. Ved å la avfallstrømmen følge et transportbånd med rask fart kan man kaste objektene. Objekter med høy tetthet vil kastes langt, mens med

liten tetthet vil de falle ned raskt. De fleste har vel forsøkt å kaste en plastpose, og erkjent at den ikke går særlig langt.

Optisk separasjon

Her blir objektene spreidd utover et samleband, som passerer gjennom et felt der sensorer gjennomstråler objektene, for så å identifisere materialet ved å sammenlikne data om absorbert stråling med en database. Ulike materialer vil absorbere ulike deler av et spektrum for en viss strålingstype, og dette kan utnyttes til å identifisere materialet. Etter at materialet er identifisert blir objektet plassert i riktig fraksjon, enten med en vippemekanisme, luft eller annen mekanisme. Se appendiks 3 for en mer detaljert presentasjon av dette konseptet, eksemplifisert i teknologien til Titech Autosort AS.

Informasjonen fra avsnitt 3.2.1 var hentet fra (Heie, 1997).



Figur 3.2: Illustrasjon av viktigheten av god sortering. Effekten av feilsortert EPS i en LDPE-linje. Gassbobler i den resirkulerte folien gjør den ubrukelig på grunn av veldig lav mekanisk styrke.

3.3 Prosessering av plastavfall

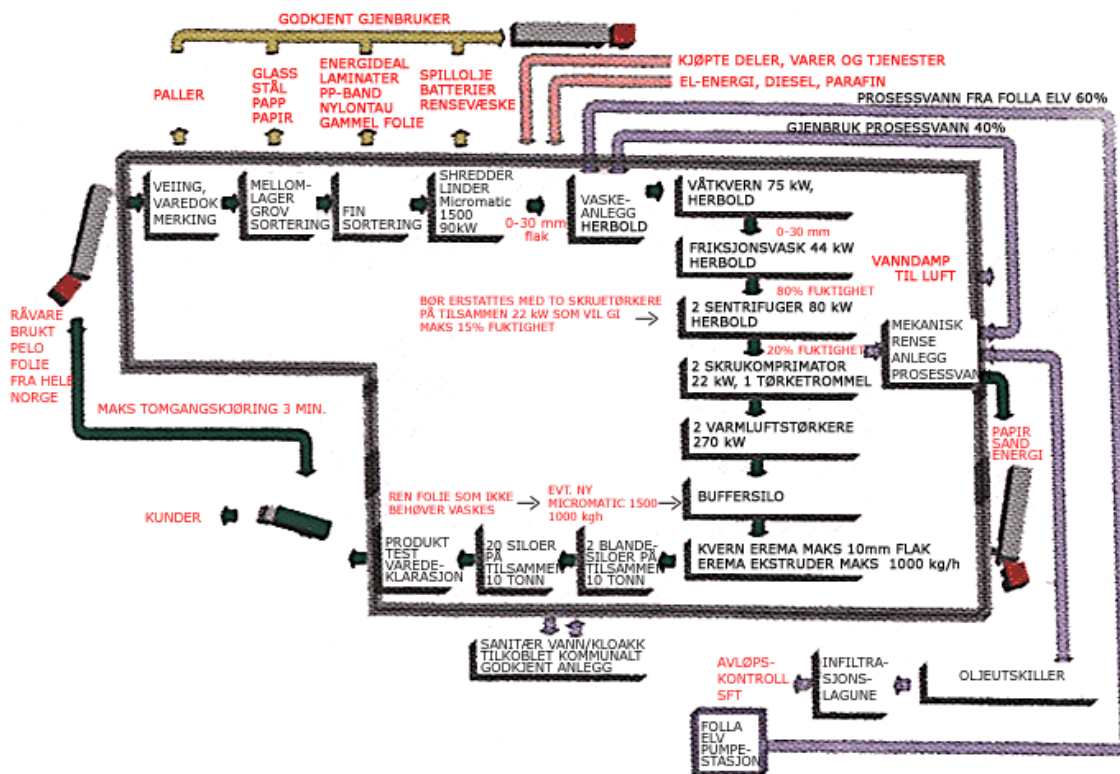
3.3.1 Mekanisk resirkulering

Når platen ankommer resirkuleringsanlegget vil den vanligvis gjennomgå følgende prosess:

1. Sortering – på hvilken måte avhenger av hvor godt platen er sortert på forhånd
2. Vasking
3. Oppkverning for å redusere størrelsen til partiklene
4. Ekstrudering til ny plast, eller bruk direkte i nytt produkt

Resirkulering av plastfolie

Folien blir remset opp til biter på størrelse med et frimerke. Deretter blir de foret inn i en ekstruderer, der de knas sammen og varmes opp til en viskøs masse av plastsmelte. Smelten presses gjennom en sil for å fjerne grove forurensinger. Den filtrerte smelten presses så gjennom en sirkulær stålform, mens luft blåser den opp til et plastrør med tynn vegg. Fra dette plastrøret kan man klippe til ny plastfolie, eller man kan lage plastposer og andre produkter. (DSD, 2002)



Figur 3.3: Flytskjema for folieresirkulering ved Follidal (Folldal, 2002).

Resirkulering av blandet plast

Fraksjoner av plast med lav renhetsgrad, eller som er grovt forurenset kan resirkuleres med hovedsakelig to metoder:

Intrusjon:

Den blandete plasten kvernes opp og smeltes i en tønneekstruder. I denne plasten finnes forurensinger som glass, sand og trebiter. De blir med i smelten, som da selvsagt får svært reduserte mekaniske egenskaper. Resirkulert plast som dette egner seg kun til produkter som gatestein, plastbenker, gjerdestolper osv. (DSD, 2002)

Sprøyte- og transpresstøping

Som ved intrusjon blir plasten oppkvernet og smeltet. En ekstrudererskrue presser smelten inn i det nye produktet, for eksempel paller. Presset holdes ved like til plasten har kjølnet, og produktet kan fjernes fra formen. (DSD, 2002)

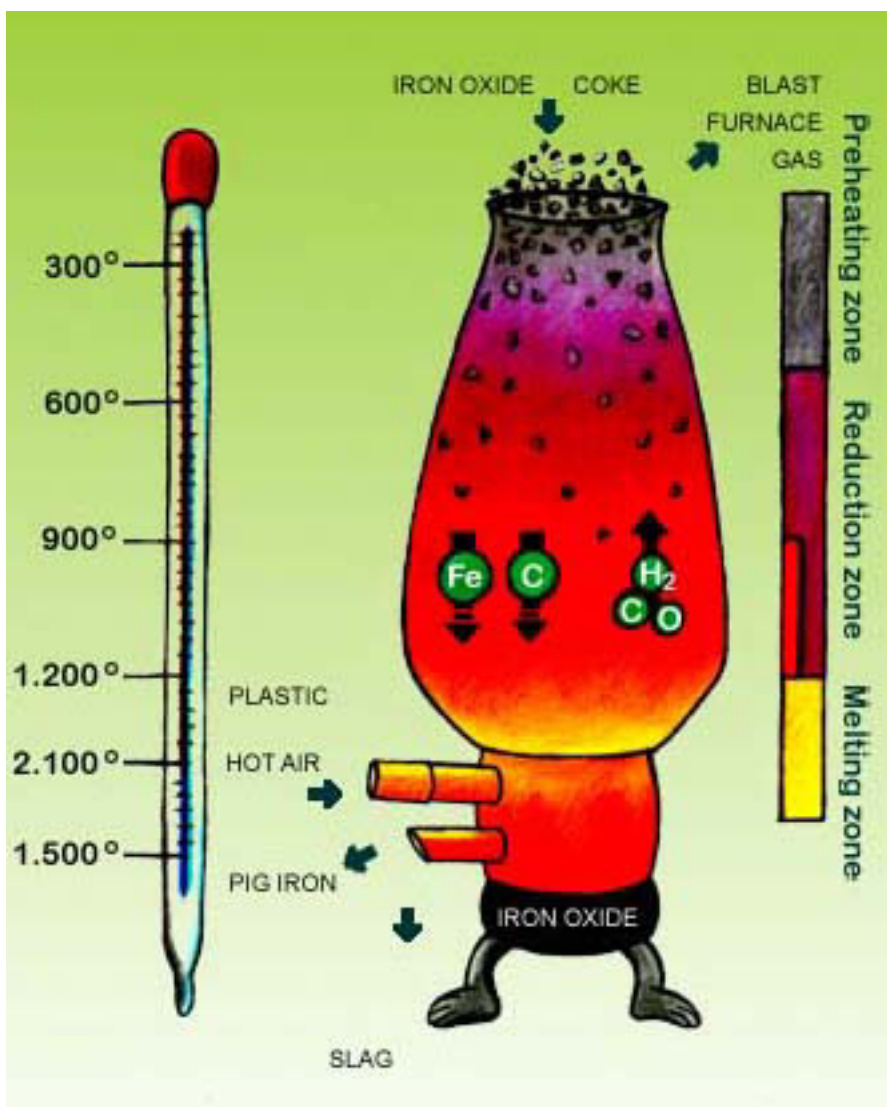


Figur 3.4: Ekstruderskrue.

Typiske produkter som lages av blandet plast er rør, støyskjermer, gatestein, paller, søppelsekker, og plastposer. Siden mange av disse produktene innebærer at det erstattede materialet har lav miljøbelastning i seg selv (for eksempel tre i ordinære støyskjermer) betyr dette at miljøgevinsten fra resirkulering av blandet plast kan bli lav, eller til og med negativ. Dette er demonstrert for eksempel i (Heyde & Kremer, 1999).

3.3.2 Kjemisk gjenvinning

Kjemisk gjenvinning er, i forhold til mekanisk resirkulering, et lite brukt alternativ for behandling av plastavfall. På verdensbasis er det likevel en del unntak, der for eksempel Tyskland har en omfattende bruk av kjemisk gjenvinning som behandlingsalternativ for industri- og husholdningsplastavfall. I 1999 ble 287 000 tonn materialgjenvunnet mekanisk mens 341 000 tonn ble sendt til kjemisk gjenvinning (Hall, 2000). Årsaken til dette er blant annet at kjemisk gjenvinning ansees som resirkulering i Tyskland, mens forbrenning ikke gjør det. Med andre ord får man uttelling for kjemisk gjenvinning på regnskapet for landets resirkuleringsandeler, og dette er viktig f.eks. når man skal beregne om man oppfyller EU-kravene om 15% resirkulering for hvert emballasjemateriale (Hall, 2000). I et tillegg til EUs emballasjedirektiv settes målet for resirkulering av plastemballasje for EU i sin helhet til 20% (EU, 2001).



Figur 3.5: En av mange metoder for kjemisk gjenvinning – utnyttelse av plast som reduksjonsmiddel i en masovn (DSD, 2002).

Kjemisk gjenvinning kan grovt deles inn i prosesser som:

- 1) Bruker polymeren som råstoff i annen prosess
- 2) Spalter polymerkjedene, for så å bygge nye polymerer eller andre stoffer

For en mindre grov inndeling bruker man følgende hovedkategorier:

1. Kjemisk depolymerisering
2. Gassifisering
3. Termisk depolymerisering
4. Katalytisk cracking og reforming
5. Hydrogenering

De fleste av disse prosessene trenger en eller annen form av sortering av plasten. Ordnet etter økende krav til sortering blir rekkefølgen av dette er som følger:

1. Gassifisering
2. Termisk depolymerisering
3. Hydrogenering (omtrent likt behov for sortering som termisk depolymerisering)
4. Katalytisk cracking
5. Kjemisk depolymerisering

Noen prosesser trenger overhodet ingen sortering – man kan la usortert restavfall gå rett til prosessering, dette gjelder noen varianter av gassifisering, mens man med kjemisk depolymerisering må sortere plast etter type, omtrent som man gjør før mekanisk resirkulering. For detaljert informasjon om de ulike metodene, se appendiks 4.

3.4 Miljøytelse for to alternativer for plastgjenvinning

Miljøytelsen til mekanisk resirkulering er godt dekket i litteraturen. Dette er ikke tilfelle for kjemisk gjenvinning. Siden anlegg for kjemisk gjenvinning fremdeles er relativt sjeldne i Europa og verden for øvrig, finnes det lite litteratur på miljøytelsen til dette alternativet. De rapportene som finnes er tyske, dette er ikke så rart siden man i Tyskland man finner mange anlegg.

Følgende tabell fra (Patel *et al.*, 2000) viser miljøytelsen til ulike alternativer for plastgjenvinning sammenliknet med et referansesystem. I dette tilfellet er det tysk gjennomsnittlig forbrenningsteknologi som er referansen. Siden forbrenning er lite vanlig i Tyskland (plast blir enten materialgjenvunnet eller sendt til kjemisk gjenvinning, resten deponert) er det rimelig å anta at dette referansescenariet gjelder forbrenning med liten effektivitet. Likevel kan man ut av denne tabellen hente ganske mye nyttig informasjon.

Alternativ	CO ₂ ekv. [t]	Energi [MJ]	Erstatning/ <i>produksjon</i> av	Kommentar
Mekanisk resirkulering	2,7	33,5	<i>Polymerer</i>	
Mekanisk resirkulering	2,55	-3,5	<i>Ikke-polymer</i>	
Effektiv forbrenning	1,75	25,5	<i>Energi</i>	
Sementovn	2	16	Kull som energikilde i ovner for sementproduksjon	
Masovn/hydrogenering	1,35	16	Kull/olje som reduksjonsmiddel i masovn for stålproduksjon	
SVZ gassifisering	0,05	3	<i>Syntesegass/metanol/elektrisitet</i>	
Hamburg pyrolyse, PE	1,65	15,5	<i>Ulike hydrokarboner</i>	Fremtidig teknologi
Hamburg pyrolyse, PS	2,5	36	<i>Ulike hydrokarboner</i>	Fremtidig teknologi
Hamburg pyrolyse, PMMA	4,5	48	<i>Ulike hydrokarboner</i>	Fremtidig teknologi
Hamburg pyrolyse, PA6	5,45	63	<i>Ulike hydrokarboner</i>	Fremtidig teknologi

Tabell 3.2: Spart CO₂ ekvivalenter og energi per tonn avfall sammenliknet med gjennomsnittlig forbrenning (Patel *et al.*, 2000).

Vi ser at positive tall betyr god miljøytelse. Mekanisk resirkulering kommer best ut når det erstattede materialet er polymerer. Dette er et vanlig resultat i LCAer av avfallsbehandling (se for eksempel (Raadal *et al.*, 1999)); hva som erstattes er avgjørende for miljøeffekten. Videre ser vi at alle undersøkte alternativer kommer bedre ut miljømessig enn referansescenariet (hvis vi ser bort fra energibruken for lavkvalitets resirkulering), og at effektiv forbrenning er svært mye bedre enn tysk gjennomsnittsforbrenning. Av de ulike metodene for kjemisk gjenvinning er det masovn/hydrogenering som kommer best ut. Det er ikke forklart hvorfor masovn og hydrogenering er satt opp som samme post i (Patel *et al.*, 2000), dette er to helt forskjellige metoder, så dette er litt synd. SVZ gassifisering kommer bare marginalt bedre ut enn referansescenariet.

Å bruke avfallet brukes som brennstoff i sementovner (store ovner til sementproduksjon), kommer godt ut, og årsaken er i følge (Patel *et al.*, 2000) at det vanligvis brukes kull i slike ovner, slik at det som erstattes er forurensende i utgangspunktet. De ulike typene Hamburg pyrolyse er fremtidige metoder som undersøkes eksperimentielt i disse år. Det er interessant å se at potensialet for å øke miljøytelsen absolutt er tilstede for kjemisk gjenvinning.

De følgende to tabeller er oversikter over miljøytelsen til ulike gjenvinningsalternativer for plast, sett i forhold til deponi. Totalsummen er forskjell i utslipp/energi bruk sammenliknet med referansescenariet alt til deponi. Det er viktig å merke seg at, i motsetning til i figur 3.4, betyr et lite eller negativt tall en god miljøytelse.

Global Oppvarmings Potensial (GWP) (kg CO ₂ /kg plast)	TOTAL	Innsamling/Sortering	Behandling	Prosess	Deponi
HTW gassifisering	2,59	0,1	0,17	2,59	-0,27
KAB hydrogenering	-0,11	0,1	0,17	-0,11	-0,27
Masovn	-0,24	0,1	0,17	-0,24	-0,27
BASF termolyse	-0,27	0,1	0,17	-0,27	-0,27
SVZ gassifisering	4,08	0,1	0,17	4,08	-0,27
Forbrenning	0,96	0	0	1,34	-0,38
Monoforbrenning	-0,18	0,1	0,17	-0,07	-0,38
Flaskeresirkulering	-0,94	0,1	0,54	-1,27	-0,31
Folieresirkulering	-0,74	0,1	-	-0,48	-0,36

Tabell 3.3: Utslipp av klimagasser i CO₂ ekv., sammenliknet med deponialternativet (Heyde & Kremer, 1999, side 120).

Energiforbruk (MJ/kg plast)	TOTAL	Innsamling/Sortering	Behandling	Prosess	Deponi
HTW gassifisering	-6,8	1,5	2,6	-10,9	0
KAB hydrogenering	-26,1	1,5	2,6	-30,2	0
Masovn	-29,3	1,5	2,6	-33,4	0
BASF termolyse	-28,6	1,5	2,6	-32,7	0
SVZ gassifisering	-13,4	1,5	2,6	-17,5	0
Forbrenning	-15,9	0	0	-15,9	0
Monoforbrenning	-26,4	1,5	2,6	-30,5	0
Flaskeresirkulering	-40,1	1,5	4	-45,6	0
Folieresirkulering	-31,5	1,5	-	-33	0

Tabell 3.4: Energiforbruk sammenliknet med deponialternativet. (Heyde & Kremer, 1999, side 115).

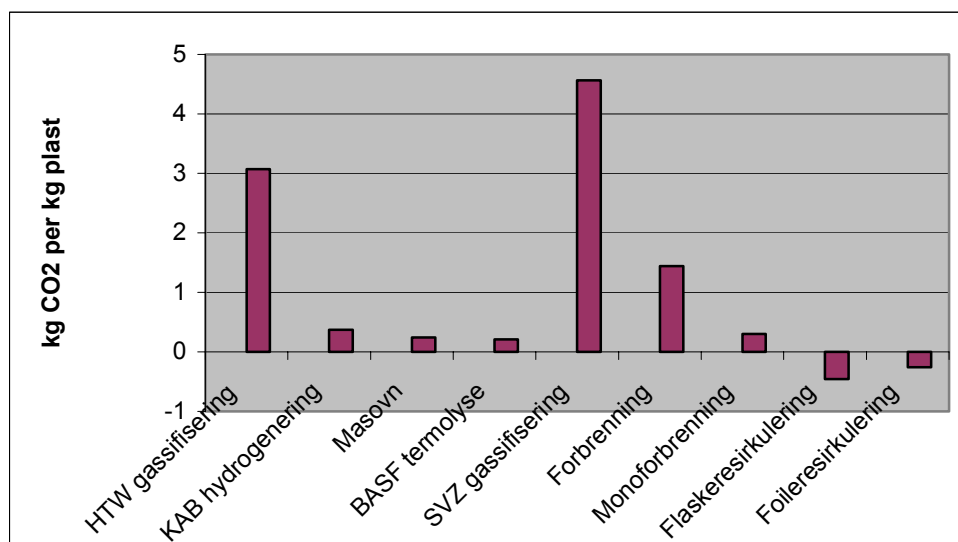
Vi ser her et liknende resultat som fra (Patel *et al.*, 2000). Mekanisk resirkulering kommer best ut, det er her viktig å være klar over at dette er høyverdi resirkulering, man lager granulat eller ny folie/nye flasker av plasten, og man vil derfor få god miljøeffekt. Av metodene for kjemisk gjenvinning, kommer masovn og BASF termolyse godt ut. Gassifiseringsmetodene kommer dårlig ut, dette så vi også fra (Patel *et al.*, 2000). Forbrenning har dårlig miljøytelse i dette tilfellet, mens monoforbrenning, som er forbrenning av enkeltfraksjoner i en virvelsjiktovn, ligger veldig nært masovn og BASF i ytelse. Ut av denne tabellen kan vi også se at det er en forskjell mellom masovn og hydrogenering, og at dette kan tyde på at tallene fra (Patel *et al.*, 2000) burde ha vært separert.

Dersom vi adderer utslippene fra referansescenariet (Heyde & Kremer, 1999, sider 113 – 115) til tallene fra tabell 3.3 og 3.4, får vi følgende oversikt:

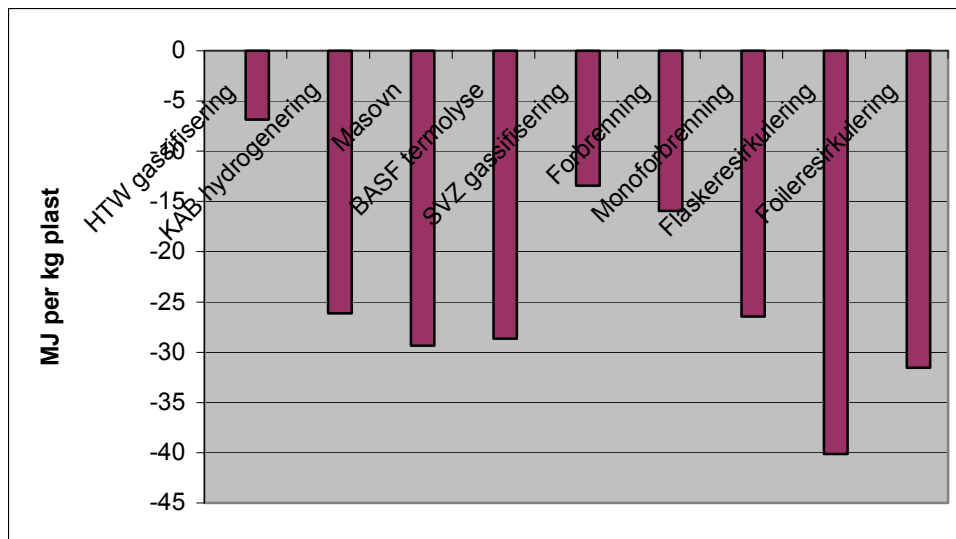
Alternativ	CO ₂ ekv.	MJ
HTW gassifisering	3,07	-6,84
KAB hydrogenering	0,37	-26,14
Masovn	0,24	-29,34
BASF termolyse	0,21	-28,64
SVZ gassifisering	4,56	-13,44
Forbrenning	1,44	-15,94
Monoforbrenning	0,30	-26,44
Flaskeresirkulering	-0,45	-40,14
Folieresirkulering	-0,25	-31,54

Tabell 3.5: Utslipp av klimagasser i CO₂ ekvivalenter samt energibruk for ulike alternativer. Grunnlagsdata hentet fra (Heyde & Kremer, 1999).

Grafisk blir det seende slik ut:



Figur 3.6: Klimagassutslipp for ulike alternativer for plastgjenvinning (Heyde & Kremer, 1999).



Figur 3.7: Energibruk for ulike alternativer for plastgjenvinning (Heyde & Kremer, 1999).

3.5 Kostnadsdata for to alternativer for plastgjenvinning

Som med miljødata, er rikelig med kostnadsdata for alternativer basert på mekanisk resirkulering mens det er lite tilgjengelig litteratur for kjemisk gjenvinning. Jeg har kun funnet én kilde for det sistnevnte - (Patel *et al.*, 2000), og denne gir ikke data i detaljert form. Følgende kostnadsdata kan hentes herfra:

Metode	1996	Minimum 2000 ¹
	[kr/t]*	[kr/t]*
Kjemisk gjenvinning, vektet gjennomsnitt ²	14 480	5 020
Masovn	11 580	2 900
Mekanisk resirkulering, høykvalitets avfall	12 350	7 910
Mekanisk resirkulering, lavkvalitets avfall	12 970	10 230
Sementovn	9 650	2 900

*Brukt kurs for DM til NOK på 3,86 (Currency, 2002).

¹Beregnete kostnader for fremtidige systemer. Potensielt minimum for alle metoder, ikke vektet gjennomsnitt.

²Vektet gjennomsnitt for alle brukte metoder av kjemisk gjenvinning, bortsett fra masovn.

³Krever ekstra beholder for plastavfall (hentesystem).

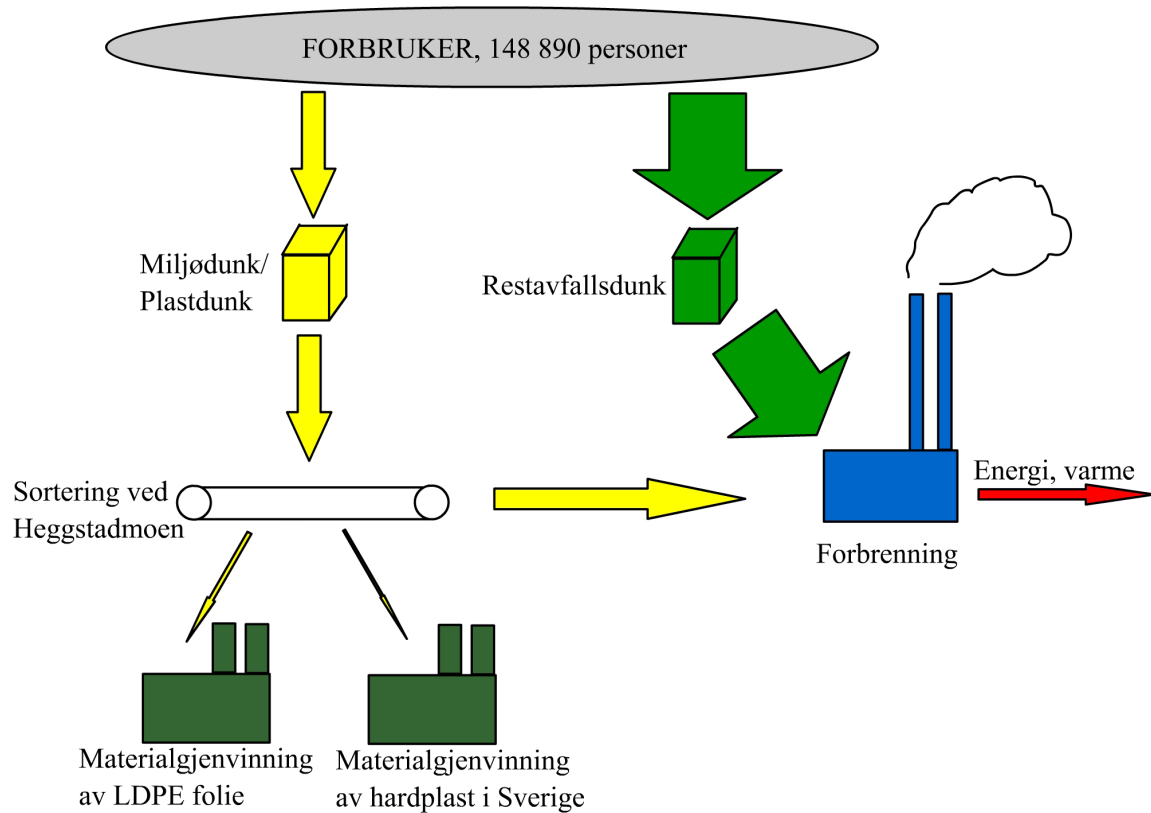
⁴Tall for 2005.

Tabell 3.6: Faktiske (1996), og teoretiske (2000) kostnader for ulike behandlingsalternativer for plastavfall i Tyskland (Patel *et al.*, 2000).

Tallene i tabell 3.6 er lest ut fra et diagram, slik at de er ikke presise. Det er rimelig å anta at disse dataene er såpass usikre at den ekstra usikkerheten ved det å lese rett ut fra et diagram er neglisjerbar. Innsamlingskostnader er inkludert.

4 Case studie: Husholdningsplast i Trondheim

4.1 Systembeskrivelse



Figur 4.1: Systemet som undersøkes.

4.1.1 Plaststrøm fra Trondheims husholdninger

Trondheim hadde 148 890 innbyggere i 2000 (SSB, 2002). Gjennom Trondheims husholdninger flyter det årlig en viss mengde plast. Hvor stor denne mengden er, har vært diskutert i litteraturen. Det har før vært vanlig å anta en årlig flyt på 12,5 kg plastemballasje per person, fra husholdninger i Norge (Raadal *et al.*, 1999). Jeg har i min materialstrømsanalyse (avsnitt 6.2.1) beregnet at 25,1 kg plast per person per år flyter gjennom Trondheim, et veldig forskjellig tall fra det overnevnte anslaget (det er 14,5% ikke-emballasje i husholdningsplast i Trondheim, se avsnitt 7.1). I den videre analysen vil jeg benytte begge disse tallene der det er relevant, for å vise forskjellen i resultat for en del beregninger.

4.1.2 Innsamling av avfall

Plasten samles inn via to systemer; 1) hentesystem og 2) bringesystem. Hentesystemet går ut på at forbruker kildesorterer avfallet, og legger det i tre forskjellige beholdere som står utenfor boligen. De tre beholderne er ment for i) Miljøavfall, ii) Papp og Papp og iii) Restavfall. Miljøavfallet inneholder hovedsakelig plast- og metallemballasje, men er også ment for gummi, lær, impregneret trevirke og brukte sko. De tre beholderne hentes så av Trondheim Renholdsverk eller Norsk Gjenvinning, på oppdrag av Avfallseksjonen i Trondheim Kommune. Beholderne hentes med ulike frekvenser og på ulike tidspunkt, fordi de fylles opp i ulikt tempo.

	Restavfall	Papp/Papir	Miljøavfall
Midtbyen*	Hver 2. uke	2 g. pr. uke	Hver 2. uke
Resten av Trondheim	Hver 2. uke	Hver 4. uke	Hver 8. uke

*Midtbyen inkluderer Øya, Elgeseter, Bakklandet, Møllenberg og Lademoen

Tabell 4.1: Hentefrekvens for ulike fraksjoner i ulike bydeler (Heie, 2001).

For fraksjonene Miljøavfall og Papp/Papir benyttes bringesystem i Midtbyen. For alle andre fraksjoner benyttes hentesystem. Bringesystemet går ut på at man har utplassert store bunntømmende containere på bestemte kildesorteringspunkter i Midtbyen, der forbrukere kan komme med det kildesorterte avfallet sitt.



Figur 4.2: Kildesorteringsdunker.

4.1.3 Sortering

Avfallet blir hentet av TRV (øst for Nidelven) eller Norsk Gjenvinning (vest for Nidelven), og kjørt til sorteringsentralen på Heggstadmoen. Restavfallet blir kjørt direkte til forbrenning ved Heimdal Varmesentral. På Heggstadmoen sorteres fraksjonene miljøavfall og papp/papir.

Det har vært en del variasjon av praksis når det gjelder sortering ved Heggstadmoen. Før ble miljøavfallet sortert to ganger; det går først én gang over rullebåndet, der plast sorteres negativt, slik at det som ikke er plast tas ut. Deretter sorteres plasten for seg selv i hovedsakelig tre fraksjoner; folie av LDPE til materialgjenvinning, flasker og kanner av HDPE og PP til materialgjenvinning samt en restfraksjon til forbrenning. I følge (Heie, 2001) gikk de så over til å kun sortere én gang. Jeg har ikke lyktes i å finne ut hva som er praksis for tiden.



Figur 4.3: TRVs sorteringsbånd (på bildet sorteres papp og papir).

Kapasiteten til anlegget er 1 tonn per time hvis seks personer sorterer. Fire personer står i gjennomsnitt ved båndet. I tillegg trengs én person til å operere en kran som løfter avfallet opp på samlebandet. Oppetiden til anlegget er 7-3 hverdager hele året (Volden, 16/3).

4.1.4 Prosessering

Etter at den sorterte plasten forlater Heggstadmoen, sendes den med lastebil til Rygge sorteringsstasjon. Her blir plasten gradert etter kvalitet, og sendt videre til resirkulerer. Plastretur har personell ved denne posten, som har ansvar for å sende den videre til en gjenvinner som har kapasitet til å ta i mot, og anlegg som tilsvarer kvaliteten på det sorterte materialet. For tiden sendes LDPE folie, HDPE kanner og PET flasker til et ettersorteringsanlegg i Göteborg, som igjen sender plasten videre til resirkulering. PP sendes til Töcksfors, der det regranuleres. (Gjester, 28/5)

Gjenvinningsanlegget i Tydal, som tradisjonelt har tatt i mot all folien sortert ved TRV, har i en periode vært nedlagt, men er for tiden i gang med en prosess for å starte driften igjen. TRV leverte et lass med LDPE til anlegget mai 2002, ment å brukes til testing av drift (Volden, 28/5).

Folldal gjenvinning AS kunne vært en aktuell kandidat for resirkulering av plast fra TRV (spesielt foliefraksjonen), men det er foreløpig for mye urenheter (andre materialer og plasttyper) i foliefraksjonen til at dette er mulig (Rogstad/Tamnes, 29/4).

System	Plast i strøm*	Plast til forbrenning*		Plast til resirkulering	
		[t]	[t]	[%]	[t]
Generert avfall	1174/3736				
- i restavfallet	414,2/2779	414,2/ 2779	100	0	0
- i miljøavfallet (hentesystem)	715,2/873	583,5/ 741,3	81,6	131,7	18,4
- i miljøavfallet (bringesystem)	44,6/84	36,2/ 75,6	81,2	8,4	18,8
Totalt	1174/3736	1033,9/ 3595,9	88,1	140,1	11,9

*Tallene bak streken er tall beregnet av meg i avsnitt 6.1.2.

Tabell 4.2: Materialstrøm av plast i Trondheim, 2001. Data fra (Eik *et al.*, 2002).

Tabell 4.2 gir en oversikt over de ulike plaststrømmene i Trondheim. De 140,1 tonnene som ble resirkulert i 2001 var fordelt på 106,0 tonn LDPE folie og 34,1 tonn flasker/kanner (hardplast).

4.2 Miljøytelse for systemet i Trondheim

4.2.1 Oversikt

	CO2 ekv. [kg/t]	Energibruk [MJ/t]
Forbrenning	473	-25 150
Hentesystem	368	-16 308
Bringesystem	442	-24 430

Tabell 4.3: Utslipp av CO₂ ekvivalenter og energibruk for tre alternativer for gjenvinning av plastemballasje i Trondheim (Eik *et al.*, 2002).

Tabell 4.3 viser miljøbelastningen for de aktuelle delsystemer i Trondheim. Andre kolonne viser hvor mye CO₂ ekvivalenter som slippes ut per tonn plast behandlet, tredje hvor mye energi netto som brukes i systemet. Energien er negativ fordi man får en miljøgevinst av å produsere energi i et forbrenningsanlegg. Det er viktig å merke seg at produksjon av jomfruelig plast ikke er inkludert i systemet i (Eik *et al.*, 2002), videre at miljøytelsen er beregnet i utslipp/energi per kg generert plast, der generert plast er 1174 tonn, og ikke 3736, som beregnet av meg i avsnitt 6.2.1.

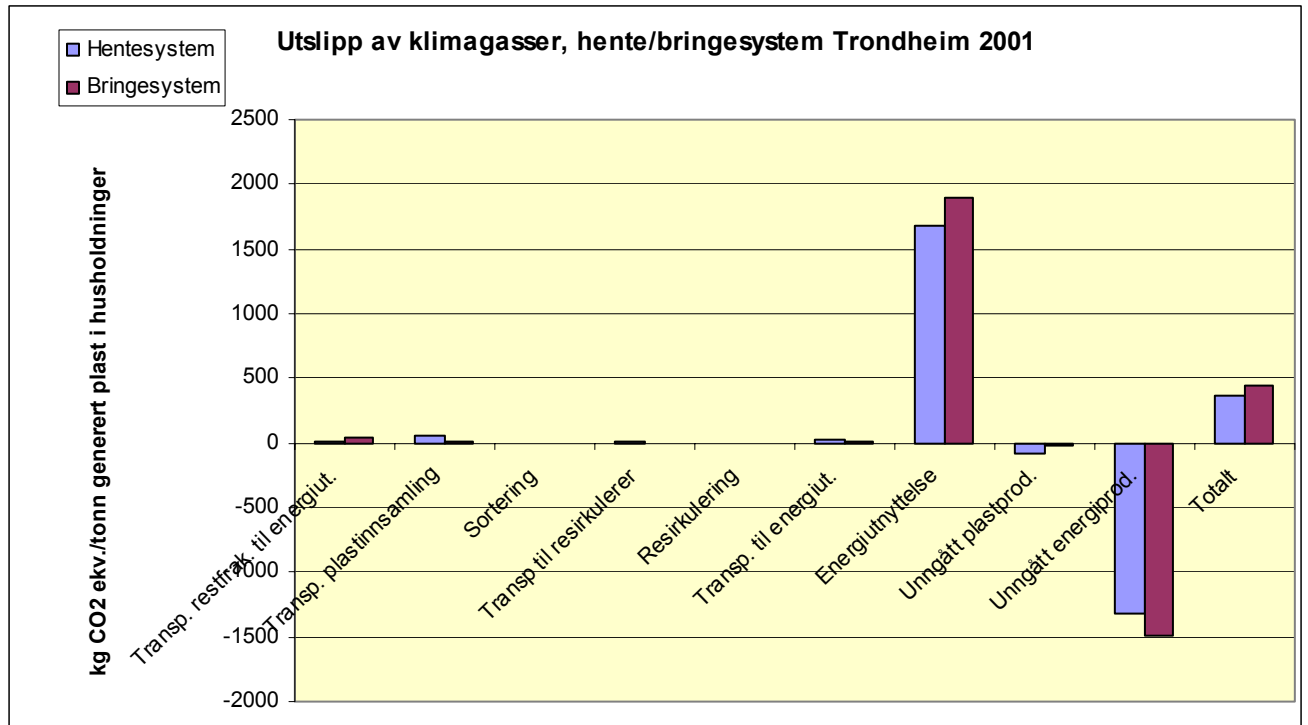
	CO2 ekv. [kg/t]	Energibruk [MJ/t]
Hentesystem	368	-22 870
Plastsekk	88	-22 830
Intelligent igloo	-471	-24 750

Tabell 4.4: Utslipp av CO₂ ekvivalenter og energibruk for alternativer for gjenvinning av plastemballasje i Trondheim (Eik *et al.*, 2002).

Tabell 4.4 viser hvordan to andre alternativer kommer ut miljømessig i forhold til det eksisterende hentesystemet. Disse to alternative er et nytt konsept for innsamling av emballasje under utvikling av Tomra Systems ASA, kalt ”intelligent igloo”¹, samt et konsept som går ut på at forbruker kildesorterer plasten i klare plastsekker, som deretter legges ut for innsamling etter et systematisk tidsskjema (for eksempel hver 8. uke). Dette systemet blir blant annet brukt i Molderegionen.

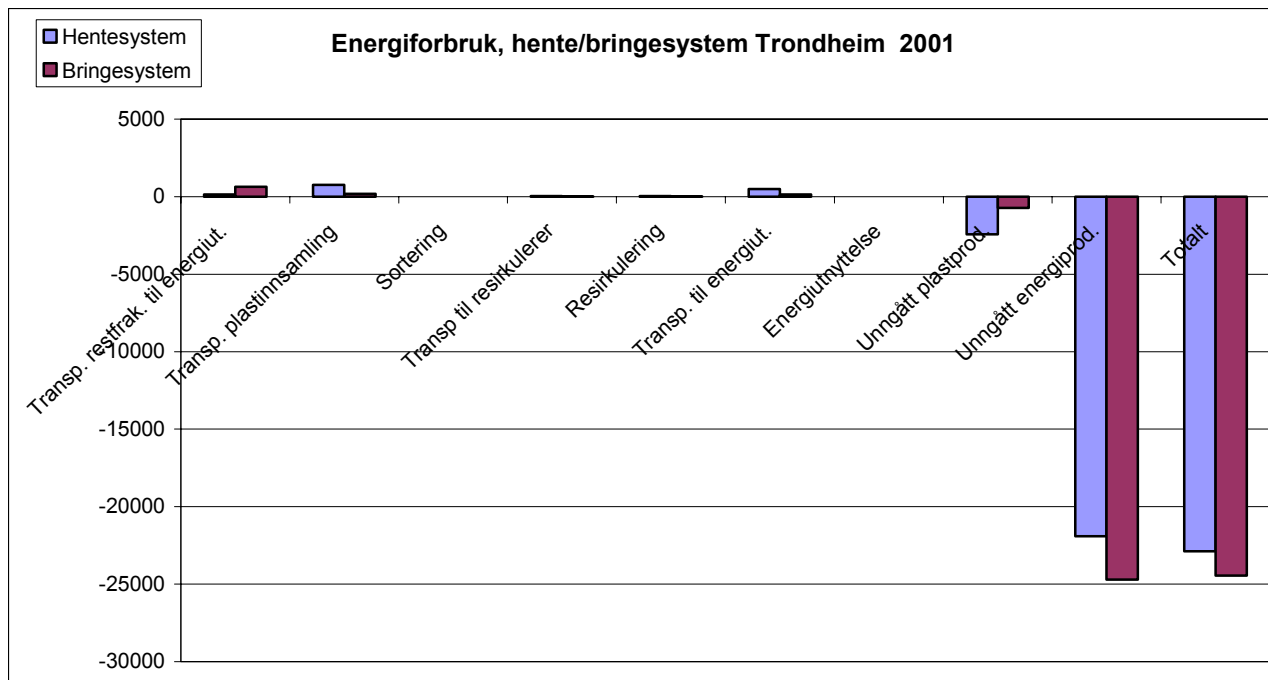
¹ Dette systemet, kalt ”intelligent igloo” i, baserer seg på gjenkjenningsteknologi utplassert lokalt i igloer i nærmiljøet, der folk kan levere brukt emballasje. Fordelen med dette er at man oppnår veldig høye renhetsgrader på de innsamlede materialer, fordi sorteringen skjer direkte ved innlevering. Dermed kan man spare mye klimagassutslipp fordi den resirkulerte plasten erstatter jomfruelig plast.

4.2.2 Detaljerte tall



Figur 4.4: Klimagassutslipp for to alternativer i Trondheim (Eik *et al.*, 2002).

Legg merke til at resirkuleringssystemet i Trondheim faktisk ender opp med positive utslippstall for klimagasser, etter at unngått råvare- og energiproduksjon er trukket fra. Vi ser at gevinsten ved unngått råvareproduksjon er negativ i dette scenariet, dette er ganske spesielt for plastresirkulering (se for eksempel (Raadal *et al.*, 1999)), som regel vil man ende opp med en netto negativ miljøbelastning på grunn av fratrukk for produksjon av råvarer. Årsaken til at dette ikke er tilfelle her er at husholdningsplast sendt til resirkulering fra Trondheim stort sett har erstattet tre i produksjon av palleklosser ved gjenvinningsanlegget i Tydal, samt at mesteparten av plasten sendes til forbrenning.



Figur 4.5: Energiforbruk for to alternativer i Trondheim (Eik *et al.*, 2002).

Oversikt over energibruken i de forskjellige trinnene.

For å illustrere forskjellen mellom det å erstatte jomfruelig plast og tre har jeg utført en beregning av miljøbelastningen av produksjonen av disse materialene i LCA-programmet Simapro 5.0.:

	GWP (kg CO ₂ ekv.)	Energibruk [MJ]
Produksjon av 1 kg plast	2480	80,8
Produksjon av 1 kg tre (gran)	359	4,44

Tabell 4.5: Beregning av miljøbelastning for produksjon av plast og tre. Utført i Simapro 5.0.

Vi ser at belastningen er større for plast i en faktor av henholdsvis 7 og 18 for effektkategoriene global oppvarmingspotensial og energibruk. Siden dette ikke er en full LCA med tilhørende tilpasning til norske forhold osv, kan disse resultatene kun brukes som en indikasjon av forskjellen, men forskjellen er særdeles signifikant.

Som en ytterligere illustrasjon ser vi på følgende tall fra (Heyde & Kremer, 1999) (andre kolonne: klimagassutslipp per tonn plast behandlet; tredje kolonne: MJ energi brukt per tonn plast behandlet):

Alternativ	t CO ₂ ekv./t plast	MJ/t plast
Folieresirkulering	-0,25	-31540
Flaskeresirkulering	-0,45	-40140

Tabell 4.6: Utslippsdata for ulike resirkuleringsscenarier, fra (Heyde & Kremer, 1999).

Vi ser her at begge scenariene har negative utslipp, en klar forskjell fra ytelsen i Trondheim, vist i tabell 4.3. Det er klart at tallene fra Trondheim kun kan sammenliknes mot tallene fra (Heyde & Kremer, 1999) samt (Patel *et al.*, 2000) med en del forbehold. For det første er andelen plast som går til materialgjenvinning fremdeles lav i Trondheim. Av den følgende tabellen ser man at den er stadig økende, men fremdeles lav.

	1999	2000	2001
Materialgjenvinning	5,5	11,4	15,3
Energigjenvinning	94,5	88,6	84,7

Tabell 4.7: Økning i materialgjenvinning, Trondheim fra 1999 til 2001 (Eik *et al.*, 2002).

Til sammenlikning ble 68% av alt DSD relevant plast (plast fra husholdninger og små industrier) gjenvunnet enten mekanisk eller kjemisk i 1996 (Hall, 2000). Forholdet mellom mekanisk og kjemisk gjenvinning for emballasjeavfall i Tyskland er ca 1:1 (Patel *et al.*, 2000).

Siden Tyskland har såpass god dekning med kjemisk gjenvinning anlegg, samt at kjemisk gjenvinning teller som materialgjenvinning, er bruken av forbrenningsanlegg for emballasjeavfall særdeles liten. I følge (Patel *et al.*, 2000) ble null tonn plastemballasje forbrent i 1997.

4.3 Kostnader for systemet i Trondheim, fordelt på trinn

Når man skal foreta undersøkelser rundt kostnadssiden av et plastgjenvinningsalternativ, er det en stor utfordring å bestemme hva som skal inkluderes av kostnader, og hva som skal utelates. Det norske gjenvinningssystemet for plast er ganske komplisert i forhold til pengestrømmer. Mye av årsaken til dette er at systemet er subsidiert av Plastretur AS, et materialselskap opprettet av plastindustrien. For en oversikt over disse pengestrømmene, se appendiks 5.

I dette avsnittet presenteres kostnadsdata for de tre delsystemene 1) forbrenning, 2) hentesystem og 3) bringesystem. De tre tabellene 4.8, 4.9 og 4.10 gir totale kostnader for delsystemet. Kommentarkolonnen forteller hvor stor mengde som ligger til grunn for beregningene. Mengder sendt til resirkulering er målte tall, mens resten er beregnet ut fra 7,95 kg resirkulerbar plast per innbygger. Innbyggertallet som er brukt er 147 700 – fra 1999 (Eik *et al.*, 2002).

Tallene i kursiv er inntekter.

Totalte kostnader og inntekter, forbrenning	[kr]	Kommentarer
Investering i beholdere	22 400	414,2 t plast
Administrering/Informasjon	248 500	414,2 t plast
Innsamling	295 300	414,2 t plast
Sortering	196 700	414,2 t plast
Transport til Heimdal varmesentral	0	414,2 t plast
Levering til Heimdal varmesentral	176 900	414,2 t plast
Energigjenvinning, kostnader	572 800	414,2 t plast
<i>Salg av varme</i>	642 800	<i>414,2 t plast</i>
Totalt, forbrenning	869 800	2 100 kr/t

Tabell 4.8: Trondheim 2001, totale kostnader for forbrenning. Data fra (Eik *et al.*, 2002).

Totalte kostnader og inntekter, hentesystem	[kr]	Kommentarer
Kildesortering	30 000	715,2 t plast
Administrering/Informasjon	1 172 900	715,2 t plast
Innsamling	364 000	715,2 t plast
Sortering	656 600	715,2 t plast
Transport (LDPE) til resirkulerer	10 000	99,6 t LDPE
Transport (HDPE + PP) til sorterer	3 200	32,2 t HDPE/PP
Sortering av HDPE og PP	69 600	32,2 t HDPE/PP
Transport fra sortering til HDPE resirkulerer	3 200	32,2 t HDPE/PP
Transport fra sortering til PP resirkulerer		
Transport fra sortering til energigjenvinning	0	583,5 t plast
Resirkulering av plast til palleklosser, Tydal	338 600	99,6 t LDPE
Resirkulering av PP til granulat, Töckfors	107 100	32,2 t HDPE/PP
Resirkulering av HDPE til granulat, Arvika		
<i>Salg av resirkulert LDPE</i>	<i>179300</i>	<i>99,6 t LDPE</i>
<i>Salg av resirkulert PP</i>	<i>137 000</i>	<i>32,2 t HDPE/PP*</i>
<i>Salg av resirkulert HDPE</i>		
Energigjenvinning, kostnader	807 000	583,5 t plast
<i>Salg av varme</i>	<i>905 600</i>	<i>583,5 t plast</i>
Totalt, hentesystem (uten inntekter fra LDPE)	2 340 300	3 272 kr/tonn

*Antar 60% HDPE og 40% PP

Tabell 4.9: Trondheim 2001, totale kostnader for hentesystem. Data fra (Eik *et al.*, 2002).

Totalt kostnader og inntekter, bringesystem	Kr	Kommentar
Iglookostnader (investering + drift)	22 200	44,6 t plast
Administrering/Informasjon	143 400	44,6 t plast
Innsamling	3 300	44,6 t plast
Sortering	40 900	44,6 t plast
Transport (LDPE) til resirkulerer	600	6,48 t LDPE
Transport (HDPE + PP) til sorterer	200	1,92 t HDPE/PP
Sortering av HDPE og PP	4 100	1,92 t HDPE/PP
Transport fra sortering til HDPE resirkulerer	200	Totalt HDPE/PP
Transport fra sortering til PP resirkulerer		
Transport fra sortering til energigjenvinning	0,00	
Resirkulering av plast til palleklosser, Tydal	22 000	6,48 t LDPE
Resirkulering av PP til granulat, Töckfors	6400	Totalt HDPE/PP
Resirkulering av HDPE til granulat, Arvika		
<i>Salg av resirkulert materiale (gjennomsnitt)</i>	<i>11 700</i>	<i>6,48 t LDPE</i>
<i>Salg av resirkulert PP</i>	<i>8 200</i>	<i>Totalt</i>
<i>Salg av resirkulert HDPE</i>		<i>HDPE/PP*</i>
Energigjenvinning, kostnader	50 100	36,2 t plast
<i>Salg av varme</i>	<i>56 200</i>	<i>36,2 t plast</i>
Totalt, uten inntekter fra Tydal	217 300	4 872 kr/tonn

*Antar 60% HDPE og 40% PP

Tabell 4.10: Trondheim 2001, totale kostnader for bringesystem. Data fra (Eik et al., 2002).

For bringesystemet har jeg brukt tall for de første fem månedene (ganger opp for å få tall for et helt år), da tall for bringesystemet i Trondheim først ble tilgjengelig i 2001. Siden avfallsmengdene varierer en del fra uke til uke representerer dette en viss usikkerhetskilde, men jeg i mangel av bedre data er dette en nødvendig antagelse. Sjekket opp mot (Heie, 2001) ser vi at avfallsmengdene (restavfall + miljøavfall) fra Heimdal (samme område som plukkanalysen beskrevet i kapittel 5.1 ble utført på) varierer en del fra uke til uke, de pendler rundt 4500 kg per uke, med største utslag ca 500 kg.

	Tonn plast behandlet	Kostnad per tonn [kr/t]	Kostnad totalt [kr]
Restavfall til forbrenning	414,2	2 100	869 700
Miljøavfall, hentesystem	715,2	3 272	2 340 300
Miljøavfall, bringesystem*	44,6	4 872	217 300
Totalt	1 174,0	2 919	3 427 300

Tabell 4.11: Kostnader i plastgjenvinningssystemet i Trondheim.

I avsnitt 6.3 beregner jeg disse kostnadene ut fra mine tall på 3736 tonn plast per år.

5 Anvendt metode – Materialstrømsanalyse av plastavfall fra husholdninger i Trondheim

5.1 Plukkanalyse

En plukkanalyse er en systematisk analyse av en prøve avfall, for å finne ut sammensetningen av avfallet i sin helhet. Dermed utgjør den utgangspunktet for en materialstrømsanalyse.

5.1.1 Generelt

Plukkanalyseteamet bestod av:

- Aage Heie, Interconsult
- Hågen Hatling, Interconsult
- Pål Martin Grønlien, leid inn fra Adecco
- Geir Berger, leid inn fra Adecco,

samt undertegnede. Prosjektleder var Aage Heie.



Figur 5.1: En del av analyseteamet.

Dette forsøket omfatter to deler. I den ene delen undersøkes innholdet av en representativ prøve av plastdunken, mens man i den andre delen undersøker restavfallsbeholderne på samme måte. Plukkanalysen av plastavfallet ble utført uke 17, 2002, mens restavfallet ble undersøkt uken etter.

En avfallsinnsamlingsrute på Heimdal var på forhånd valgt ut som testområde, og befolkningen som sogner til denne ruten bedt om å legge kun plast i det som før var miljødunken. Årsaken til at Heimdal ble valgt var at Interconsult utførte plukkanalysen av miljødunkavfallet i dette området i 2001 (Heie, 2001).

Innsamlingen av plastdunken skjer på nøyaktig samme måte som med miljødunken – tømning hver 8. uke. De andre fraksjonene som før gikk i miljødunken samles inn på andre måter – metall går i glassiglooper som er utplassert på kildesorteringspunktene, mens andre fraksjoner må leveres på Heggstadmoen sorteringsanlegg.

Prøveområdet på Heimdal er avgrenset av E6, Sivert Tonstads veg, Industrivegen og Johan Tillers veg, ekskludert skolene og samfunnshuset. I området finner man blokker, som betjenes med felles 660 liters beholdere, samt eneboliger med 140 liters beholdere. (Heie, 2001). Se appendiks 7 for kart over prøveområdet.

5.1.2 Prøveuttak

Etter at prøveområdet på Heimdal hadde hatt plastdunkene utplassert i 8 uker (første perioden med utplasserte plastdunker), ble de hentet på vanlig måte. Resultatet, to søppelbiler med blandet plastavfall, ble kjørt til Heggstadmoen sorteringsanlegg og lagt ut i ranker på bakken (bilen kjører sakte fremover mens den tømmer). Total mengde plastavfall i disse bilene ble målt (ved veiing ved innkjørsel) til 1980 kg. Ved dumpeplassen sto forsøksgruppen og hentet ut prøver, ved manuelt å legge avfall i sekker. For å forsikre oss om at prøven var representativ gikk vi inn i ranken diagonalt fra begge kanter, og hentet avfall fra bunnen av ranken opp til toppen. Dette er viktig fordi det viser seg at man får en segmentering av avfall på grunn av forskjellig tetthet (tunge objekter havner nederst), samt at avfall fra én abonnent vil legge seg som et sjikt i bredderetning i søppelbilen. Det ble hentet ut totalt 70 sekker, som ble veid til 370 kg. Dermed gjenstod 1610 kg i de to lassene.



Figur 5.2: Plasten lagt i ranker på bakken. Vi tar ut prøver.

Resten av avfallet i disse lassene ble sortert av TRVs personale, og deretter finsortert av forsøksgruppen. På den måten vil man få undersøkt hvor effektiv TRVs manuelle sorteringsbånd er, det vil si hvor mye som feilsorteres, og hvor mye av potensialet som hentes ut i riktig fraksjon. Mer om denne delen av forsøket i avsnitt 6.1.3.

5.1.3 Om valg av fraksjoner

Interconsult har utført plukkanalyser liknende denne mange ganger før, og har utarbeidet en prosedyre som fungerer godt. Blant annet har man valgt ut et sett av fraksjoner som brukes som standard. Dette er listen som ble brukt både ved plukkanalysen i 1999 og 2001, og som ble brukt ved plukkanalysen i april.

Nr	Betegnelse	Inneholder
1	Brunt papp/papir, emballasje	Brunt innpakkingspapir, brune poser, bølgepapp i esker, bokemballasje og omslagspapir med bølge, massivpapp med flatevekt over 500 g/m inkl. laminerte kvaliteter (med plast eller aluminium) og transportemballasje av støpt fiber(ikke eggekartong).
3	Lettkartong, emballasje	Esker og plater av papp med flatevekt på 150-500 g/m, f.eks. til frokostblandinger, pizza og andre matvarer (inkl. eggekartong), såpepulver, sko, osv, men eks. drikkekartong.
4	Lettkartong, annet	For det meste A4 skilleark, papptallerkener, drikkebegre og hylser til toalett- og tørkepapir.

5	Drikkekartong, juice	Juicekartong i alle størrelser
6	Drikkekartong, melkeprod	Melkekartong til melk, fløte, drikkeyoghurt, o.l.
6b	Drikkekartong, annet	Tilsvarende for syltetøy, sauser, puddinger mm. og for flytende vaskemidler.
7	Avis/magasin	Aviser og trykksaker av aviskvalitet, ukeblader, tidsskrifter
8	Brosjyrer, avis/magasinkval	Brosjyrer inkl. uåpnede reklamekonvolutter
9	Annet gjenvinnbart papir	Skrivepapir, kontorpapir, datalister, bøker, telefonkataloger, poser i papir til brød, mel, sukker, osv.
10	Annet papir	Tilgriset tørkepapir, servietter og kaffefiltre, mm.
11a	Bæreposer	Handleposer
11b	Annen folieemballasje	Myk og "knitrende" tynn folie, dvs., mat- og snacksemballasje inkl. påleggspakninger og de som er "malt" med aluminium (enkelte snacks- og kaffeposer ol.). Søppelsekker, både de store svarte og mindre hvite og grå som husholdningene kjøper inn.
12	Hardplast emballasje	F.eks. yoghurtbegre, syltetøyspann, isbokser, snusdåser, senneps- og ketchupflasker, plastkapsler, tuber, plastflasker og beholdere til medisiner og kosmetikk
13	Plast drikkevareemballasje	Plastemballasje som det er gebyr eller panteordning for, dvs., flasker og kanner for saft og PET returflasker.
14a	Annen plastfolie	Tynne plastmapper.
14b	Annen hardplast	Leker, innredningsartikler, kjøkkentøy, drikkebegre, plastmapper, kunstlær (skai), skumgummi mm.
14c	Vinylbelegg og tapet	Vinyl gulvbelegg og vasketapet.
15	EPS Emballasje	Isopor, styropor i form av bakker for matvarer og støtdempende inneremballasje.
16	Annen EPS	Isolasjonsplater, kopper og tallerkener
17	Matrester	Alle matrester av frukt, grønnsaker, kjøtt, fisk, brød og andre melprodukter, eggeskall, inkl. bein og teposer.
18	Hage/parkavfall	Blomster, planter, jord, hageavfall.
19	Bleier/bind	Inkl. evt. innhold og omviklet toalett-papir
20	Treverk, emballasje, ikke impregnert	Rester av esker og kasser av tre.
21a	Treverk, annet, ikke impr..	Ispinner, trematerialer
21b	Treverk, impregnert	
22a	Gummi	Diverse ting av gummi, inkl. gummistøvler
22b	Skinn og lær	
22c	Sko	Alle typer både av stoff og skinn/lær
23	Tekstiler	Både bomull, ull og syntetisk, inkl. tekstiltepper.
24	Annet brennbart	Hovedsakelig hundemøkkposer (inkl. plastposen), kork, talglys og såpe
25	Glass emballasje	Flasker og glass for syltetøy osv.
26	Annet glass	Kjøkken- og prydgjenstander av glass, vindusglass. mm.

27	Jern emballasje	Blikkbokser for matvarer og drikkevarer, flaskekapsler. Syltetøyglass
28	Annet jern	Biter av jern fra ulike produkter, skruer, spiker osv.
29	Aluminium, emballasje	Hermetikk aluminiumsbokser (makrell o.l.), aluminiumsformer for ferdigmat, skrukorker, tuber, spraybokser.
30	Aluminium, drikkevare	Aluminiumsbokser for øl og mineralvann.
31	Annet aluminium	Aluminiumsfolie som brukes i husholdningene, diverse gjenstander av aluminium.
32	Annet metall	Diverse gjenstander av metall eller hvor hoveddelen ble bedømt å være metall, ekskl. elektriske og elektroniske produkter
33	Annet ikke brennbart	Keramikk, porselen, stein/grus/jord.
34a	Vanlige batterier	
34b	Ledninger	Elektriske
34c	Elektrisk/elektronisk	Diverse utstyr fra husholdningene, samt lyspærer og sikringer.
35	Spesialavfall	
36	Finstoff, inkl. støvsuger	Det fine som ligger igjen på sorteringsbordet (mye av det var kaffegrut), dessuten ble støvsugerposer m/innhold og poser med kattesand, aske, sement og annet uidentifisert finstoff inkludert her.
37	Laminat papir/plast/aluminium (med 2 el. 3 av disse stoffene)	Poser for f.eks. saus og suppe, laminert innpakningspapir for kjøtt og fisk, kaffe- og snacksposer av laminert aluminium og plast, ol.

Tabell 5.1: Tabell over fraksjoner, og hva de inneholder (Heie, 2001).



Figur 5.3: Noen av fraksjonene ved plukkanalysen.

I denne analysen ble det utarbeidet en del fraksjoner i tillegg fordi jeg ønsket å se litt på kilden for de forskjellige emballasjeproduktene. Siden plukkanalysen er krevende både med hensyn på tid og ressurser, og det viktigste med denne analysen var å få utført en vanlig plukkanalyse (for å besvare spørsmålet: er plastdunken mer eller mindre effektiv enn miljødunken i å samle inn plast?) var det begrenset tid til denne andre delen av analysen. Løsningen var en slags hybrid, der man i utgangspunktet benyttet fraksjonslisten fra tidligere forsøk, men der fraksjonene 11b (Annen folieemballasje), 12 (Hardplast emballasje) og 13 (Plast drikkevareemb.) ble videre delt inn i underfraksjoner. Listen over disse er som følger (hovedfraksjoner i kursiv):

Nr	Betegnelse	Inneholder
<i>11b</i>	<i>Annen folieemballasje</i>	
11b-1	Søppelsekker	Søppelsekker, svarte og hvite
11b-2	Poser for brød/frukt/grønt	Brødposer samt poser til frukt og grønt (tynne, knitrende)
11b-3	Strekkfilm (Gladpack)	Gladpack
11b-4	Pålegg-emballasje	Plastemballasje for skivet pålegg og ost. Noe kompositter
11b-5	Emb. for kjøtt og fisk	Ytterposen i emballasje til kjøtt og fisk. Innerbegeret ble fjernet og puttet i 12-2
11b-6	Annen folie for mat	Diverse-kategori. All folie som kunne identifiseres brukt til mat, og som ikke har egne underfraksjoner ble puttet her.
11b-7	Folie for annet enn mat	Diverse-kategori. All folie som ikke kunne identifiseres brukt til mat, og som ikke har egne underfraksjoner ble

		puttet her.
12	<i>Hardplast emballasje</i>	
12-1	Hardplast for meieriprod.	Begre, bokser og spann til meieriprodukter (yoghurt, is, rømme osv.)
12-2	Annen mat, begre og spann	Alle andre begre (soddspann, begre til kjøttprodukter osv.)
12-3	Hardplast flasker mat	Flasker til matprodukter, som ketchup osv., stort sett HDPE.
12-4	PET flasker mat	Flasker til matprodukter, som soyaolje osv., kun PET
12-5	Hardplast vaskemidler og såpe/kosmetikk	En sammenslått fraksjon av emballasje til kosmetikkprodukter (shampoo, såpe osv.), samt vaskemidler (oppvaskmiddel, klorflasker osv.)
12-6	Hardpl. verksted/bil-prod.	Flasker og kanner for verkstedprodukter (motoroljeflasker, kanner til spylevæske osv.)
12-7	Hardplast for andre prod.	Oppsamlingsfraksjon for diverse hardplast emballasje som ikke falt inn i noen av de andre fraksjonene.
13	<i>Plast drikkevareemb.</i>	
13-1	PET saft/brus	PET-flasker, både engangs og ombruks
13-2	Annet saft/brus	Flasker av andre materialer enn PET
13-3	PET brennevin	PET-flasker til brennevin

Tabell 5.2: Ekstra fraksjoner i denne analysen.

Det ble klart for oss i løpet av analysen at ikke alle fraksjonene i figur 5.4 var gode valg. Man kunne med fordel ha delt inn i mer spesifiserte fraksjoner, samt at noen av de overnevnte fraksjonene var det lite av i prøven, slik at disse kunne ha vært utelatt. Mer om dette i diskusjonen, avsnitt 7.1.2.

5.1.4 Sortering

De 70 sekkene ble så flyttet til forsøksområdet, utstyrt med en 80x120 cm rist, med 10mm lysåpning, og opptil 50 avfallsbeholdere og bøtter, én for hver fraksjon som skulle sorteres ut. Før sortering startet ble alle sekkene veid, slik at vi kunne kontrollere de finsorterte fraksjonene mot totalvekten etter forsøket.



Figur 5.4: Sorteringsristen.

Prøven ble deretter analysert grundig, ved at sekkene, en etter en, ble tømt på rist, og sortert etter fraksjon. Under risten ble det plassert en oppsprettet plastsekk, slik at alt finstoff ble samlet opp, og senere veid. Det ble lagt vekt på at svinn ved sortering og veiing skulle være minst mulig. Objekter så små som 3-5 cm² ble sortert for seg og veid.

Siden det er praktisk ikke gjennomførbart at TRVs manuelle sorterere skal åpne lukkede poser, for så å sortere innholdet i detalj, har abonnementene blitt anmodet om ikke å legge lukkede poser i plast- (eller miljødunken). Likevel finner man et ganske stort antall slike poser i plastavfallet. Det er interessant å finne ut hvor mye slike poser det er i plastavfallet, så når forsøksgruppen kom over slike poser, ble det registrert, og posene veid, for så å bli åpnet og finsortert.

Når forsøksgruppen kom over restavfall innpakket i poser, en uønsket fraksjon (fordi én pose med matavfall kan være nok til å tilgrise et helt billass med plastavfall), ble disse veid og registrert, men ikke åpnet og finsortert. Årsaken til at de ikke ble åpnet er at dette avfallet er opptil 8 uker gammelt, og kan innebære en helserisiko for forsøksgruppen.

Selv om nøyaktighet i sorteringen var veldig viktig, var en del andre praktiske foranstaltninger nødvendige:

- matavfall emballert i plast ble ikke pakket ut, da dette som regel var svært bedervet eller muggent
- emballasje med halvflytende matrester ble ikke tømt, men inkludert i matavfallsfraksjonen (f.eks. majonnesposer, yoghurtbegre osv.)

- objekter bestående av flere materialer bundet sammen på en eller annen måte, ble plassert i fraksjonen for det dominerende materialet. Emballasje bestående av laminat av flere materialer ble plassert i egen fraksjon (37)

Disse forutsetningene er vurdert å gi ubetydelige utslag på resultatet av analysen, siden vekten av disse "feilsorteringene" er forsvinnende liten i forhold til totalen.

Når alle sekkene var sortert, ble hver enkelt fraksjon veid og registrert. For fraksjoner som var så hyppige at de fylte hele plastsekker ble 0-10 kg og 0-20 kg vekter benyttet, mens for de mindre fraksjonene ble en mindre kjøkkenvekt benyttet. Alle vektene ble kontrollert på forhånd, samt tarert med henholdsvis plastsekk eller plastbøtte, alt ettersom hvilken fraksjon man skulle veie.

Det var et prinsipp at dersom feilprosenten på totalvekt etter finsortering mot totalvekten av de 70 sekkene oversteg 2 prosent, måtte veiingen utføres på nytt. Dette ble ikke nødvendig under denne analysen.

I tillegg ble hver fraksjon målt etter volum. Dette skjedde ved at søppelsekker ved håndkraft ble presset sammen til en tilnærmet sylinder, som man deretter målte høyden på. Ved å vite tilnærmet diameter på en slik søppelsekksylinder, kan man enkelt regne ut volumet. For fraksjoner med små mengder (som lå i bøtter), målte man enkelt høyden på fraksjonen i bøtten.

5.1.5 Sortering av TRV-sortert plast

Inkludert i dette forsøket var, som tidligere nevnt, det å sortere fraksjoner utsortert av TRV. Dette for å finne ut hvor godt sorteringen til TRV fungerer. Som beskrevet i avsnitt 4.1.3 ser vi at de manuelle sortererne ved samlebandet sorterer i fire fraksjoner:

- i) Flasker og kanner
- ii) Folie
- iii) Energiplast
- iv) Restfraksjon

Vi hentet ut prøver fra alle disse fraksjonene, bortsett fra restfraksjonen. Årsaken til at vi ikke sorterte denne fraksjonen var at den ble vurdert til å inneholde lite plast. Måten denne vurderingen ble tatt var å få den spredd ut over et relativt stort område (vi fikk en hjullaster til å hjelpe oss) og deretter inspisere visuelt, og ta bilder av ranken.

5.1.6 Sortering av restavfallsfraksjonen

For å få et komplett bilde av hvorvidt ordningen med plastdunken er bedre enn den eksisterende miljødunken er det nødvendig å analysere innholdet av restavfallet fra samme geografiske område og tid som plastanalysen. Dette ble også gjort i 2001. Derfor utførte man i forbindelse med dette prosjektet også en detaljert sortering av restavfallet generert i prøveområdet de to siste ukene før analysen, som ble foretatt 29-30/4 2002. Denne analysen var ikke undertegnede med på. Metodikken er for øvrig helt lik som ved plastdunkanalysen.

Man hentet ut en representativ prøve fra et lass med avfall, 340,6 kg. Denne prøven ble deretter sortert etter samme fraksjonsliste som ved plastanalysen (tabell 5.1).

5.2 Forutsetninger i beregningen av materialstrømmer

- Prøveområdet på Heimdal er representativt for Trondheim
- Alt metall i avfallsstatistikken til Trondheim kommune ble levert i miljøavfallet, med andre ord: ser bort i fra skrapmetall levert ved Heggstadmoen avfallsmottak
- Ved beregning av avfallsstrømmer etter hypotetisk innføring av plastdunken i Trondheim, antar jeg at det ville vært innført hentesystem over hele byen, det vil si ingen iglooer.

5.2.1 Hva regnes som plast i materialstrømsanalysen?

Ut av fraksjonene i tabell 5.1 regnes følgende som plast:

Nr	Betegnelse
11a	Bæreposer
11b	Annen folieemballasje
12	Hardplast emballasje
13	Plast drikkevareemb.
14a	Annen plastfolie
14b	Annen hardplast

Tabell 5.3: Fraksjoner som faller inn i rapportens definisjon av plast.

Det vil si at følgende fraksjoner ikke regnes med:

Nr	Betegnelse
14c	Vinylbelegg og -tapet
15	EPS Emballasje
16	Annen EPS Skumgummi
	Plast netting, vevd PP og bånd
37	Laminat papir/plast/aluminium

Tabell 5.4: Fraksjoner som faller utenfor rapportens definisjon av plast.

Samtlige elementer i tabell 5.4, bortsett fra skumgummi, inneholder materiale som med kjemisk terminologi er definert som plast. Likevel har jeg valgt å ekskludere dem av følgende årsaker:

- Jeg har ikke data for hvor mye av vinylbelegg og tapet fraksjonen som er plast (hovedsakelig PVC).
- EPS følger et eget system for gjenvinning som ikke er med i systemgrensene for denne oppgaven.
- Hvor mye plast som inngår i laminatfraksjonen er usikkert, selv om Interconsult regner med en andel på en tredjedel (Heie, 7/6).

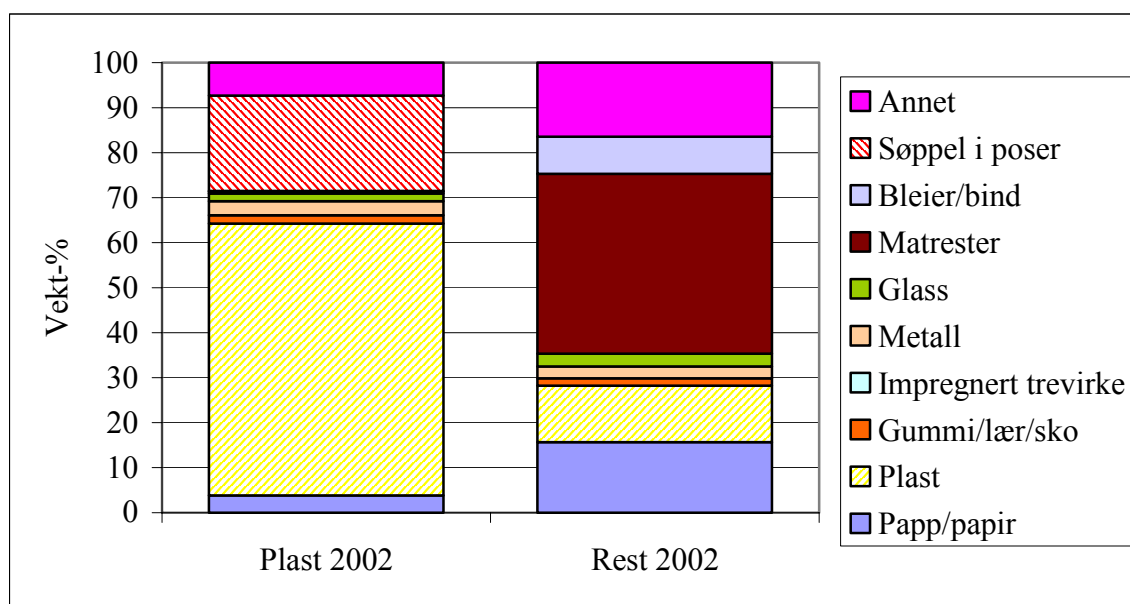
- Plast netting, vevd PP og bånd er ikke med av forenklingssyn. Denne fraksjonen har heller ikke vært med i tidligere analyser.

Plukkanalysen viser at de utelatte fraksjonene utgjør omtrent 1% av den totale materialstrømmen, slik at feilen disse antagelsene gir er relativt sett liten.

6 Resultater

6.1 Plukkanalyse

6.1.1 Sammendrag av plukkanalysen



Figur 6.1: Sammensetningen av plastprøven og restavfallsprøven i plukkanalysen 2002 (Heie & Hatling, 2002).

Figur 6.1 gir en forenklet oversikt over resultatene fra plukkanalysen. Vi ser hvordan avfallet er fordelt på hovedfraksjonene. Siden y-aksen er vekt% av total prøve, får vi ikke informasjon om totale mengder, men kun relativ sammensetning av henholdsvis plast- og restavfall. Avsnittene 6.1.2 til 6.1.5 gir mer detaljert informasjon. Se appendiks 10 for den totale oversikten.

Vekt%	Miljøavfall/plast		Restavfall		Sortert av TRV 2002		
	Miljøavfall 2001	Plast 2002	Rest 2001	Rest 2002	Folie	Hardplast	Energiplast
Papp/papir	5,2	3,8	19,8	15,7	0,5	0,1	5,7
Plast	33,8	60,4	7,7	12,5	98,8	99,0	75,2
Gummi/lær/sko	8,0	1,8	0,4	1,7	0,0	0,1	0,9
Impregnert trevirke							
Metall	15,8	3,1	1,4	2,6	0,1	0,3	1,0
Glass	2,6	1,7	2,9	2,8	0,0		0,2
Matrester	1,3	0,4	47,5	40,0			1,8
Bleier/bind		0,2	4,9	8,2			0,6
Søppel i poser	15,8	21,2					10,1
Annet	17,5	7,3	15,5	16,5	0,7	0,4	4,4
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tabell 6.1: Samlet resultat for hele analysen, tall fra forrige analyse også med (Heie & Hatling, 2002).

6.1.2 Fordeling av avfall på vektbasis

Nr	Betegnelse	Vekt%
7	Avis/magasin	1,3
11a	Bæreposer	9,1
11b	Annen folieemballasje	20,8
12	Hardplast emballasje	21,1
13	Plast drikkevareemb.	1,1
14b	Annen hardplast	8,3
22c	Sko	1,3
23	Tekstiler	1,9
25	Glass emballasje	1,7
27	Jern emballasje	2,2
38	Søppel i poser	21,2
	SUM	90,0

Tabell 6.2: Resultatene fra plukkanalysen av plastdunken (Kun fraksjoner over én vekt% er med i tabellen).

Som nevnt i avsnitt 5.1.3 ble fraksjonene 11b (Annen folieemballasje), 12 (Hardplast emballasje) og 13 (Plast drikkevareemb.) delt opp i underfraksjoner. Tabell 6.3 viser fordelingen på disse:

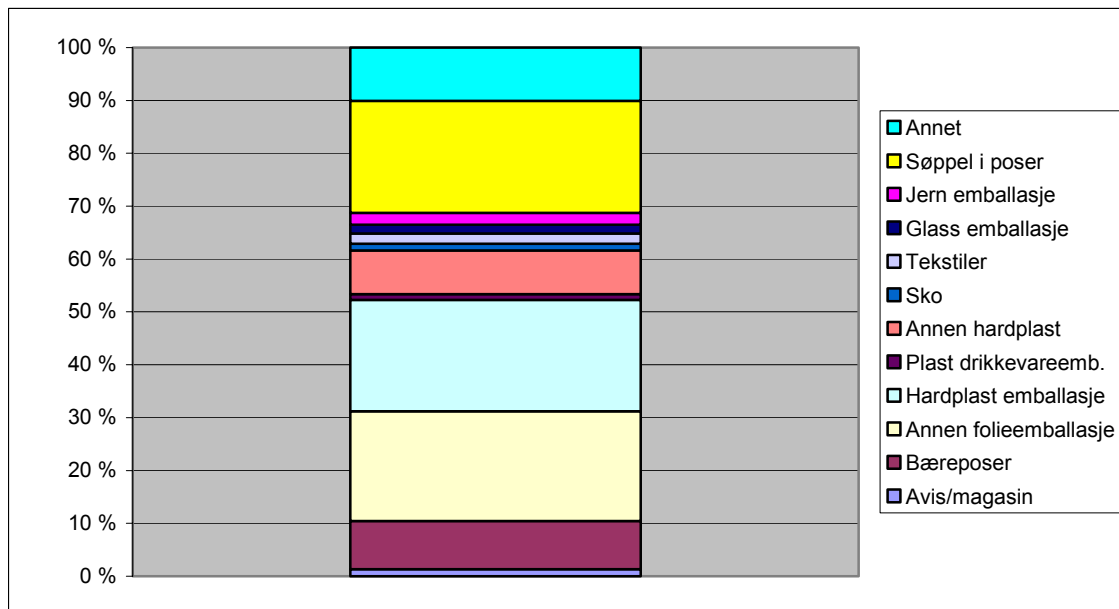
Nr.	Betegnelse	Vekt%
<i>11b</i>	<i>Annen folieemballasje</i>	<i>20,8</i>
11b-1	Søppelsekker	1,5
11b-2	Poser for frukt/grønt	1,2
11b-3	Strekfilm (Gladpack)	0,0
11b-4	Pålegg-emballasje	0,3
11b-5	Emb. for kjøtt og fisk	0,7
11b-6	Annen folie for mat	2,3
11b-7	Folie for annet enn mat	14,8
<i>12</i>	<i>Hardplast emballasje</i>	<i>21,1</i>
12-1	Hardplast for meieriprod.	2,3
12-2	Annen mat, begre og spann	8,1
12-3	Hardplast flasker mat	0,7
12-4	PET flasker mat (soya mm)	0,2
12-5	Hardplast vaskemidler og såpe/kosmetikk	6,2
12-6	Hardpl. verksted/bil-prod.	2,7
12-7	Hardplast for andre prod.	0,9
<i>13</i>	<i>Plast drikkevareemb.</i>	<i>1,1</i>
13-1	PET saft/brus	1,0
13-2	Annet saft/brus	0,0
13-3	PET brennevin	0,1
	SUM	43,0

Tabell 6.3: Fordeling på underfraksjoner, prøve fra plastdunken.

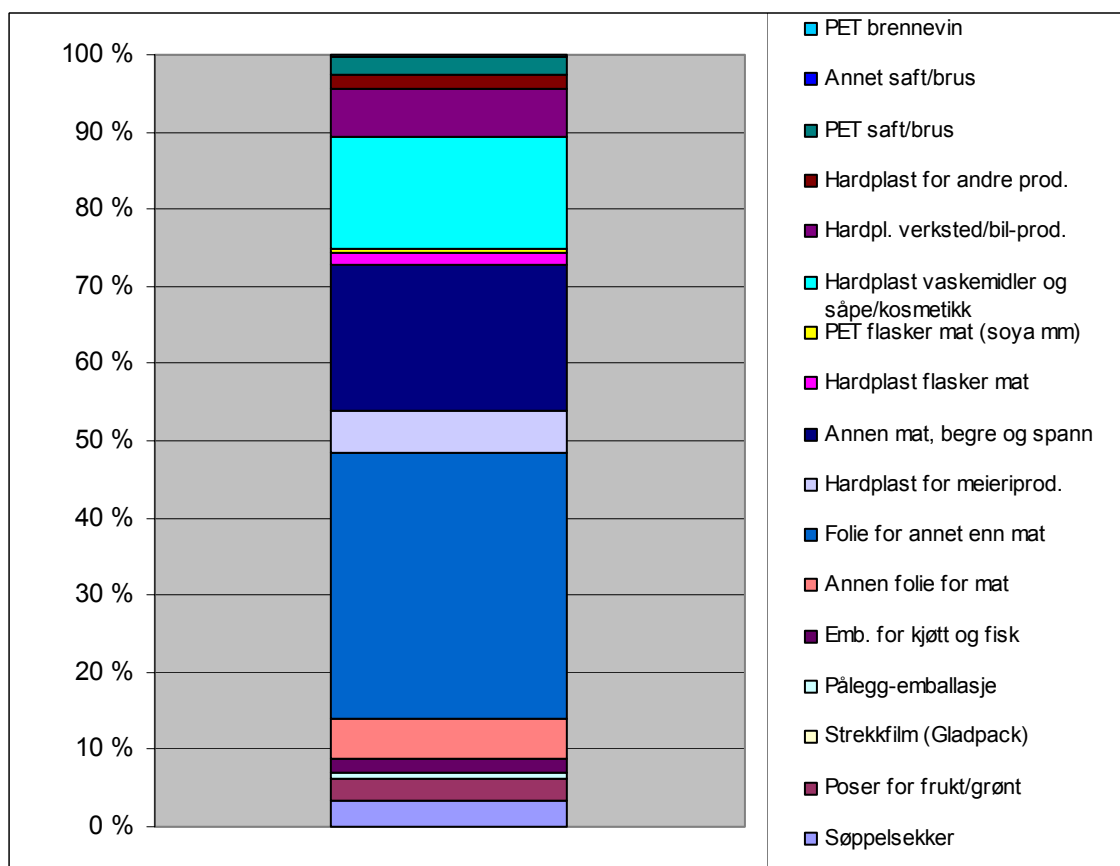
Nr	Betegnelse	Vekt% av alt*	Vekt% av plast
11a	Bæreposer	9,1	15,1
11b	Annen folieemballasje	20,8	34,5
12	Hardplast emballasje	21,1	34,8
13	Plast drikkevareemb.	1,1	1,7
14a	Annen plastfolie	0,1	0,2
14b	Annen hardplast	8,3	13,7
	SUM	60,5	100

*Av hele innholdet i plastdunken

Tabell 6.4: Fordeling av plast, plastdunken.



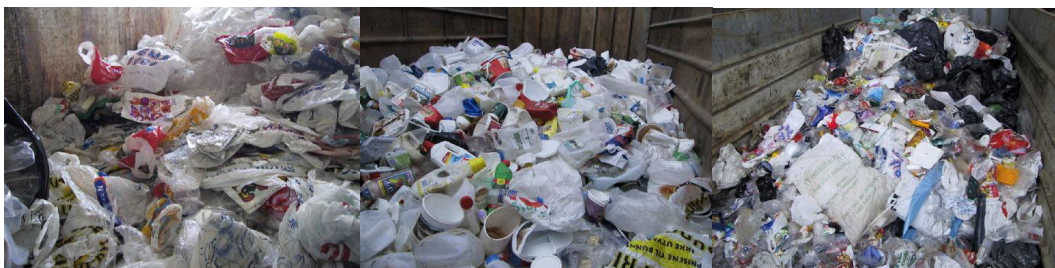
Figur 6.2: Sammensetning av prøven fra plastdunken.



Figur 6.3: Fordeling på underfraksjoner, plastdunken.

Avfallet ble også analysert på volumbasis. Se appendiks 9 for denne oversikten.

6.1.3 Resultater fra analysen av TRV-sortert plast



Figur 6.4: Plast sortert av TRV, henholdsvis folie-, flasker/kanner- (hardplast) og energiplastfraksjon. Foto: Aage Heie. Se appendiks 8 for mer detaljerte bilder.

Vi hentet ut 72,9 kg fra foliefraksjonen, 146,6 kg fra hardplastfraksjonen (flasker og kanner) og 84,2 kg fra energiplastfraksjonen og sorterte dem på samme måte som den første prøven. Det viste seg at det var relativt lite feilsortering. Fraksjoner i fet skrift er de som hører hjemme i de sorterte fraksjoner. Fraksjoner under 0,10 vektprosent er av forenklingshensyn utelatt i tabellene.

Nr	Betegnelse	Vekt%
10	Annet papir	0,4
11a	Bæreposer	38,9
11b	Annen folieemballasje	58,8
12	Hardplast emballasje	0,8
14b	Annen hardplast	0,2
16	Annen EPS	0,2
37	Laminat papir/plast/aluminium	0,1
36	Finstoff, inkl. støvsugerposer	0,4
	SUM	99,8

Tabell 6.5: Sammensetning av TRV-sortert foliefraksjon.

Nr	Betegnelse	Vekt%
11a	Bæreposer	0,5
11b	Annen folieemballasje	1,0
12	Hardplast emballasje	93,0
13	Plast drikkevareemb.	4,5
22c	Sko	0,1
27	Jern emballasje	0,3
35	Spesialavfall	0,3
	SUM	99,7

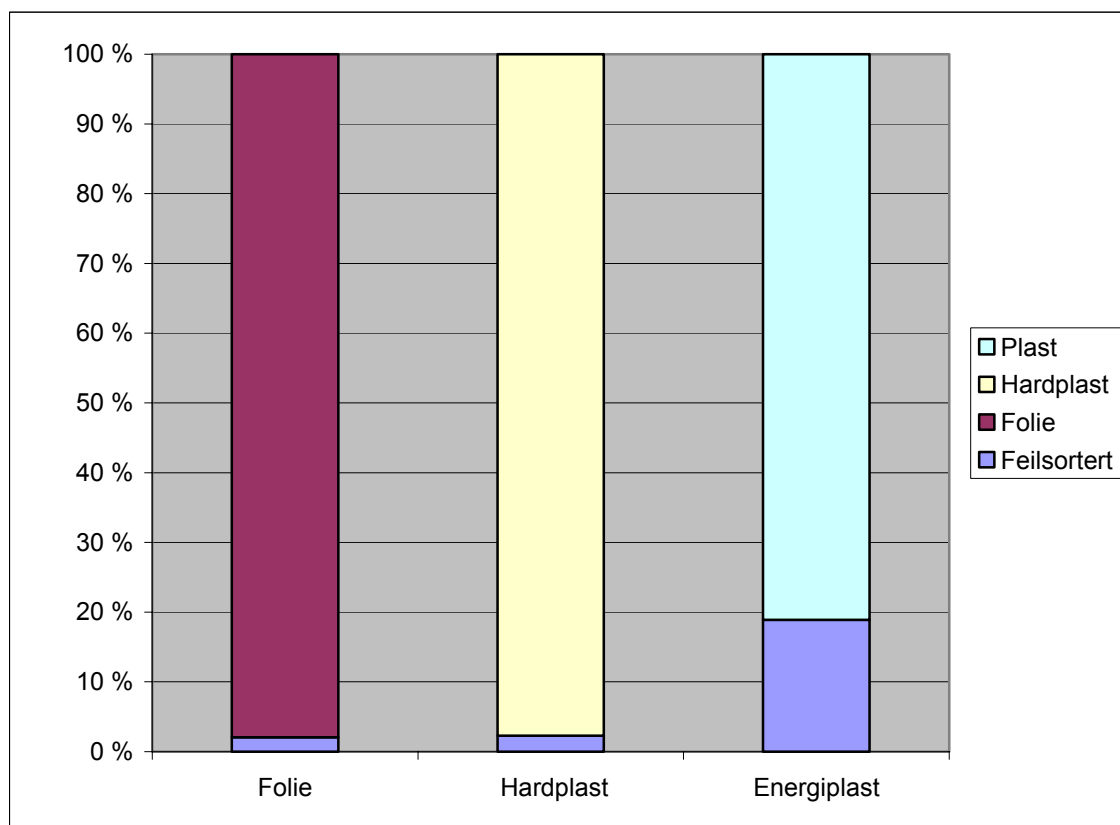
Tabell 6.6: Sammensetning av TRV-sortert hardplastfraksjon.

I tabellen for energiplastfraksjonen er alle fraksjoner med små mengder fjernet. Energiplastfraksjonen skal inneholde all plast som ikke er egnet for materialgjenvinning, og slik plast finnes i mange forskjellige fraksjoner, så jeg har ikke uthevet noen fraksjoner i denne tabellen.

Nr	Betegnelse	Vekt%
7	Avis/magasin	1,1
10	Annet papir	3,5
11a	Bæreposer	2,8
11b	Annen folieemballasje	35,7
12	Hardplast emballasje	21,0
14a	Annen folie	1,9
14b	Annen hardplast	12,8
	Plast netting, vevd PP og bånd	1,1
37	Laminat papir/plast/aluminium	1,1
17	Matrester	1,8
38	Søppel i poser	10,1
	SUM	92,9

Tabell 6.7: Sammensetning av TRV-sortert energioplastfraksjon.

Legg merke til at i energioplastfraksjonen har det dukket opp en ny fraksjon, kalt *Plast netting, vevd PP og bånd*. Denne fraksjonen er ny, så den har ikke fått noe nummer.



Figur 6.5: Feilsorteringsgrad i de tre TRV-sorterte fraksjonene Folie, Hardplast og Energiplast.

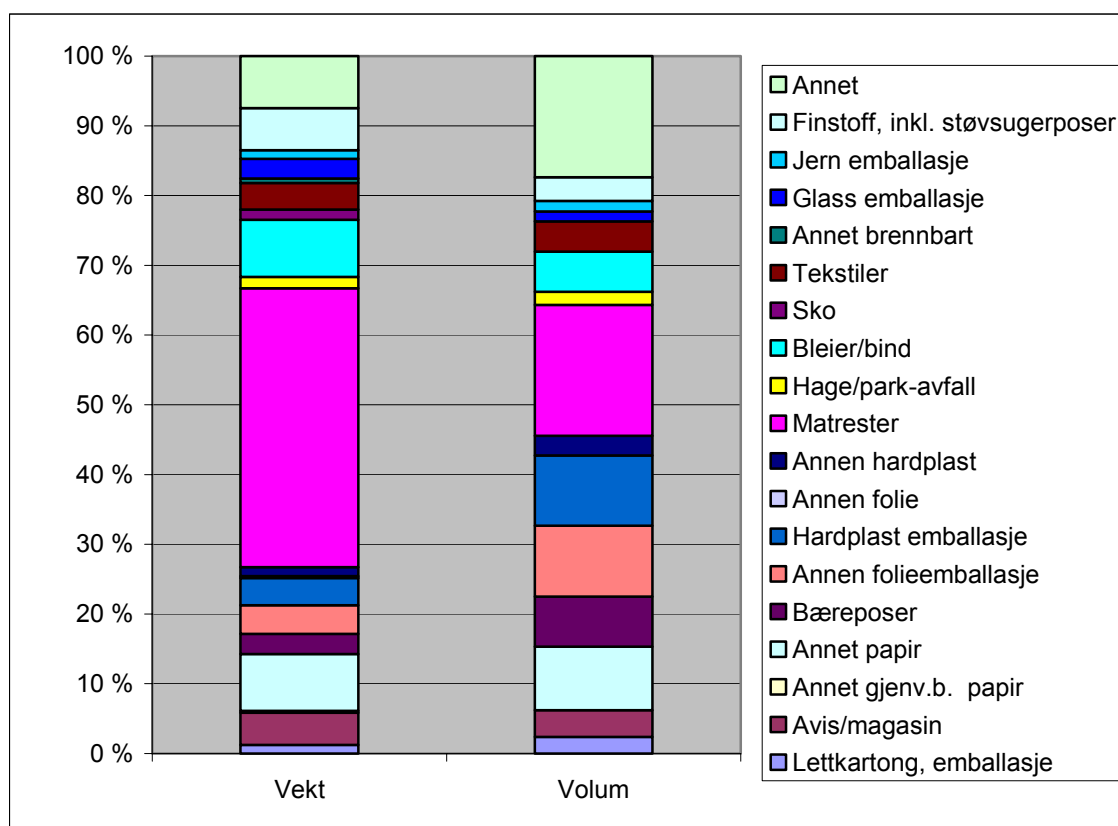
6.1.4 Resultater fra restavfallsanalysen

Dette er resultatene fra undersøkelsen (ingen fraksjoner utelatt, fraksjoner med blankt på mengder ble ikke funnet):

Nr	Betegnelse	Vekt%
1	Brunt papp/papir, emballasje	0,2
3	Lettkartong, emballasje	1,2
4	Lettkartong, annet	0,6
5	Drikkekartong, juice	0,1
6	Drikkekartong, melkeprod.	0,5
6b	Drikkekartong, annet	
7	Avis/magasin	4,6
8	Brosjyrer, avis/magasinkval.	
9	Annet gjenv.b. papir	0,3
10	Annet papir	8,1
11a	Bæreposer	2,9
11b	Annen folieemballasje	4,1
12	Hardplast emballasje	3,9
13	Plast drikkevareemb.	0,1
14a	Annen folie	0,3
14b	Annen hardplast	1,2
14c	Vinylbelegg og -tapet	
15	EPS Emballasje	0,3
16	Annen EPS	0,2
	Skumgummi	0,1
	Plast netting, vevd PP og bånd	0,6
37	Laminat papir/plast/aluminium	0,9
17	Matrester	40,0
18	Hage/park-avfall	1,6
19	Bleier/bind	8,2
20	Treverk, emballasje, ikke impr.	
21a	Treverk, annet, ikke impr.	
21b	Treverk, impregnert	
22a	Gummi	0,2
22b	Skinn og lær	
22c	Sko	1,5
23	Tekstiler	3,8
24	Annet brennbart	0,6
25	Glass emballasje	2,9
26	Annet glass	
27	Jern emballasje	1,2
28	Annet jern	
29	Aluminium, emballasje	0,6
30	Aluminium, drikkevareemb.	0,1

31	Annet aluminium	0,1
32	Annet metall	0,7
33	Annet ikke brennbart	1,3
34a	Vanlige batterier	0,0
34c	Elektrisk/elektronisk	0,1
35	Spesialavfall	
36	Finstoff, inkl. støvsugerposer	6,0
38	Søppel i poser	
39	Full emballasje	0,5
	Div. smått oppsop	
	Hundemøkk	0,4
	SUM	100,0

Tabell 6.8: Innholdet av restavfallet.



Figur 6.6: Sammensetning av restavfallprøven.

6.1.5 Resultater fra tidligere plukkanalyse

I 2001 ble det utført en plukkanalyse av samme type som denne (Heie, 2001), med den hensikt å undersøke hva som befant seg i miljøavfallsbeholderen. To undersøkelser ble gjort, en prøve fra hentesystemet i Heimdal (nøyaktig samme rute som i vår undersøkelse), og en fra bringesystemet i Midtbyen. For hele oversikten over sammenlikningen mellom de to plukkanalysene, se appendiks 10.

Et interessant aspekt er å se om mengden av de fraksjonene som tidligere skulle kastes i miljødunken, men ikke i plastdunken, øker i restavfallsdunken, eller om forbrukerne er flinke til å benytte andre muligheter, som levering til avfallsmottaket ved Heggstadmoen (gummi, sko etc.), eller kasting i glass/metalligloo (hermetikk).

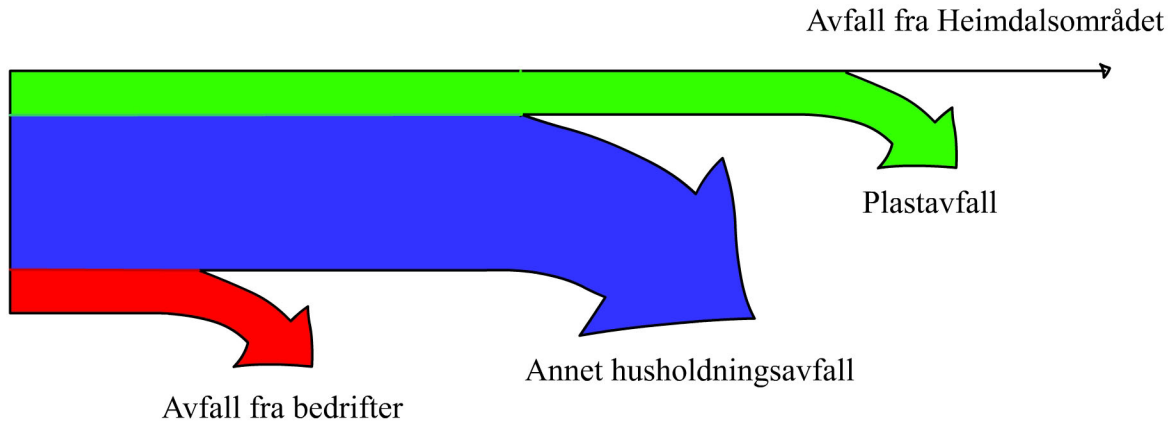
Nr	Betegnelse	Miljø 2001	Plast 2002	Rest 2001	Rest 2002
22a	Gummi	0,74	0,56	0,18	0,21
22b	Skinn og lær	0,32	0,01	0,00	0,00
22c	Sko	6,92	1,27	0,21	1,46
23	Tekstiler	4,36	1,93	6,99	3,82
27	Jern emballasje	4,30	2,23	0,55	1,22
28	Annet jern	7,47	0,09	0,20	0,00
29	Aluminium, emballasje	0,24	0,17	0,27	0,59
30	Aluminium, drikkevareemb.	0,44	0,19	0,04	0,11
31	Annet aluminium	0,12	0,46	0,01	0,04
32	Annet metall	3,27	0,00	0,37	0,65

Tabell 6.9: Utviklingen av innholdet av fraksjoner som skal i miljødunk, men ikke plastdunk. Tall i vekt% av totalen.

Vi ser at samtlige fraksjoner minker fra miljødunken til plastdunken, akkurat som de skal, bortsett fra fraksjonen 31 – Annet aluminium. Når det gjelder restavfallsdunken går alle fraksjoner opp bortsett fra 22c – Sko, 23 – Tekstiler og 28 – Annet jern. Det er viktig å legge merke til at tabell 6.9, kun gir oversikt over strømmene på en vektprosentbasis, slik at de totale mengder ikke vises.

6.2 Materialstrømsanalyse av plastavfall fra husholdninger i Trondheim

6.2.1 Plastflyt i Trondheim totalt



Figur 6.7: Strøm av forbruksavfall gjennom Trondheim.

Figur 6.7 viser sammensetningen av forbruksavfallet i Trondheim. Forbruksavfall er det avfallet renovatørene i Trondheim (TRV og Norsk Gjenvinning) samler inn fra private abonnenter, det vil si husholdninger, samt en del bedrifter. Avfallet fra bedriftene er ikke avfall fra prosesser og liknende, men kontoravfall og andre fraksjoner i mindre kvanta. Av forbruksavfallet utgjør avfall fra bedrifter (den røde delen av pilen i figur 6.7) omtrent 15% (Hanssen, 30/5). Total strøm av forbruksavfall var i 2000 53 598 tonn (Hanssen, 21/5), slik at total strøm av husholdningsavfall var 45 558 tonn i 2000.

Når jeg nå skal beregne strømmen av husholdningsplast gjennom Trondheim, går jeg ut fra at sammensetningen av husholdningsavfallet i Trondheim generelt er lik sammensetningen av avfall fra prøveområdet. Det betyr at jeg predikerer sammensetningen av den blå og grønne delen av pilen ut fra den gitte sammensetningen av den svarte delen av pilen. Videre antar jeg at avfallet fra prøveområdet på Heimdal består utelukkende av avfall fra husholdninger.

Det er klart at det er to veier til å finne ut hvor mye plast det er i Trondheim ut fra data fra prøveområdet. I den ene beregner jeg de totale materialstrømmene i prøveområdet, og ser hvor stor andel plast utgjør av dette. Når jeg vet denne andelen, samt den totale strømmen i Trondheim, kan jeg beregne total strøm av plast i Trondheim. I den andre beregner jeg hvor mye plast det er per innbygger i prøveområdet, og overfører dette til Trondheim. Med denne metoden må jeg vite hvor mange som bor i prøveområdet. Det har vist seg at dette er vanskelig å finne nøyaktig, jeg vil derfor benytte resultatene fra metode 1 som hovedresultater.

I 2000/2001 ble det i snitt hentet ut 3 921 kg restavfall per uke fra prøveområdet (Heie, 2001). Til sammenlikning var lassene med restavfall som ble analysert under plukkanalysen på 8600 kg totalt, dette tilsvarer 4 300 kg per uke. I 2000/2001 ble det hentet ut 419 kg miljøavfall per uke. I samme periode ble det hentet ut 1 639 kg papp og

papir per uke. Siden plastdunkene ble tømt for første gang, eksisterer det kun data for én 8 ukers periode, og dette lasset var på totalt 1 980 kg, med andre ord 247,5 kg per uke.

	2000/2001	April 2002 (plukkanalysen)
Restavfall	3 921	4 092,5*
Miljøavfall	419	-
Plastavfall	-	247,5
Papp/Papir	1 639	1 639 ¹
Totalt	5 979	5 979

*Lassene som ble undersøkt veide 8600 kg for to uker, dermed er den faktisk målte mengden 4300 kg/uke. Se fotnote[†]

¹Antar at strømmen av papp/papir var lik den for 2000/2001

Tabell 6.10: Avfallstrømmer fra prøveområdet, per uke.

	[kg/uke]	[kg/år]	[%]
Plastdunk	247,5	12 870	4,1
Restavfallsdunk	4 092,5	212 810	68,5
Papp/Papir-dunk	1639	85 228	27,4
Totalt	5 979	310 908	100

Tabell 6.11: Materialstrømmer i prøveområdet.

	Plast i strøm [%]	Plast i strøm [kg/år]
Plastavfall	60,5	7 781
Restavfall	12,5	22 601
Papir/Papp*	0,3	256
Totalt	11,1	30 638

*Tall fra (Heie, 2001).

Tabell 6.12: Vekt% av plastflyt i restavfall og plastavfall fra prøveområdet.

Vi ser av tabell 6.12 at kun 25,4% av platen havner i plastdunken – det er fremdeles en lang vei å gå.

6.2.1.1 Metode 1: Materialstrømmer

Tabell 6.12 viser at det totale innholdet av plast i husholdningsavfallet fra prøveområdet er 11,1%. Som nevnt ovenfor antar jeg at dette er representativt for resten av Trondheim. Jeg trekker fraksjoner som ikke inngår i innsamlingsystemene for plast, restavfall og papp/papir fra de totale 45 558. Disse fraksjonene er vist i tabell 6.13:

[†] I den videre analysen antar jeg at mengden restavfall per uke vil være 4092,5 kg, dette beregnet ved å trekke mengden plastavfall og papp/papir fra april fra det totale gjennomsnittet for 2000/2001. Jeg anser dette som det mest nøyaktige anslaget, fordi jeg da benytter de dataene som er minst usikre. For plastavfall antar jeg at 247,5 kg per uke er et godt anslag for plastdunkbeholdning per uke.

Fraksjon	Mengde [t]
Kuldemøbler	174
EE-avfall	507
Tekstil	400
Glass	933
Hageavfall	2 500
Totalt	4 514

Tabell 6.13: Fraksjoner som ble trukket fra (Hanssen, 21/5).

Her skal det nevnes at jeg ikke har trukket fra metallfraksjonen, som utgjør 309 tonn årlig i Trondheim. Dette betyr at jeg antar at alle de 309 tonnene ble samlet inn i restavfallet og miljødunken.

	Trondheim [t]	Trondheim [kg/person/år] ¹
Husholdningsavfall*	45 558	306,0 ²
Derav plastavfall	4 556	30,6 ³
Korrigert for urenheter, 18%	3 736	25,1

*Andel fra plast/rest/papp/papirdunk er 41 044 tonn.

¹Benyttet befolkningsmengde for 2000 på 148 859 (SSB, 2002).

²Beregnet ut fra den totale mengden på 45 558 tonn.

³Beregnet ut fra andelen fra plast/rest/papp/papirdunk.

Tabell 6.14: Flyt av husholdnings- og plastavfall i Trondheim.

6.2.1.2 Metode 2: Befolkning

Jeg kontaktet Trondheim kommune for å høre om de hadde detaljert befolkningsdata for prøveområdet. Her fikk jeg vite hvilke grunnkretser som falt under området, og hvor mange innbyggere som bor i de forskjellige grunnkretsene (P. & B. enheten, 2002). Dessverre viste det seg at flere av grunnkretsene har utstrekning over andre områder enn prøveområdet i tillegg. Dermed ble jeg nødt til å foreta en ren gjetning på hvor mange som bor i den delen av en grunnkrets som dekker prøveområdet. Dette betyr at det er en god del usikkerhet i disse dataene.

Grunnkrets	Beboere, hele	Andel som dekker prøveområdet	Beboere i prøveområdet
7501	483	40%	193
7502	787	100%	787
7503	321	100%	321
7524	551	30%	165
Totalt	2 594		1 466

Tabell 6.15: Omtrentlig antall beboere i prøveområdet.

Mitt anslag på antall beboere i prøveområdet er dermed 1466. Tabell 6.12 viser at det genereres 30 638 kg plast i prøveområdet per år. Med 1466 beboere, blir dette 20,1 kg/person/år. Den totale mengden plast i Trondheim årlig finner jeg ved å gange opp til en befolkning på 148 859.

	Trondheim [t] <i>Metode 1</i>	Trondheim [t] <i>Metode 2</i>	Trondheim [kg/person/år] <i>Metode 1</i>	Trondheim [kg/person/år] <i>Metode 2</i>
Husholdningsavfall*	41 044	31 569	275,7	212
Derav plastavfall	4 556	2 992	30,6	20,1
Korrigert for tilgrising, 18%	3 736	2 453	25,1	16,5

*I motsetning til tabell 6.14, gjelder dette kun avfall fra plast-, rest- samt papp og papirdunkene.

Tabell 6.16: Sammenlikning av resultatene med Metode 1 og 2.

For å finne de endelige plastflytene er det nødvendig å korrigere for tilgrising av plasten (vektene vi målte under plukkanalysen er av nødvendighet inkludert tilgrising). Det er litt usikkert hvor stor andel denne tilgrisingen (matavfall, fukt osv.) utgjør av total vekt, men Interconsult anslår denne til 18% (Heie, 7/6).

6.2.2 Plastflyt fordelt på fraksjoner

Med et tall for den totale flyten av plast i husholdningsavfallet i Trondheim for et år, kan jeg regne ut hvor mye det er per fraksjon. Her benytter jeg meg av den undersøkte sammensetningen av henholdsvis plastdunken og restavfallet, og antar at dette vil være likt hvis plastdunken blir benyttet i hele Trondheim, og ikke bare i prøveområdet. Her innfører jeg en relativt stor usikkerhetskilde, fordi man ved nåværende tidspunkt benytter bringesystem i Midtbyen, og ikke en hentebeholder (som plastdunken er). I tillegg antar jeg at dette hentesystemet dekker hele Trondheims befolkning. I (Eik *et al.*, 2002) er det i motsetning til dette antatt at 12% av befolkningen ikke er dekket av et system for innsamling av miljøavfall.

Tallene fra tabell 6.17 er dermed kun korrekte i et tilfelle der plastdunker er utplassert i hele Trondheim. Videre er ikke plast fra papp/papir dunken inkludert, siden dette kun utgjør 0,3% (Heie, 2001). Tallene i tabell 6.17 er korrigert for urenheter på 18%.

Nr	Betegnelse	Plast* [%]	Plast ¹ [t]	Rest* [%]	Rest ² [t]	Totalt ³ [%]	Totalt [t]
11a	Bæreposer	9,1	126	2,9	671	3,3	797
11b	Annen folieemballasje	20,8	287	4,1	948	5,1	1235
12	Hardplast emballasje	21,1	291	3,9	895	4,9	1185
13	Plast drikkevareemb.	1,1	15	0,1	14	0,1	29
14a	Annen folie	0,1	2	0,3	72	0,3	73
14b	Annen hardplast	8,3	114	1,2	286	1,6	400
	SUM	60,5	835	12,5	2886	15,3	3719 ⁴

*Sammensetningen fra plukkanalysen, prosent av henholdsvis plastavfallet og restavfallet.

¹Tall for hvor mye plast man ville samlet inn i Trondheim hvis hele byen var dekket med hentesystem – plastdunk.

²Tall for hvor mye plast som finnes i Trondheims restavfallsdunker, tapt plast.

³Prosentandel av plast + restavfallet, 29 886 tonn til sammen.

⁴Årsaken til at dette tallet er forskjellig fra tallet i tabell 6.16, er at plast i papp/papiravfallet ikke er inkludert.

Tabell 6.17: Sammensetning av plast i Trondheim, fra plastavfallet og restavfallet.

Noen fraksjoner som inneholder plast er utelatt fra denne oversikten, dette gjelder laminatfraksjonen, samt all EPS.

[t/år]	Plastdunk	Restavfallsdunk	Total strøm
Plast*	835	2 886	3 719
Total strøm i dunk	1 683	28 203	29 886

*Tallene i denne raden er korrigert for 18% urenheter i plasten.

Tabell 6.18: Strømmer i plastdunk og restavfallsdunk for et år i Trondheim (dersom det var hentesystem i hele byen).

I prosentkolonnene i tabell 6.19 angis vektprosent uren plast i den totale mengden avfall av henholdsvis plastdunk og restavfall. Tonnkolonnene gir mengder etter korrigeringsfor urenheter på 18%. Sammenliknet med tabell 6.17 ser man at det er noen avrundingsfeil.

Nr	Betegnelse	Plast* [%]	Plast ¹ [t]	Rest* [%]	Rest ² [t]	Totalt ³ [%]	Totalt [t]
<i>11b</i>	<i>Annen folieemballasje</i>	20,8	287,0	4,1	948,2	5,04	1235,2
11b-1	Søppelsekker	1,49	20,6	0,12	27,7	0,20	48,3
11b-2	Poser for brød/frukt/grønt	1,19	16,4	0,13	30,1	0,19	46,5
11b-3	Strekfilm (Gladpack)	0,03	0,4	0,03	7,0	0,03	7,4
11b-4	Pålegg-emballasje	0,31	4,3	0,18	41,7	0,19	45,9
11b-5	Emb. for kjøtt og fisk	0,71	9,8	0,5	115,6	0,51	125,5
11b-6	Annen folie for mat	2,29	31,6	2,11	488,0	2,12	519,6
11b-7	Folie for annet enn mat	14,78	203,9	1,03	238,2	1,80	442,1
<i>12</i>	<i>Hardplast emballasje</i>	21,07	290,8	3,88	897,3	4,85	1187,9
12-1	Hardplast for meieriprod.	2,34	32,3	0,97	224,4	1,05	256,6
12-2	Annen mat, begre og spann	8,08	111,5	1,02	235,9	1,42	347,4
12-3	Hardplast flasker mat	0,7	9,7	0,42	97,2	0,44	106,8
12-4	PET flasker mat	0,19	2,6	0,02	4,6	0,03	7,2
12-5	Hardplast vaskemidler og såpe/kosmetikk	6,22	85,9	1,35	312,2	1,62	398,0
12-6	Hardpl. verksted/bil-prod.	2,69	37,1	0,04	9,3	0,19	46,3
12-7	Hardplast for andre prod.	0,85	11,7	0,06	13,9	0,10	25,6
<i>13</i>	<i>Plast drikkevareemb.</i>	1,07	15,0	0,06	13,9	0,16	28,6
13-1	PET saft/brus	0,97	13,4	0,06	13,9	0,11	27,2
13-2	Annet saft/brus	0,04	0,6	0	0,0	0,002	0,6
13-3	PET brennevin	0,06	0,8	0	0,0	0,003	0,8
	SUM	42,93	592,8	8,04	1859,4	10,05	2451,7

*Sammensetningen fra plukkanalysen, prosent av henholdsvis plastavfallet og restavfallet.

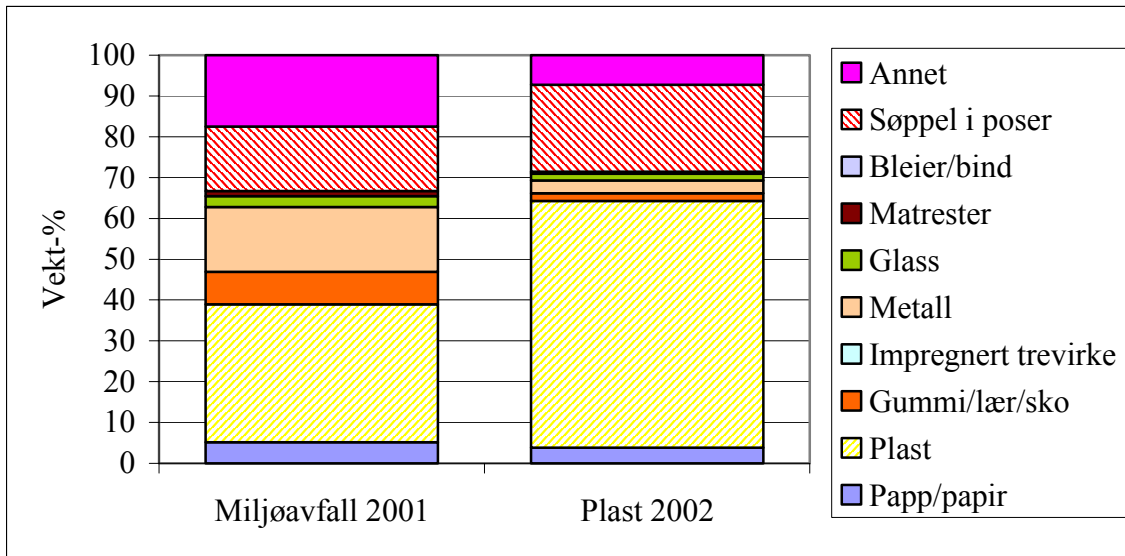
¹Tall for hvor mye plast man ville samlet inn i Trondheim hvis hele byen var dekket med hentesystem – plastdunk.

²Tall for hvor mye plast som finnes i Trondheims restavfallsdunker, tapt plast.

³Prosentandel av plast + restavfallet, 29 886 tonn til sammen.

Tabell 6.19: Beregnet materialstrøm i Trondheim fordelt på underfraksjoner, korrigert for 18% urenheter.

6.2.3 Plastdunken sammenliknet med miljødunken



Figur 6.8: Sammenlikning av relativ sammensetning av miljødunken og plastdunken.

Som vi ser av figur 6.8 er det relativt sett mye mer plast i plastdunken enn miljødunken. For å få et riktig bilde av hvorvidt plastdunken er bedre, er man nødt til å se på strømmene regnet om til absolutte mengder. Først vil jeg undersøke om man får hentet ut mer plast fra plastdunken enn fra miljødunken, deretter undersøker jeg om platen i plastdunken er lettere å sortere ut enn tilfellet er for miljødunken (avsnitt 6.2.3.1).

Beholder	Miljøavfall, 2000/2001				Plastavfall, beregnet			
	Alle fraksjoner [kg/uke]	Alle fraksjoner [kg/år]	Plast [kg/år]	Søppel i poser [kg/år]	Alle fraksjoner [kg/uke]	Alle fraksjoner [kg/år]	Plast [kg/år]	Søppel i poser [kg/år]
Restavfall	3 921	203 892	15 700		4 092,5	212 810	26 601	
Miljøavfall	419	21 788	7 364	3 443	-	-	-	
Plastavfall	-	-	-		247,5	12 870	7 773	2 728
Papp/Papir	1 639	85 228	256		1 639	85 228	256	
Totalt	5 979	310 908	23 320		5 979	310 908	34 630	

*Antar at strømmen av papp/papir var lik den for 2000/2001.

Tabell 6.20: Sammenlikning av avfallstrømmer fra prøveområdet.

Vi ser av tabell 6.20 at mengden plast i den totale avfallsstrømmen har økt med 48%. Det er lite sannsynlig at plastforbruket i prøveområdet har økt så mye i løpet av et år. Se diskusjon i avsnitt 7.1.1 om mulig feilkilder.

Mengden plast som hentes ut av avfallsstrømmen har økt med 5,5% under overgangen fra miljødunk til plastdunk. Dette er ingen veldig stor økning, og den er kanskje mindre enn man på forhånd antok man ville oppnå. En annen ting verd å merke seg fra tabell 6.20 er at selv om andelen av søppel i poser er større i prosent i plastdunken enn i miljødunken, er denne mindre i absolutte mengder. Dette betyr at overgangen ikke har medført en

større grad av at søppel legges i feil dunk (med mindre dunken for papp/papir har hatt en økning av feilsortering, dette inngår ikke i denne rapporten).

6.2.3.1 Plast til materialgjenvinning

	Plastdunk		Miljødunk 1-trinns ¹	Miljødunk 2-trinns ²	Miljødunk gj. snitt ³
	[kg]*	[%]	[%]	[%]	[%]
Folie	280	16,4	10	5,1	7
Hardplast	100	5,8	3	1,7	2
Energiplast	660	38,6	9	30,2	23
Hermetikk	40	2,3	2	3,1	3
Andre metaller	0	0	7	1,1	3
Miljøskadelig til deponi	0	0	6	26,1	19
Rest til forbrenning	630	36,9	63	32,7	43
SUM	1 710	100	100	100	100

*Denne kolonnen viser sammensetningen av de faktisk sorterte lassene i april.

¹Innholdet av miljødunken går for tiden kun én gang over samlebåndet. Data fra (Heie, 2001).

²Før juni 2001 ble miljøavfallet sortert over båndet to ganger. Data fra (Heie, 2001).

³Gjennomsnittsfordeling for perioden januar til september 2001. Data fra (Heie, 2001).

Tabell 6.21: Sammenlikning av sorteringen av plast fra henholdsvis plast- og miljødunk.

Tabell 6.21 viser hvordan plastavfallet ender opp sortert etter at det har passert over samlebåndet til TRV. Miljøavfallet ble før sortert to ganger over samlebåndet, dette er nå redusert til én gang. Da innholdet av plastdunken ble sortert passerte det kun én gang, men båndet ble stoppet ved behov.

Fra prøveområdet har jeg beregnet at det årlig samles inn 310 908 kg avfall fra dunkene for plast- rest- og papp/papir-avfall (tabell 6.20). Dette utgjør 0,76% av den totale tilsvarende strømmen gjennom Trondheim (41 044 tonn). Dersom plastdunker i hentesystem er utplassert i hele Trondheim ville dette gitt en årlig strøm på 1683 tonn (tabell 6.18), hvorav 1018 tonn (60,5%) er plast (835 tonn korrigert for urenheter). Med fordelingen fra tabell 6.21 gir det følgende beregnede strømmer (sammenliknet med faktisk gjenvunnet, 2001):

	Plastdunk	Miljødunk gj. snitt sortering*	Faktisk resirkulert 2001 ¹
Folie	276	196	106,1
Hardplast	98	56	34,1
Totalt	374	252	140,2

*Tallene i denne kolonnen er beregnet ved å anta en total miljøavfallsstrøm på 2801 tonn, som er beregnet ved å bruke plaststrømmene i miljøavfall fra tabell 4.2, og data for plastinnhold i henholdsvis hentesystemet og bringesystemet på 33,8% og 38,6% (Heie, 2001).

¹Beregnet fra tall for de første 5 månedene ganget opp til et år, data fra (Eik *et al.*, 2002).

Tabell 6.22: Beregnede mengder og mengder faktisk gjenvunnet plast, tonn/år. De beregnede mengdene er ikke korrigeret for urenheter.

Vi ser at den beregnede mengden for utsortert folie fra plastdunken er 41% høyere enn den tilsvarende mengden fra miljødunken, mens mengden utsortert hardplast (flasker og kanner) er hele 75% høyere. Begge de beregnede scenariene står i kontrast til de faktisk gjenvunne mengdene fra 2001. Årsaken til dette er at materiale vil gå tapt ved ettersorteringer nedstrøms i systemet, samt at tallene i kolonne 2 og 3 ikke er korrigeret for urenheter. Plast som skal resirkuleres må vaskes først, slik at tall i kolonne 4 er korrigeret for dette. Dermed kan man ikke ukritisk sammenlikne kolonne 2 og 3 med den siste kolonnen.

6.2.4 Hvor mye resirkulerbar plast er det i Trondheim?

Teoretisk skal all ren folie og hardplast kunne resirkuleres. Rent praktisk er dette umulig av mange grunner, blant annet fordi det er svært mange forskjellige plasttyper, plasten har forskjellig farge, samt at svært mye av plasten havner i feil beholder.

Med den sorterings- og resirkuleringsteknologien man har for tiden er det reelt kun bæreposefraksjonen av folien (Rogstad/Tamnes, 29/4) som er resirkulerbar dersom man ønsker å erstatte jomfruelig plast. For hardplast antar jeg at 95% av all hardplast emballasje kan resirkuleres. Dette basert på tall fra Titech Autosort (se appendiks 3), som hevder at de kan sortere hardplast per materiale med 95% renhetsgrad (Eng, 25/3). Annen hardplast, som stort sett består av produkter av plast, inneholder ofte flere materialer sammenføyd, slik at resirkulering blir vanskelig.

Dermed har vi følgende teoretisk resirkulerbar mengde plast i Trondheim (for erstatning av jomfruelig plast):

Folie (bæreposer):	797	tonn årlig
Flasker/kanner (hardplast):	1382	tonn årlig
Totalt:	1883	tonn årlig ²

² Fra tabell 6.17. Antar at 5% vil gå tapt ved resirkulering.

Det vil si at potensialet for resirkulering (med erstatning av jomfruelig plast) i Trondheim utgjør 50% av den totale plaststrømmen. Dermed hadde man i Trondheim i 2001 en reell resirkuleringsgrad på 7,4% av potensialet (140,2 av 1883 tonn), og 3,8% av den totale plaststrømmen (140,2 av 3736 tonn).

For å finne ut hvor mye plast som vil kunne resirkulering, med et plastdunkhentesystem i hele Trondheim, går jeg ut fra tabell 6.22, og antar at kun bæreposer kan resirkuleres av folien (38,9% av foliefraksjonen er bæreposer (tabell 6.5)). For hardplast antar jeg at hardplast emballasje og plast drikkevareemballasje er resirkulering bart

	Plastmengde fra plastdunk årlig [t]	Korrigert for urenheter, 18% [t]	Resirkulerbart av dette [%]*	Kan resirkuleres [t]
Folie (bæreposer)	276	226	37,0	84
Hardplast	98	80	92,6	74
Totalt	374	306	51,2	158

*Fra tabell 6.5 og 6.6, samt at trekker fra 5% materialtap ved finsortering.

Tabell 6.23: Mengde resirkulerbar plast ved innføring av plastdunk-hentesystem over hele Trondheim.

Sammenliknet med mengden faktisk resirkulert i 2001 (tabell 6.22) ser vi at for folie er dette en reduksjon på 21%, mens for hardplast er det hele 117% økning. Årsaken til at folien kommer såpass dårlig ut er at jeg antar at kun bæreposer kan resirkuleres. Det er for øvrig viktig å merke seg at med resirkulerbar i tabell 6.23 menes erstatning av jomfruelig plast, og dette er en helt annen type materialgjenvinning en erstatning av tre i palleklosser.

6.2.5 Er sorteringsanlegget på Heggstadmoen proporsjonert for plastdunken?

Årlig strøm over Heggstadmoen sorteringsanlegg er 759,8 tonn plast (tabell 4.2). Sammenliknet med kapasitet til anlegget på ca 1400 tonn (beregning: 4 sorterere, 8 timer daglig, 5 arbeidsdager i uken, 52 uker), ser vi at det er godt proporsjonert for denne oppgaven. Men siden mine beregninger viser at en innføring av hentesystem med plastdunk over hele byen vil føre til en plastdunkstrøm på 1683 tonn (tabell 6.18) vil det bli nødvendig med flere sorterere per samleband, eller innføring av et skift til, i perioder.

6.3 Kostnader for systemet i Trondheim

I tabell 4.2 vises strømmen av plast, som beregnet i (Eik *et al.*, 2002), ut fra anslaget på 7,95 kg resirkulerbar emballasjeplast fra husholdningene per person per år i Trondheim. Dette er 1174 tonn årlig. Det har da blitt antatt at 36,4% av den totale genererte husholdningsplasten ikke er resirkulerbar. Jeg vil argumentere for at kostnadene per tonn generert plast dermed blir for høye, siden anslaget i (Eik *et al.*, 2002) for generert plast er for lave i forhold til mine beregninger.

I tabell 6.24 beregner jeg de tilsvarende kostnadene per tonn generert plast med mine tall. For gjøre dette trengte jeg de totale kostnadene for hele gjenvinningssystemet. Da disse ikke var tilgjengelige i (Eik *et al.*, 2002) eksplisitt, beregnet jeg dem ved å multiplisere kostnader per tonn, oppgitt i (Eik *et al.*, 2002), med mengdene oppgitt i (Eik *et al.*, 2002). Resultatet, de totale kostnadene, benyttet jeg så til å beregne kostnader per tonn for systemet slik de er med den totale mengden plast beregnet i avsnitt 6.2.1.

Som i (Eik *et al.*, 2002) antar jeg at 73% av befolkningen i Trondheim er tilknyttet hentesystemet, 15% bringesystemet og 12% ikke er tilknyttet et system for innsamling av kildesortert miljøavfall. Jeg tar med all husholdningsplast og ikke bare emballasjeplast, som i (Eik *et al.*, 2002). I tillegg benytter jeg de beregnede utsorteringsgradene for plast fra (Heie, 2001) på 32% for hentesystem og 15% for bringesystem. Resten av plasten antas havner i restavfallet, selv om (Heie, 2001) viser at 1% havner i beholderen for papp/papir.

	Tonn plast behandlet	Kostnad per tonn [kr/t]	Kostnad totalt [kr]
Restavfall til forbrenning	2 779	313	869 700
Miljøavfall, hentesystem	873	2 681	2 340 300
Miljøavfall, bringesystem	84	2 587	217 300
TOTALT	3 736	917	3 427 300

Tabell 6.24: Kostnader i plastgjenvinningssystemet i Trondheim.

Vi ser at med en plastmengde på 3736 tonn går kostnadene for forbrenning av plast ned fra 2100 kr/t til 313 kr/t, for hentesystem ned fra 3272 kr/t til 2681 kr/t, for bringesystem ned fra 4872 kr/t til 2587 kr/t. De totale kostnadene reduseres fra 2919 kr/t til 917 kr/t. Merk igjen at de tidligere tallene gjelder for emballasjeplast kun, mens de nye gjelder for all husholdningsplast.

7 Diskusjon

7.1 Strøm av husholdningsplast i Trondheim

I denne delproblemstillingen ønsket jeg å finne ut hvor mye husholdningsplast som egentlig strømmer gjennom Trondheim i løpet av et år. Årsaken til dette var todelt, på den ene siden er det en nødvendighet å ha oversikt over de totale strømmene når man skal analysere og bedømme systemet for håndtering av plastavfall i Trondheim, på den andre siden har det vært mistenkt at de tidligere antatte 12,5 kg/person/år plastemballasje, er et for lavt anslag. Dette tallet har blitt brukt i flere publikasjoner, blant annet (Eik *et al.*, 2002), samt at det tidligere utgjorde grunnlaget for Plastreturs beregninger av plastemballasje i Norge. Plastretur har i sin årsoppgave for 2001 beregnet at det genereres 60 200 tonn plastemballasje i husholdningene i Norge (Plastretur, 2001).

Mine beregnede tall står i kontrast til dette. Etter korrigering for urenheter i plasten er tallet totalt 3736 tonn årlig for Trondheim – 25,1 kg/person/år. Plukkanalysen viste at 14,5% av den totale husholdningsplaststrømmen i Trondheim er ikke-emballasje. Det vil si at 3294 tonn av plasten er emballasje (18,4 kg/person/år). Dersom vi antar at hver person i Norge (innbyggertall 4 478 497 i 2000 (SSB, 2002)) bruker like mye plast som i Trondheim betyr dette at det genereres 82 400 tonn plastemballasje fra norske husholdninger årlig – 36,9% mer enn beregnet av Plastretur. Interconsult gjorde i 1997 en stor undersøkelse av avfall i Norge, og fant der ut at det genereres 69 000 tonn plastemballasje i Norge årlig (Heie *et al.*, 1997).

De tre anslagene for plast i Norge er ganske forskjellige. Dette illustrerer usikkerheten rundt analyser av avfallsmengder. Det er klart at det er en god del usikkerhet også i mine beregninger, neste avsnitt gir en oversikt og diskusjon av disse.

7.1.1 Usikkerhet i data og antagelser

Datagrunnlaget for materialstrømsanalysen kommer fra plukkanalysen. I og med at vi var veldig nøye under sorteringen (biter så små som et enkelt glasskår ble lagt for seg selv og veid), er usikkerheten fra selve sorteringen neglisjerbar. Derimot kan vil det ligge en del usikkerhet i prøveuttaket. Hva som havner i prøvesekkene er totalt avgjørende for utfallet av analysen. I analysen av plastdunken tok vi ut 370 kg av den totale samlede lassvekten på 1980 kg, og siden vi tok ut plast fra hele avfallshaugen, både i lengde-, bredde- og høyderetning, er det grunn til å tro at prøven er representativ. Det samme gjelder for restavfallsanalysen.

Da gjenstår spørsmålet om prøven er representativ tidsmessig. Plastavfallet er fra 8 uker før analysen, som var i uke 17, 2002. Restavfallet er fra 2 uker før analysen, som var uke 18, 2002. Det er vanskelig å si noe om sammensetningen av avfall fra disse periodene er representative tidsmessige. Det er ingen spesielle høytider eller andre anledninger i denne

perioden som skulle tilsi en stor endring av avfallssammensetningen. Jeg antar derfor at usikkerheten tidsmessig er neglisjerbar.

Likevel er det en del som tyder på at noe har skjedd med enten denne analysen, eller med den som var i 2001. Dersom vi tar en titt på tabell 6.20 ser vi at beregnet total plastmengde i miljøavfallsdunken og restavfallet fra 2001 var 23 320 kg, mens tilsvarende tall for plastdunken og restavfallet i 2002 var 34 630 kg i 2002. Totalt er det en økning på 48% i løpet av et år. Mesteparten av denne økningen ligger i restavfallet der mengden plast per år fra prøveområdet gikk opp med 69,4%. Det er lite sannsynlig at dette skyldes en faktisk økning av plastforbruket i prøveområdet i løpet av et år. Det er vanskelig å peke på en enkeltårsak til denne feilen. For det første kan feilen ligge både i analysen fra 2001, eller fra i år. Mest sannsynlig er det likevel at man i et av årene fikk en lite representativ prøve i restavfallsanalysen. Dette fordi foreløpige resultater fra en ny runde med plukkanalyse av restavfallet³ viser at plastinnholdet er omtrent 8,3% (Heie, 13/6), relativt likt resultatet fra 2001 på 7,7%.. Derfor antar jeg at den største feilkilden ligger i plukkanalysen av restavfallet i 2002. Dette innfører dessverre en betydelig usikkerhetskilde i noen av konklusjonene i denne delen av oppgaven. Jeg antar at konklusjoner som ikke tar utgangspunkt i restavfallsinnholdet er relativt sikre, som for eksempel analysen av innholdet i plastdunken.

En gjennomgående antagelse under beregningen av de totale husholdningsplaststrømmene i Trondheim er at sammensetningen av avfallet i Trondheim som helhet er lik den for prøveområdet på Heimdal. Siden det ikke er utført noen dyptgående undersøkelse av demografien i prøveområdet, det vil si hva slags befolkningsgrupper som typisk bor der, er det vanskelig å si noe om hvorvidt området er representativt for Trondheim som helhet. Likevel ble området i sin tid valgt blant annet fordi det er relativt representativt. I prøveområdet bor det stort sett familier fra den arbeidende middelklassen, i blokker og villaer. Bortsett fra at få studenter bor på Heimdal, er det sannsynlig at sammensetningen av befolkningen på Heimdal er relativt lik sammensetningen for Trondheim som helhet. Jeg antar derfor at prøveområdet er relativt representativt.

Alt i alt er det en god del kilder til usikkerhet rundt beregningene av de totale plaststrømmer. Men det har vært en rettesnor gjennom hele prosessen, fra plukkanalyser frem til de endelige beregninger at usikkerheten skal minimeres. Det er en kjensgjerning at usikkerheten alltid er relativt stor i analyser av gjenvinningssystemer. Se for eksempel (Hall, 2000) for en oversikt over LCAer av emballasjegjenvinningssystemer. Samtlige studier referert til i denne rapporten har en god del usikkerhet rundt primærkonklusjonene.

³ Plukkanalysen gjøres to ganger, både av plast- og restavfallet, men andre runden foregår delvis etter at denne rapporten er levert.

7.1.2 Hvor kommer plasten fra?

Av underfraksjonene i tabell 5.2 er det ikke alle som kan gi nyttig informasjon i forhold til hvilke industrier som er kilden til plasten fra Trondheims husholdninger. Enten fordi de er for generelle i sin spesifisering, eller fordi det var vanskelig å bestemme hvilken underfraksjon et plastobjekt hørte til under sorteringen. Dette siste gjelder spesielt for underfraksjonene 11b-6 (Annen folie for mat) og 11b-7 (Folie for annet enn mat). Siden all plasten er tilgriset av matrester, fukt og annet, og emballasjen ofte ikke er merket (med etikk eller liknende) var det ofte umulig å fastslå om folien hørte til underfraksjon 11b-6 eller 11b-7. Det var også for liten tid under sorteringen til at man kunne bruke for mye tid på hver plastbit (sorteringsgruppen sorterte nesten et tonn plastavfall bare den første uken). Jeg vil derfor anslå usikkerheten rundt mengdene i disse to underfraksjonene som så store at ingen solide konklusjoner kan trekkes ut.

Av underfraksjonene som fungerte såpass godt at man kan trekke sikre konklusjoner om mengden, vil jeg hente ut følgende (med utdrag fra tabell 6.19)⁴:

Nr	Betegnelse	Plast [t]	Rest [t]	Totalt [t]
11b-1	Søppelsekker	20,6	27,7	48,3
11b-4	Pålegg-emballasje	4,3	41,7	45,9
11b-5	Emb. for kjøtt og fisk	9,8	115,6	125,5
12-1	Hardplast for meieriprod.	32,3	224,4	256,6
12-3	Hardplast flasker mat	9,7	97,2	106,8
12-4	PET flasker mat	2,6	4,6	7,2
12-5	Hardplast vaskemidler og såpe/kosmetikk	85,9	312,2	398,0
12-6	Hardpl. verksted/bil-prod.	37,1	9,3	46,3
13-1	PET saft/brus	13,4	13,9	27,2
13-2	Annet saft/brus	0,6	0,0	0,6
13-3	PET brennevin	0,8	0,0	0,8
	SUM	217,1	846,6	1063,2

Tabell 7.1: Et utvalg underfraksjoner som gir relativt sikre konklusjoner om totale mengder i Trondheim. Korrigert for urenheter på 18%.

Vi ser at utdraget i tabell 7.1 utgjør 28,5% av den totale strømmen av husholdningsplast i Trondheim. Vi ser også at emballasje fra meieriindustrien utgjør 21,7% av all hardplastemballasje, en betydelig andel. Emballasje fra verkstedindustrien utgjør hele 33,6% av hardplastemballasjen. Det er også interessant å se at det er ganske mye av underfraksjon 13-1 (PET saft/brus) i avfallsstrømmene. Denne underfraksjonen består stort sett av emballasje med pant, slik at denne strømmen representerer et tap for pantssystemene i Norge.

Siden det var en del underfraksjoner som var lite nyttige, presenterer jeg her en liste over forslag til endringer, inkludert begrunnelser:

⁴ Merk at bæreposer ikke er inkludert i listen, da bæreposer er en egen hovedfraksjon, 11a.

7.1.2.1 Forslag til bedre inndeling:

- 11b-3 (Strekkfilm) kunne ha vært fjernet, da det ble funnet svært små mengder strekkfilm.
- 11b-6 og 11b-7 burde ha vært slått sammen til en underfraksjon for all annen folie, både mat og ikke-mat. 11b-2 (Poser for brød/frukt/grønt) kunne også ha blitt integrert i denne samlefraksjonen, da det var for mye forvirring rundt hva som skulle i denne fraksjonen (den var i utgangspunktet men for den typen folie man finner i ruller ved frukt/grønnsaksdisken, men ble også brukt til andre brødposer).
- Samtidig var det mye folie brukt til å emballere tilbudspakker for halvliters og halvannen liters brusflasker i 11b-6, og mye folie brukt til å emballere toalett-papir i 11b-7. Disse burde vært separate underfraksjoner.
- 12-2 (Annen mat, begre og spann) var for generell, i denne underfraksjonen ble det lagt veldig mange forskjellige objekter, med en overvekt av begre til emballering av kjøttprodukter (ekskludert folien som er krympet/strukket over). Det kunne med fordel vært en separat underfraksjon til disse begrene. Videre var det veldig mye soddspann i denne fraksjonen. Soddspann kunne ha vært en egen underfraksjon, men det kan diskuteres hvor representativt soddforbruket i Trondheim er for resten av Norge.
- 12-5 (Hardplast vaskemidler og såpe/kosmetikk.) burde ha vært delt i to underfraksjoner, én til emballasje for vaskemidler, og én for såpe/kosmetikk. Dette hadde gitt mye mer nyttig informasjon. De to emballasjekildene har tross alt lite til felles bortsett fra at de som regel er av samme materiale (primært HDPE).
- 12-6 (Hardpl. verksted/bil-prod.) kunne ha vært delt inn i underfraksjoner for spylevæske/frostvæske og motorolje, alle emballasjetyper det var mye av, men det er mulig dette ville blitt unødvendig detaljert oppdeling.

7.1.3 Oppsummering av delproblemstilling

Med nivået av usikkerhet beskrevet ovenfor er det klart at resultatene fra materialstrømsanalysen ikke benyttes som 100% sikre tall. Derimot går det frem av analysen at det er lite sannsynlig at den totale strømmen av husholdningsplast i Trondheim er så lav som 1174 tonn (emballasjeplast), som antatt i blant annet (Eik *et al.*, 2002). Jeg konkluderer derfor med at min beregning på 3736 tonn (all husholdningsplast) kan brukes som et relativt godt anslag på de totale mengdene.

7.2 Hvilken innsamlingsmåte bør velges?

Det er to aspekter ved denne undersøkelsen:

1. Vil man kunne hente ut mer plast per år dersom man går over fra miljødunk til plastdunk i hele Trondheim?
2. Vil platen som hentes ut ved plastdunken være renere enn plast fra miljødunken?

På det første spørsmålet viser undersøkelsene mine at man vil hente ut 5,5% mer plast årlig ved å innføre et plastdunk-hentesystem over hele byen. Dette er isolert sett en fremgang, men siden beregninger vist i tabell 6.20 viser at platemengden fra

prøveområdet øker med 48% betyr dette at en større andel enn før blir feilsortert i restavfallet. Med den datafeilen som sannsynligvis fins tallene fra tabell 6.20 er det vanskelig å konkludere med om plastdunken egentlig er bedre, sammenliknet etter aspekt nummer 1 ovenfor. Men dersom man antar at det er i restavfallsanalysen den største feilkilden ligger, kan man si at plastdunken gir noe mer plast enn miljødunken.

Fra plukkanalysen av miljødunken i 2001 fant man at det var en utsorteringsgrad på 32% for plast (forbruker legger 32% av all plast i denne dunken) (Heie, 2001). Til sammenlikning var utsorteringsgraden for plastdunken 25,4%. Årsaken til denne tilsynelatende nedgangen i utsorteringsgrad er mest sannsynlig en overdreven mengde målt plast i restavfallsdunken.

Den største fordelene med plastdunken kontra miljødunken er likevel at plasten vil være mindre tilgriset og sammenfiltret med andre fraksjoner, spesielt hermetikkbokser. Mine undersøkelser bekrefter dette. Sammenlikningen av utsorteringsgrad av fraksjonene folie og hardplast fra plastdunken mot samme fraksjoner fra miljødunken (tabell 6.21) viser at man vil kunne hente ut 41% mer folie og 75% mer hardplast fra plastdunken, når man tar inn i beregningen de totale mengder av henholdsvis plastavfall og miljøavfall (tabell 6.22).

7.2.1 Usikkerhet i data og antagelser

Denne delproblemstillingen lider under samme grunnleggende datafeil som analysen av de totale plaststrømmene. Jeg henviser til avsnitt 7.1.1 for en diskusjon av dette.

Jeg antar i denne delen av oppgaven at et innført plastdunksystem vil være av typen hentesystem i hele byen. Denne antagelsen innfører en del usikkerhet fordi dersom plastdunken faktisk blir innført i Trondheim, vil det mest sannsynlig fortsatt være bringesystem i Midtbyen, og ikke hentesystem. Jeg har ikke beregnet hvor stor denne usikkerheten er kvantitativt. Videre ser jeg bort fra at 12% av innbyggerne i Trondheim i 2001 ikke var tilknyttet noe system for separat innsamling av miljøavfall, som antatt i (Eik *et al.*, 2002). Jeg mener denne siste antagelsen er grei, fordi det burde være mulig å tilknytte hele befolkningen til et innsamlingssystem for plastavfall.

7.2.2 Hva slags plast kan resirkuleres?

I beregningen av hvor mye mer plast som vil kunne resirkuleres med innføring av plastdunken over hele Trondheim ser jeg kun på resirkulering som erstatter jomfruelig plast. Årsaken til dette er at den resirkulering av folie som hittil har vært toneangivende, nemlig erstatning av tre i palleklosser ved anlegget i Tydal, er en dårlig løsning miljømessig. Dette er demonstrert i tabell 4.5. Jeg holder meg til denne typen resirkulering i den videre diskusjonen.

Min antagelse om at det kun er bæreposer som kan regranuleres (erstatte jomfruelig plast) fra foliefraksjonen er basert på et intervju med personell ved Follidal gjenvinning (Rogstad/Tamnes, 29/4). Dette er nok igjen basert på det faktum at de andre foliefraksjonene består av en blanding av plasttyper. Bæreposer består stort sett av LDPE. Likevel er det klart at dersom man skal regranulere foliefraksjonen må det som skal

resirkuleres sorteres ut, og da spørres det om man skiller mellom 1) bæreposer/annen folie, eller 2) LDPE/andre plasttyper. Ved manuell sortering vil det første utsorteringskriteriet benyttes, fordi det er lett å gjenkjenne bæreposer i den totale strømmen, mens det andre kriteriet vil benyttes ved automatisk sortering (for eksempel materialgjenkjenning ved infrarød belysning, se appendiks 3). Det er klart at det er svært mye LDPE også i de andre foliefraksjonene, slik at ved automatisk sortering av foliefraksjonen vil mer enn bæreposefraksjonen bli sendt til regranulering. Derfor er det valg av ettersorteringsmetode som vil bestemme hvorvidt det kun er bæreposer som kan regranuleres eller om annen folie, både til mat og ikke-mat, også kan telles med.

7.2.3 Oppsummering av delproblemstilling

Jeg mener at folieplast fra Trondheim burde kunne sendes til resirkulering med erstatning av jomfruelig plast, fordi dette blant annet gjøres med husholdningsplast sortert ved sorteringsanlegget i Søre Sunnmøre (Rogstad/Tamnes, 29/4). Det er klart at en del tiltak må utføres på innsamlings- og sorteringsdelen av systemet i Trondheim før dette kan skje, da det fremdeles er for mye urenheter i folien til at den kan regranuleres (Rogstad/Tamnes, 29/4). Et slikt tiltak er innføring av plastdunken. Vår plukkanalyse av TRV sortert folie viste en feilsorteringsgrad på 2,3% (tabell 6.5). Dette er relativt lavt, og med enda høyere fokus på bedre sortering av plast fra forbruker og ved Heggstadmoen sorteringsanlegg burde man kunne oppnå en kvalitet god nok til å sende også folien til regranulering, for eksempel ved anlegget i Folldal.

Andre tiltak som kan implementeres er å sette i gang flere holdnings- og informasjonskampanjer rettet mot forbruker, der budskapet er hva som skal sorteres i hvilke dunker. Slike kampanjer kan være både rent informative, men de kan også kjøre på mer menneskelige aspekter, som forbrukers solidaritet med sorteringspersonellet som tross alt skal ta fysisk i den plasten som kastes. Med førstehånds erfaring i hvor motbydelig denne jobben kan være når man finner matavfall i plastavfallet, vet jeg hvor viktig det er at dette blir forbedret, både for arbeidsmiljøet til sorteringspersonellet og utsorteringsgraden av plast fra samlebandet. Plakater og annonser som viser forbruker at det faktisk står mennesker og sorterer avfallet deres kan være virkningsfullt i forhold til å bedre hygien i plast/miljødunken.

Det finnes ikke detaljert data om sammensetningen av folien sortert ut av TRV fra dagens miljøavfall (slik som tabell 6.5). Egentlig må man ha disse dataene for endelig å kunne fastslå hvorvidt plastdunken er bedre enn miljødunken i forhold til hvor lett man kan hente ut rene plastfraksjoner som kan sendes til regranulering. Likevel viser mine beregninger at man på den ene siden kan hente ut noe mer plast enn man kan fra miljødunken, samt at ut av dette igjen kan mer sendes til regranulering. Min sluttkonklusjon for denne delproblemstilling er derfor at plastdunken er et bedre valg enn miljødunken, og bør innføres som innsamlingsalternativ i Trondheim.

7.3 Mekanisk resirkulering eller kjemisk gjenvinning?

Det er tre kriterier denne delproblemstillingen kan vurderes ut fra; 1) miljøytelse, 2) totale kostnader og 3) hvor godt alternativet passer til den strømmen som skal behandles.

Det er klart at de to hovedalternativene mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning ikke kan sammenliknes direkte ut fra data for kostnader og miljøytelse som er presentert i oppgaven. Årsaken til dette er at jeg ikke har beregnet kostnader og miljøytelse selv, bortsett fra den kostnadsberegningen som finnes i avsnitt 6.3, men hentet data fra forskjellig litteratur. Disse ulike kildene har egne antagelser og systemgrenser som gjør at man ikke ukritisk kan sammenlikne data fra én kilde med data fra en annen. Det som derimot kan gjøres er å sammenlikne alternativene med data fra én og samme kilde.

Dette gjør jeg når jeg skal sammenlikne de to hovedalternativene mot hverandre etter miljøytelsekriteriet. Vi ser av tabell 3.2, som er hentet fra (Patel *et al.*, 2000), at mekanisk resirkulering (med erstatning av jomfruelig plast) slår alle metoder for kjemisk gjenvinning sammenliknet etter hvor mye klimagassutslipp og energi som spares i forhold til forbrenning som referansescenario. Tabellen gir også data for noen fremtidige teknologier for kjemisk gjenvinning, også disse er verre miljømessig enn mekanisk resirkulering, bortsett fra fremtidig pyrolyse av PMMA og PA6 plast, to plasttyper det er lite av i husholdningsavfallet. Fra en annen kilde, (Heyde, Kremer, 1999), ser vi samme mønster. Tabell 3.5 sammenlikner absolutte verdier for utslipp av klimagasser og energibruk, og vi ser at både flaske- og folieresirkulering kommer bedre ut enn alle undersøkte alternativer, både forbrenning og kjemisk gjenvinning.

Sammenliknet etter kostnader ser vi i tabell 3.6 at kostnadene for mekanisk resirkulering er relativt like kostnadene for de undersøkte metodene for kjemisk gjenvinning (masovn, sementovn samt et vektet gjennomsnitt). Derimot har forfatterne av (Patel *et al.*, 2000), som kostnadsdataene er hentet fra, beregnet hva fremtidige systemer basert på mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning vil koste, og da er det metodene for kjemisk gjenvinning som kommer best ut. Best av alle de undersøkte alternativene er masovn, som i følge oversikten koster 2900 kr/t regnet om i norske kroner. Denne summen kan ikke direkte overføres til norske forhold fordi det ikke er tatt hensyn til at kostnader er annerledes i Tyskland (blant annet er arbeidskostnader lavere). Usikkerheten i tabell 3.6 vurderes som ganske stor, i tillegg har jeg kun funnet én kilde til kostnader for metoder for kjemisk gjenvinning, slik at denne tabellen kun kan brukes som et anslag for kostnadsforskjellen mellom mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning. Dette anslaget sier at kostnadene er relativt like per tonn, men metodene for kjemisk gjenvinning har et bedre potensial for reduksjon i kostnader over tid.

Den totale mengden ren plast i husholdninger er som nevnt flere steder 3736 tonn årlig i Trondheim. Den ekvivalente urene mengden er 4556 tonn. Når man skal vurdere om kjemisk gjenvinning kan være et alternativ for Trondheim må man sammenlikne denne mengden mot typiske kapasitetstall for kjemisk gjenvinningsanlegg. I appendiks 4 ser man at de anleggene som nevnes har en kapasitet et sted mellom 15 000 og 500 000 tonn avfall årlig. De fleste ligger i overkant av 50 000 tonn årlig. Sammenliknet med

Trondheims årlige plastmengde på 4556 tonn, er det klart at dette er for lite til å forsvare utbygging av et nytt anlegg for kjemisk gjenvinning i Trondheimsregionen. I så fall måtte man ha samarbeidet med andre regioner, enten i Norge eller i Sverige om bygging og drift. Det er selvfølgelig også et alternativ å sende plastavfallet til et anlegg som allerede er bygd, eksempelvis i England, Nederland eller Tyskland. Ulempen med dette er at man da får økte kostnader og miljøbelastninger grunnet den ekstra transporten.

7.3.1 Usikkerhet i data og antagelser

Denne delproblemstillingen besvares ut fra et litteraturstudium. Jeg har ikke gått detaljert inn i en usikkerhetsanalyse av kildene jeg benytter. Når det gjelder miljødata anser jeg usikkerheten som beskjedent, dette fordi begge kilder som benyttes har relativt like konklusjoner i forhold til hvilke alternativer som har best miljøytelse. (Heyde, Kremer, 1999) har blitt revidert av et kvalitetssikringspanel som består av 7 eksperter på LCA-metodikk. Dette panelet anser resultatene i rapporten som korrekte (Heyde, Kremer, 1999, side 194). For den andre kilden, (Patel *et al.*, 2000) er det ikke gjort en uavhengig revidering, men forfatterne selv anser usikkerheten som lav. Kostnadsdataene i denne artikkelen bærer preg av å være anslag, og ikke detaljerte beregninger.

7.3.2 Anlegg for kjemisk gjenvinning i Trondheimsregionen?

Det første kriteriet som må oppfylles for at man skal kunne forsvare en investering i et anlegg for kjemisk gjenvinning i Trondheim er at det er nok plast i regionen til å fylle opp den årlige kapasiteten til anlegget. Sett at Trondheim ønsket å behandle plastavfallet i et anlegg for kjemisk gjenvinning, er BASF metoden som er mest relevant. Dette fordi anlegg av denne typen kan ha kapasiteter helt ned til 15 000 tonn årlig. Siden plast fra Trondheim alene ikke dekker kapasiteten, må man samarbeide med andre nærliggende regioner. Dersom man antar at plastgenereringen i Norge for øvrig er slik den er i Trondheim, betyr det at samarbeidsregionen må huse av minst 450 000 innbyggere (tre ganger Trondheim – tre ganger så mye plast – omtrent 15 000 tonn totalt). Til illustrering bor det omtrent 675 000 mennesker i Midt Norge (Bergsdal, 2002).

Alternativt kan man bygge et anlegg som skal ta i mot plast fra næringslivet (industriplast) i tillegg til husholdninger, da holder det med en samlet region med et innbyggertall på 267 000, dersom man antar at forholdet mellom plast fra husholdninger og næringsliv er 1,2:1⁵, og at det dermed er 3797 tonn uren plast i strømmen fra næringsliv i Trondheim årlig. Dette anslaget på plast fra industrien er veldig usikkert, da måten det ble beregnet på er en drøy forenkling. Det er imidlertid det beste anslaget jeg har tilgjengelig. En region med innbyggertall på 267 000 er nødt til å ha en industriell infrastruktur på nivå med Trondheim for at man skal få generert nok plast. I Trondheimsområdet er kanskje Östersund i Sverige et godt alternativ til samarbeidsby, siden den har 60 000 innbyggere, relativt mye industri, og ligger 270 km unna Trondheim.

Dersom Avfallseksjonen i Trondheim kommune ønsket å satse på kjemisk gjenvinning, burde valgt metode være BASF termolyse, fordi metoden er blant de beste miljømessig,

⁵ (SSB, 1997) oppgir at 52% av all plast i Norge er fra husholdninger, og 43% er fra næringslivet.

og fordi anleggene ikke trenger være større enn 15 000 tonn årlig kapasitet. Kostnadsdata er dessverre ikke tilgjengelig for denne metoden. Enten må man satse på å behandle både husholdnings- og industriplast og gå inn i et samarbeid med andre byer/regioner, eller man må ha en samarbeidsregion som er enda større og kun behandle husholdningsplast. Det første alternativet er dårlig, fordi dette betyr at man vil kompromittere det allerede velfungerende systemet for mekanisk resirkulering av industriplast i Norge. Da gjenstår i relateten to alternativer – et kjemisk gjenvinningsanlegg som tar inn husholdningsplast fra en større del av Norge, eller at man langtransporter plasten til anlegg i Europa.

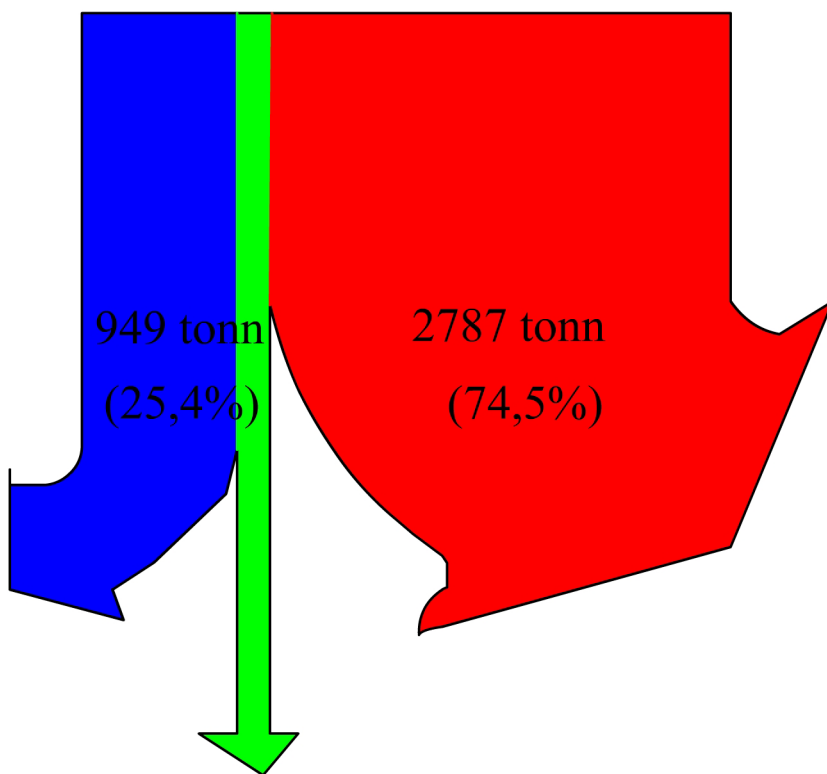
7.3.3 Oppsummering av delproblemstilling

Som nevnt ovenfor må en avgjørelse av hvilket hovedalternativ som er best av mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning tas på grunnlag av tre kriterier; miljøtelse, kostnader og kapasitet. Når det gjelder miljøtelse kommer mekanisk resirkulering best ut, mens de usikre kostnadsdata som finnes gir kjemisk gjenvinning en liten seier. Når det gjelder kapasitet viser diskusjonen at BASF termolyse er det eneste gangbare alternativ, med mindre man skal bygge et anlegg som skal ta i mot nesten all generert husholdningsplast i Norge (total strøm i Norge av plast er over 360 000 tonn årlig, 52% er husholdningsplast (SSB, 1997), og mye av dette egner seg ikke som føde i et kjemisk gjenvinningsanlegg). Det er også et viktig poeng at et anlegg basert på BASF termolyse bør bygges i nærheten av et raffineri, fordi flere av produktene fra prosessen; nafta, aromater, omformingsgass, omformingsaluminium og HCl, er nødt til å videreføres i et raffineri for å kunne brukes i industrien. Det finnes få raffinerier i Norge, de to nærmeste er Statoils anlegg på Mongstad i nærheten av Bergen og et på Slagentangen i nærheten av Tønsberg som tilhører Esso.

Fordi mekanisk resirkulering er bedre enn kjemisk gjenvinning miljømessig, kostnadsdataene jeg har funnet er usikre, og metoden for kjemisk gjenvinning som passer for Trondheim fordrer nær beliggenhet til et raffineri, vil jeg konkludere med at mekanisk resirkulering er et bedre behandlingsalternativ for husholdningsplast i Trondheim kommune enn kjemisk gjenvinning.

7.4 Oppsummerende diskusjon

Jeg har altså hittil i rapporten konkludert med at det er mer plast enn tidligere antatt i strømmen fra husholdninger i Trondheim, at plastdunken er et bedre alternativ for innsamling enn miljødunken, og at mekanisk resirkulering er et bedre alternativ for prosessering enn kjemisk gjenvinning. Dermed anbefaler jeg Trondheim kommune å fortsette løpet de allerede er i gang med, med den forandring at miljødunken bør byttes ut med plastdunken. Dette vil føre til forbedringer av systemet for gjenvinning av husholdningsplast, både med hensyn til miljøtelse og kostnader (inntektene fra salg av innsamlet og sortert plast vil gå opp).



Figur 7.1: Oppsummering av materialstrøm av plast i Trondheim.

Hele pilen representerer strømmen av husholdningsplast i Trondheim; 3736 tonn. Den røde delen (2787 tonn) viser plast som ender opp i restavfallsdunken, og som kjøres direkte til forbrenning. Den blå og grønne delen utgjør det som vil bli lagt i plastdunken ved eventuell innføring av denne som hentesystem over hele byen. Den grønne delen er det som faktisk sendes til resirkulering. Vi ser at svært mye går tapt i systemet, og at mesteparten går tapt fordi det legges i feil beholder av forbruker. Avfallseksjonen i Trondheim kommune bør derfor legge ned et større arbeide for å få mer av plasten over i riktig beholder.

Å innføre plastdunken er et skritt i riktig retning, men det er klart at det er et behov for ytterligere informasjons- og holdningskampanjer. Det er nemlig hos forbruker det største potensialet for forbedring ligger.

8 Konklusjoner

8.1 *Hvor mye husholdningsplast er det i Trondheim, og hva er sammensetningen?*

- Beregnet plastmengde fra prøveområdet på Heimdal i 2001 og 2002 viser en økning på 48%. Dette er lite sannsynlig, slik at det er trolig én eller flere feilkilder i plukkanalysene i henholdsvis 2001 og 2002. Dette medfører usikkerhet i en del av konklusjonene.
- Det strømmer årlig 3736 tonn husholdningsplast gjennom Trondheim, dette i kontrast til tidligere anslag på 1174 tonn (kun emballasje). Per person er tilsvarende tall 25,1 kg/år mot 12,5 kg/år.
- Kun 25,4% av platen havner i plastdunken, man har med andre ord en feilsorteringsgrad på 74,5% fra forbruker.
- 85,5% av platen fra husholdninger i Trondheim er emballasje.
- Beregningene viser at det genereres 82 400 tonn plastemballasje fra norske husholdninger årlig, dersom man antar at genereringen per person i Norge er lik den i Trondheim, – 36,9% mer enn beregnet av Plastretur i deres årsrapport av 2001.
- Bæreposer og søppelsekker utgjør til sammen 40,2% av all plastfolien fra Trondheims husholdninger, av hardplastemballasjen er det plast fra meieriindustrien (21,7% av all hardplastemballasje) og verkstedindustrien (33,6% av all hardplastemballasje) som utgjør de største enkeltkildene.

8.2 *Hva er best til innsamling av husholdningsplast i Trondheim, av plastdunken og miljødunken?*

- I absolutte mengder (tonn) er det 5,5% mer plast i plastdunken enn i miljødunken.
- Med et plastdunk-hentesystem utplassert i hele Trondheim vil man få hentet ut 41% mer plastfolie og 75% mer flasker og kanner enn ved miljødunksystemet. Dette fordi det er lettere å sortere ut plast fra plastdunken enn miljødunken.
- Ut fra disse to fakta kan jeg konkludere med at plastdunken er et bedre alternativ enn miljødunken.

8.3 *Hva er best til prosessering av plastavfall fra husholdninger i Trondheim, av mekanisk resirkulering og kjemisk gjenvinning?*

- Sammenliknet etter miljøytelse kommer mekanisk resirkulering best ut.
- Sammenliknet etter kostnader kommer alternativene omtrent like bra ut med tilgjengelig teknologi av i dag, mens kjemisk gjenvinning har et større potensial for reduksjon av kostnader. Kostnadsdataene innebærer en del usikkerhet.
- De minste anleggene for kjemisk gjenvinning har en årlig kapasitet på 15 000 tonn. Metoden som benyttes er BASF termolyse, som yter bra miljømessig. Anlegget trenger imidlertid tilgang til et raffineri i relativ nærhet.
- En samlet vurdering tilsier at mekanisk resirkulering er et bedre alternativ i Trondheim.

8.4 *Andre konklusjoner*

- De totale kostnadene per tonn generert husholdningsplast i Trondheim er 917 kr/t, og ikke 2919 kr/t som er resultatet med det tidligere anslaget på 1174 tonn emballasjeplast.

9 Forslag til videre arbeid

- ❖ En ny runde med plukkanalyser av plast- og restavfallet er allerede i gang. Denne vil avsløre mer om hvor usikkerheten diskutert i avsnitt 7.1.1 ligger. Dette er viktig for å kunne konkludere mer sikkert om hvor mye plast som strømmer gjennom Trondheims husholdninger.
- ❖ Ved andre plukkanalyser som ønsker å undersøke sammensetningen av plastavfall mer detaljert anbefales å bruke endringene til tabell 5.2 som beskrives i avsnitt 7.1.2.
- ❖ Mengden litteratur om området kjemisk gjenvinning er ikke stor. Dette er et viktig forskningsfelt som burde undersøkes nærmere.
- ❖ Trondheim kommune burde legge enda større vekt på gode registreringsprosedyrer for data om systemet for gjenvinning av plast. Dette fordi det fortsatt er mye usikkerhet rundt eksisterende data, samtidig som det begynner å bli såpass mange analyser av systemet at det kan fungere som et erfaringsgrunnlag, ikke bare for Avfallseksjonen i Trondheim, men for alle grupperinger som har interesse i hvordan et system for plastgjenvinning kan optimaliseres. Dette kan være andre kommuner i Norge, eller forskningssentra.

10 Kilder

10.1 Litteratur

- Aguado&Serrano,1999 J. Aguado, D. Serrano, *Feedstock Recycling of Plastic Wastes*, RSC 1999.
- Apme, 1999 *Plastics – at work for a sustainable future*, Apme (Association of Plastics Manufacturers in Europe) 1999.
- Apme, 2001 *An analysis of plastics consumption and recovery in Western Europe 1999*, Apme 2001.
- Baann *et al.*, 2001 L. Baann, K. Hall, M. Holtan, N. Lillo, F. Schothuis, O. Thommesen, *Perspectives on plastics recycling in Trondheim*, IndEcol, NTNU 2001.
- Bergsdal, 2002 Håvard Bergsdal, *Integrerte strategier for regional avfallshåndtering og lokal energiforsyning i Midt-Norge*, NTNU 2002. Under skriving.
- Dryzek, 1997 John S. Dryzek, *The Politics of the Earth*, Oxford University Press, 1997.
- Eik *et al.*, 2002 A. (Eik *et al.*, 2002), S. Steinmo, H. Solem, H. Brattebø, B. Saugen, *Eco-efficiency in Recycling Systems*, IndEcol, NTNU, 2002.
- EU, 2001 Comission of the European Communities, *Proposal for a European Parliament and Council Directive of 2001 amending Directive 94/62/EC on Packaging and Packaging Waste*, 2001.
- Graedel&Allenby,1995 T. E. Gradel, B. R. Allenby, *Industrial Ecology*, Prentice Hall 1995.
- Hall, 2000 Kristian Hall, *Emballasje i Europa – en sammenfatning av forskjellige data*, Tomra 2000
- Heie, 1997 Aage Heie, *En innføring i avfallshåndtering*, Institutt for vassbygging, NTNU 1997.
- Heie *et al.*, 1997 A. Heie, L.S. Moe, A. Olderø, O. Skogesal, A. Falnes, *Sorteringsanalyser - Kommunalt avfall. Interconsult rapport 0440.117 til SFT. Trondheim 23.03.1998*, SFT 1998.
- Heie, 2001 Aage Heie, *Analyse av avfall i Trondheim 2001*, Interconsult rapport til Trondheim kommune, Avfallseksjonen, Trondheim kommune 2001.
- Heie & Hatling, 2002 Aage Heie og Hågen Hatling, *Analyse av plast- og restavfall*, Interconsult rapport til Trondheim kommune, Avfallseksjonen, Trondheim kommune 2002. Under skriving.
- Heyde&Kremer,1999 M. Heyde, M. Kremer, *Recycling and Recovery of Plastics in Domestic Waste*, Fraunhofer Institut 1999
- IPCC, 2002 International Panel on Climate Change (IPCC), *Summary for Policymakers - A Report of Working Group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC 2002.

- Kleijn, 2000 R Kleijn, *IN = OUT. The trivial Central Paradigm of MFA?*, Journal of Industrial Ecology Volume 3, Number 2 &3 2000.
- Miller, 2000 G. Tyler Miller, *Living in the environment*, Brooks/Cole, 2000.
- OECD, 2000 Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), *Links between the micro and macro flows: Substance Flow Analysis*, OECD 2000.
- Patel *et al.*, 2000 M. Patel, N. von Thienen, E. Jochem, E. Worrel, *Recycling of plastics in Germany*, Resources, Conservation and Recycling 29 2000, sider 65-90.
- P. & b. enheten, 2002 Plan og bygnings enheten, Trondheim kommune, *Kart over grunnkretser, Heimdalsområdet, samt Folkemengde grunnkretser 2002, foreløpig*, Trondheim kommune 2002.
- Plastretur, 2001 Plastretur, *Årsrapport 2001*, Plastretur AS 2001.
- Raadal *et al.*, 1999 H. L. Raadal, O. J. Hanssen, E. Rymoens, *Resirkulering av plast i Drammensregionen*, Siftelsen Østfoldforskning 1999.
- Williams&Williams,1999 Paul Williams, Elizabeth Williams, *Fluidised bed pyrolysis of low density polyethylene to produce petrochemical feedstock*, Journal of analytical and applied pyrolysis 51, 1999, sider 107 – 126
- WRI, 2000 World Resources Institute (WRI), *The Weight of Nations*, WRI 2000.

10.2 Informasjon fra verdensveven

- Apme, 2002 <http://www.apme.org>
- Currency, 2002 <http://www.currency.co.nz>
- DSD, 2002 <http://www.gruener-punkt.de/en/frames.php3?choice1=recycling>
- Nihot, 2002 <http://www.nihot.nl/p2.html>
- Recoup, 2002 http://www.recoup.org/shop/product_documents/26.pdf
http://www.recoup.org/shop/product_documents/27.pdf
- Plastretur, 2002 <http://www.plastretur.no>
- SSB, 1997 <http://www.ssb.no/vis/emner/01/05/40/avfregnplast/main.html>
- SSB, 2002 <http://www.ssb.no/emner/02/02/folkendrkom/tabell02.html>
- Teknisk U.blad 4/3 <http://www.tekblad.no/nettarkiv/article.jhtml?articleID=12098>
- Titech, 2002 <http://www.titech.no>

10.3 Intervjuer/informanter

- Eng, 25/3 Email fra Tom Eng, Titech Autosort AS, 25/3 2002.
- Gjester, 28/5 Telefonintervju med Per Gjester, Plastretur, 28/5 2002.
- Hanssen, 21/5 Email fra Geir Hanssen, Trondheim avfallsseksjon, 21/5 2002.
- Hanssen, 30/5 Email fra Geir Hanssen, Trondheim avfallsseksjon, 30/5 2002.
- Heie, 7/6 Email fra Aage Heie, Interconsult AS, 7/6 2002.
- Heie, 13/6 Veiledning hos Aage Heie, 13/6 2002.

Rogstad/Tamnes, 29/4 Besøk med intervju hos Folldal Gjenvinning AS, 29/4 2002.
Volden, 26/3 Telefonintervju med Lars Kristian Volden, Trondheim
Renholdsverk, 26/3 2002.
Volden, 28/5 Telefonintervju med Lars Kristian Volden, Trondheim
Renholdsverk, 28/5 2002.
Sundt, 27/3 Telefonintervju med Peter Sundt, Plastretur, 27/3 2002.

11 **Appendiks**

A-1 Begreper brukt i oppgaven:

Avfallshierarkiet:	En prioritering av metoder for å behandle avfall, der følgende metoder er rangert etter minskende gunstighet: 1) Redusere avfallsgenereringen, 2) Ombruk, 3) Resirkulering (primært produkt til produkt resirkulering), 4) Forbrenning med energiutnyttelse, 5) Forbrenning, 6) Forsvarlig deponi.
Bringesystem:	Innsamlingssystem basert på at forbruker leverer det kildesorterte avfallet i iglooper på faste steder.
Energigjenvinning:	Forbrenning, eller annen nedbrytning av et materiale som resulterer i ny bruk av den kjemiske energien i materialet.
Energiutnyttelse:	Noen argumenterer for at betegnelsen gjenvinning ikke kan benyttes i tilfellet forbrenning, og at energiutnyttelse er det korrekte.
Fraksjon:	En andel av avfallet som faller innenfor en kvalitetsdefinisjon. For eksempel deles plastemballasje fra næringslivet inn i fem fraksjoner; Folie, Flasker og Kanner, PP-sekk, EPS og Energi. (Plastretur, 2001).
Føde:	Føde er inngangsfaktorene i en industriprosess, dvs. det som går inn i reaktoren eller maskinen.
Gjenvinning:	Å gjøre avfall nyttbart igjen, på en eller annen måte. Inkluderer resirkulering og forbrenning med energiutnyttelse.
GWP	Beregnet bidrag til global oppvarming, ut fra potensialet til ulike klimagasser for å absorbere infrarød stråling (varmestråling).
Kildesortering:	Innsamlingssystem basert på henting av avfall hos forbruker. For plast er det den gule miljødunken som brukes (i Trondheim generelt, sammen med bl.a. glass, i testforsøket på Heimdal – kun plast).
Kjemisk gjenvinning:	Kjemisk behandling av avfall som resulterer i utnyttelse av materialverdien i avfallet. I Norge er kjemisk gjenvinning definert som materialgjenvinning. (Sundt, 27/3).
Materialgjenvinning:	Behandling av avfall som resulterer i utnyttelse av materialverdien i avfallet.
Mekanisk resirkulering:	Mekanisk behandling (omsmelting) av avfall som resulterer i utnyttelsen av materiaverdien av avfallet.
Negativ sortering:	At man tar ut restavfallet fra en materialstrøm og sender den ønskede fraksjonen videre.
Nedgradering:	Resirkulering der materialkvaliteten i det nye produktet er (nevneverdig) lavere enn i det originale.
Positiv sortering:	At man tar ut det ønskede materialet fra en materialstrøm, og sender resten videre.

Regranulering	Resirkulering der produktet er nytt granulat med tilsvarende kvalitet som jomfruelig plast, det vil si at man erstatter jomfruelig plast.
Renhetsgrad	Grad av forurensing i en innsamlet avfallsfraksjon. En høy renhetsgrad innebærer lite forurensing.
Resirkulater	Resirkulert materiale, dvs. produktet av en materialgjenvinningsprosess.
Resirkulering:	I oppgaven er resirkulering brukt om det samme som materialgjenvinning.
Strøm	Materialstrøm, det vil si hvor mye av det undersøkte materialet som flyter gjennom systemet i løpet av et år (med mindre annet er spesifisert).

A-2 Hva er materialgjenvinning i kjemisk gjenvinning?

I (EU, 2001) er de ulike formene for materialgjenvinning definert som følger:

- *“Mechanical recycling” shall mean the reprocessing of waste material, for the original purpose or for other purposes excluding energy recovery or disposal, without changing the chemical structure of the processed material*
- *“Chemical recycling” shall mean the reprocessing, other than organic recycling, of waste material, for the original purpose or for other purposes excluding energy recovery or disposal, by changing the chemical structure of the waste material and recycling the chemical constituents into the original material of the waste*
- *“Feedstock recycling” shall mean the reprocessing, other than organic recycling of waste material, for the original purpose or for other purposes excluding energy recovery or disposal, by changing the chemical structure of the waste material and recycling the chemical constituents into materials other than the original material of the waste*

Med andre ord skilles materialgjenvinning inn i tre typer, og ikke to (mekanisk og kjemisk), som det ofte gjøres i annen litteratur. Det er viktig å merke seg forskjellen på *Chemical recycling* og *Feedstock recycling*, der man i den førstnevnte metoden resirkulerer materialet til samme materialtype som originalt, mens man i sistnevnte omformer til andre materialer enn de originale. Kjemisk depolymerisering av PET med etterfølgende polymerisering tilbake til PET (se avsnitt A-4.2.1) vil dermed være et eksempel på *Chemical recycling*, mens BASF prosessen (avsnitt A-4.5.2) er et eksempel på *Feedstock recycling*. I oppgaven benytter jeg begrepet kjemisk gjenvinning for begge disse typene.

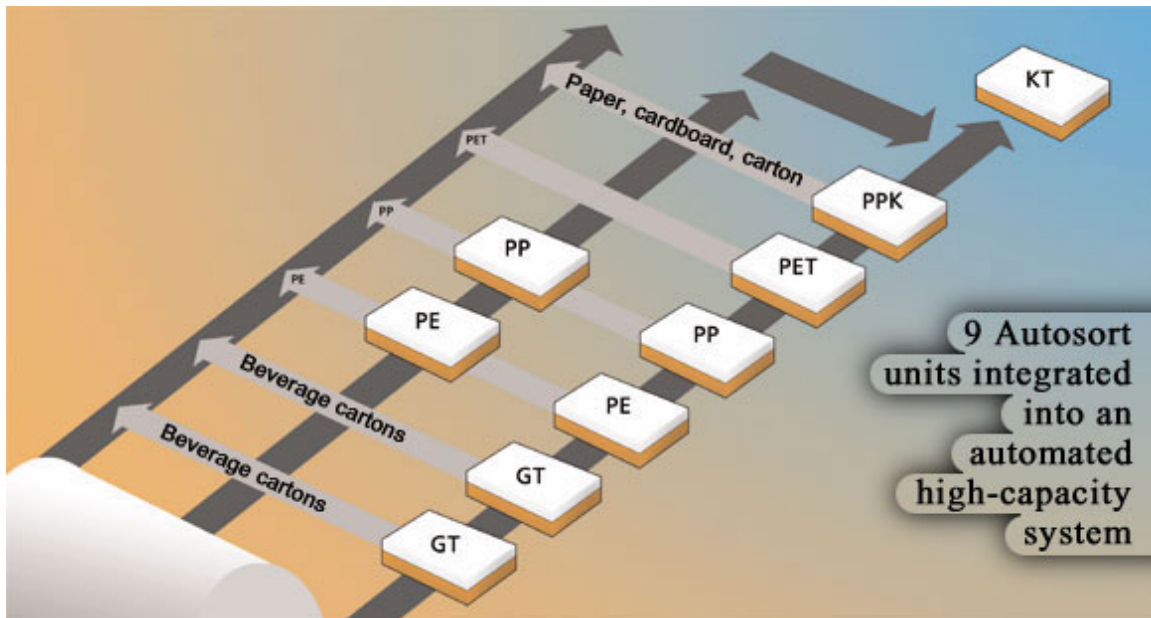
A-3 Automatisk sortering av plast

Flere leverandører produserer anlegg for automatisk sortering av plast. Jeg har sett på et av dem, Titech Autosort AS, et norsk firma som leverer sorteringsteknologi til sentralsorteringsanlegg verden over. I Tyskland har firmaet 80% av markedet for slike maskiner (Teknisk U.blad, 4/3). Teknologien er i stor grad basert på optisk separasjon, som beskrevet i avsnitt 3.2.1.



Figur A-3.1: Sorteringsmaskin fra Titech Autosort. (Titech, 2002).

Et automatisk sorteringsanlegg kan bygges opp av en rekke av maskiner som har spesialiserte oppgaver. Eksempelvis kan man legge en rekke forskjellige maskiner etter hverandre, og på den måten oppnå rimelig rene fraksjoner ut av en strøm av blandet emballasjeavfall. Firmaet selv foreslår følgende kombinasjon for en avfallsstrøm bestående av emballasjeavfall:



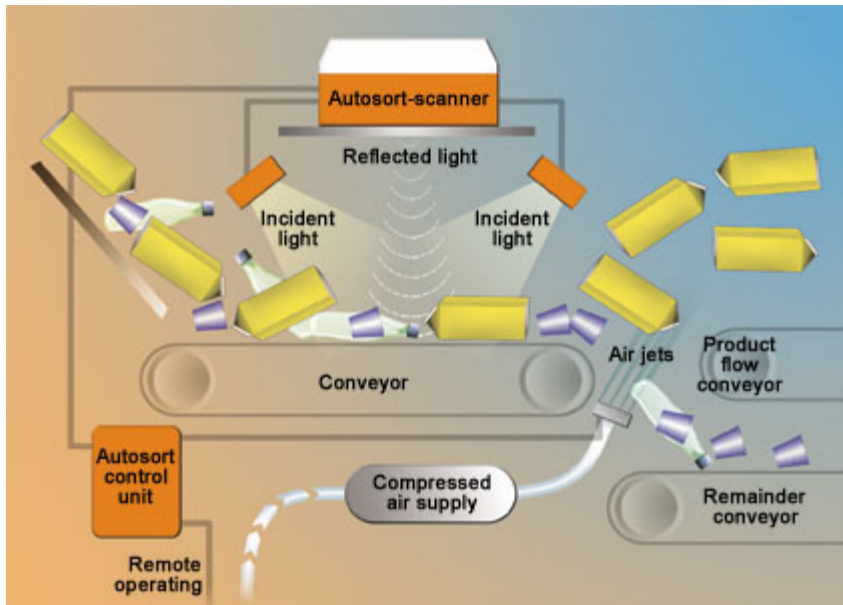
Figur A-3.2: Oppsett av sorteringslinje for emballasjeavfall. (Titech, 2002).

Figur A-3.2 viser et foreslått oppsett for sorteringslinje, der de hvite boksene representerer ulike sorteringsmaskiner. Kodene er som følger:

- GT: Positiv sortering av drikkekartonger
- PE: Positiv sortering av polyetylen
- PP: Positiv sortering av polypropylen
- PET: Positiv sortering av PET
- PPK: Positiv sortering av papp og papir
- KT: Positiv sortering av plast generelt

Strømmen i enden av samlebandet vil da bestå av en restfraksjon, der mesteparten av plastemballasjen og drikkekartongene er fjernet. Fra denne restfraksjonen kan man da hente ut metallemballasje ved hjelp av magnetisk sortering av ferriske objekter, samt *eddy current* sortering av aluminiumsemballasje.

Sorteringsmaskinene til Titech Autosort er basert på gjenkjenning ved belysning av infrarød stråling.

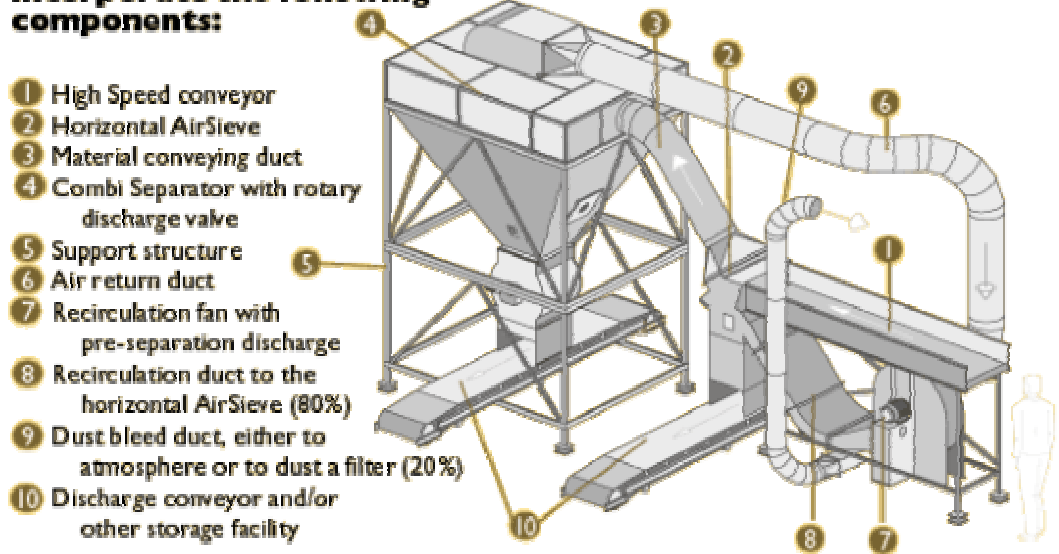


Figur A-3.3: Forklaring av funksjonen til en sorteringsenhet basert på optisk gjenkjenning (Titech, 2002).

Objektene kommer inn under maskinen på et samleband, blir belyst med IR fra to sider, strålingen reflekteres til en mottaker, som registrerer hvilke bølgelengder som ble absorbert av objektet. Denne informasjonen sammenliknes med en database, og objektet blir gjenkjent. Dersom objektet tilhører den ønskede fraksjonen blir den fjernet fra strømmen ved hjelp av små luftstrømmer som er presise nok til kun å blåse bort de ønskede objekter. Titech oppgir at renhetsgrader over 95 % er oppnåelig med denne metoden (Eng, 25/3).

En maskin av denne typen har en typisk kapasitet på mellom 1,1 og 3 tonn i timen, og dette skal i følge Titech selv være nok til å erstatte 2-10 manuelle sorterere (Titech, 2002). Til sammenlikning vet vi at det står gjennomsnittlig 4 sorterere på Heggstadmoen sorteringsanlegg (Volden, 26/3). Elektrisitetsforbruket til en sorteringsmaskin er omtrent 0,6 kW.

Statistic installations incorporate the following components:



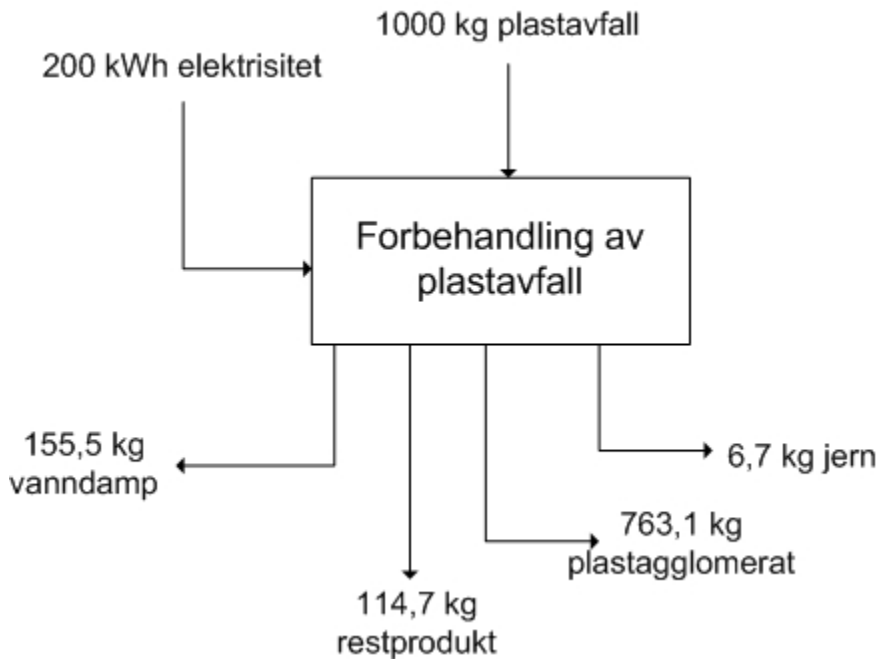
Figur A-3.4: Støvsuger for utsortering av lette fraksjoner, som plastfolie og papir (Nihot, 2002).

Et problem med maskiner som disse er at de er avhengige av at løse, lette objekter er fjernet fra strømmen før den går inn i sorteringslinjen som beskrevet ovenfor. Løsningen på dette er å bruke en *slags støvsuger* som fjerner plastfolie og papirflak. Denne fraksjonen av papir og plast må da nødvendigvis sorteres for seg, da både LDPE folie og papir er materialer det er relativt enkelt å materialgjenvinne.

A-4 Metoder for kjemisk gjenvinning

A-4.1 Forbehandling av plastavfall

I mange av prosessene er det nødvendig at platen forbehandles før den går inn i reaktoren. Denne forbehandlingen innebærer kverning og rensing av platen. Resultatet er noe som kalles plastagglomerat. En typisk materialbalanse for denne prosessen er følgende:



Figur A-4.1: Flytskjema for agglomerering av plast (Heyde, Kremer, 1999).



Figur A-4.2: Plastagglomerat (DSD, 2002).

A-4.2 Kjemisk depolymerisering

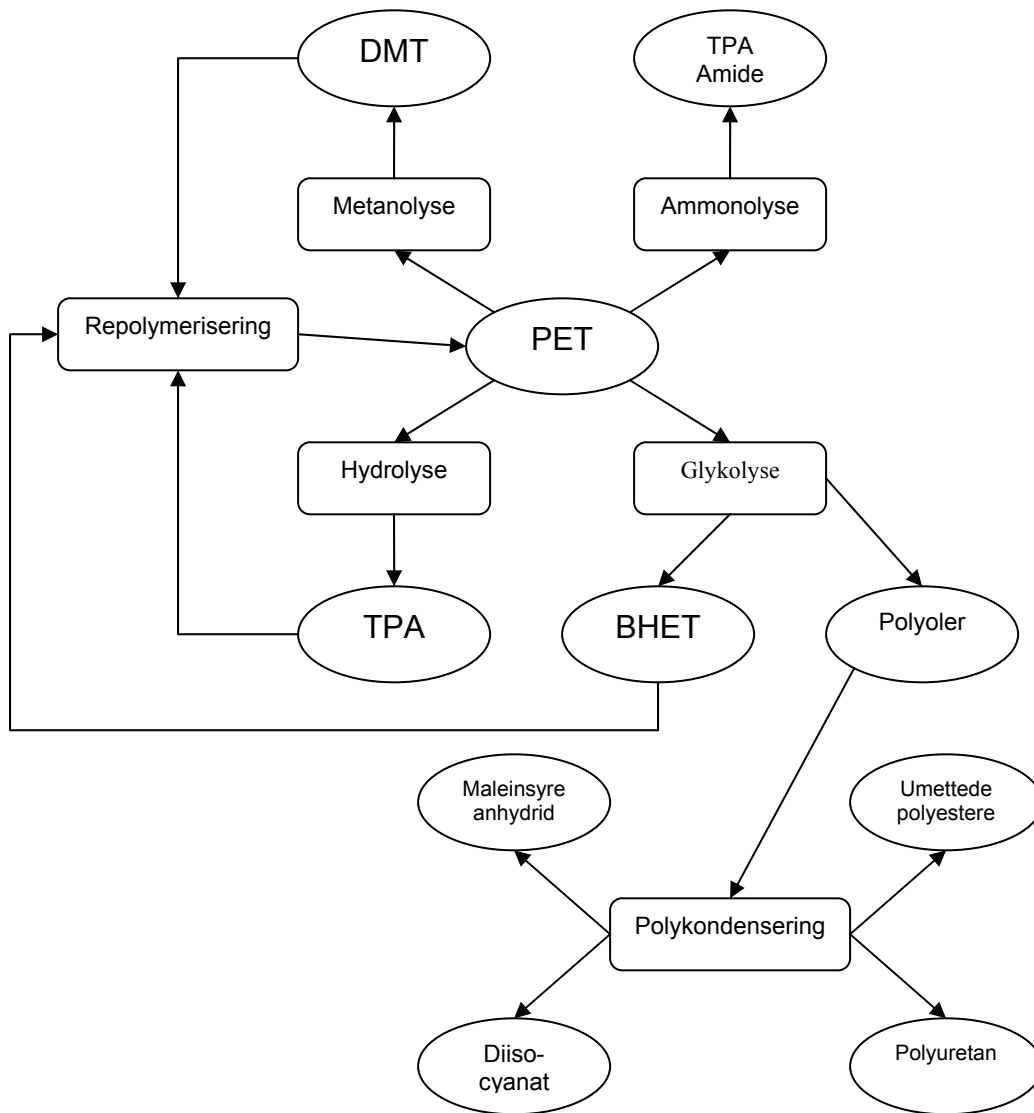
Kjemisk depolymerisering er kjemisk nedbrytning av polymerkjedene, slik at resultatet blir startmonomerene. Disse kan igjen brukes til å bygge opp nye polymerer, uten tap av mekanisk kvalitet, som så ofte er resultatet av mekanisk resirkulering. Kjemisk depolymerisering er den mest etablerte form for kjemisk gjenvinning. Problemet med metoden er at den kun kan brukes på kondenseringspolymerer, dvs. polymerer som er dannet ved frigjøring av små molekyler, slik som vann, saltsyre osv., ved tilfeldig sammenkobling av monomerer. Nylon er et eksempel på en kondenseringspolymer. Kondenseringspolymerer er klart mindre brukt enn addisjonspolymerer (PE, PP, PVC, PMMA osv.), og kjemisk depolymerisering kan ikke brukes på addisjonspolymerer. I Europa utgjør kondenseringspolymerene under 15% av det totale forbruket.

Kjemisk depolymerisering utnytter seg av den motsatte prosessen av dannelse av kondenseringspolymerer. De små molekylene som ble fjernet ved dannelse av polymeren blir nå addert igjen. (Aguado & Serrano, 1999, side 31)

A-4.2.1 Depolymerisering av PET

Polyesterere er kondenseringspolymerer. Den viktigste polyestern, målt etter volum, er PET, som blant annet brukes i en rekke emballasjeformål, eksempelvis drikkevareemballasje. Jeg vil derfor bruke PET som eksempel når jeg går gjennom kjemisk depolymerisering. Kjemolyse av PET har vært benyttet i mange år, og kan sies å være begynnelsen for kjemisk gjenvinning av plast. Forskjellige metoder for kjemolyse av PET har blitt utviklet, for å danne monomerene TPA, DMT og BHET.

Det er fire hovedmetoder for kjemisk depolymerisering; metanolyse, ammonolyse (og aminolyse), glykolyse og hydrolyse. Jeg vil, med PET som eksempel, gå kort gjennom disse fire metodene.



Figur A-4.3: PET kjemolyse-alternativer (Aguado & Serrano, 1999, side 33).

Glykolyse

Glykolyse er den enkleste og eldste (første patentene for 30 år siden) metoden for PET depolymerisering. PET reagerer i overskudd av glykol, under trykk, og med en temperatur mellom 180 og 240°C, til BHET. Denne monomeren må deretter renses før den kan inngå i ny produksjon av PET. Det brukes som regel katalysatorer, sink eller litium acetat. Det er en fordel at PETen kvernes før prosessen, for å oppnå større overflate. (Aguado & Serrano, 1999, side 33)

Metanolyse

PET behandles med metanol ved ganske høy temperatur (180 - 280 °C), og trykk rundt 20-40 atm. Resultatet fra reaksjonen er dimetyl-terefthalat (DMT), som etter rensing kan brukes i ny PET produksjon. PET metanolyse ble originalt oppfunnet av PET produsenter, som ønsket en metode å gjenvinne polyester fra produksjonen. Sammenliknet med BHET fra PET glykolyse, er DMT renere i forhold til forurensinger. Selv om metanolyse av PET kan utføres både kontinuerlig, og i batch prosesser, er det vanskeligheter knyttet til innmating av PET ved kontinuerlig prosess som gjør at det er batch metoden som er mest brukt. (Aguado & Serrano, 1999, side 37)

Hydrolyse

Reaksjon av PET med vann produserer tereftalatsyre (TPA) og etylenglykol. Som med de andre metodene er det kritisk at man klarer å oppnå tilstrekkelig renhetsgrad for å kunne produsere jomfruelig PET. Som regel renses TPA ved krystallisering. (Aguado & Serrano, 1999, side 38)

Ammonolyse og aminolyse

I ammonolyse reagerer PET med ammonium ved 70-180 °C til TPA-amid. Katalysatoren som brukes er sinkacetat. I aminolyse er det metylamin, etylamin og etanolamin som brukes som agent. Produktene er TPA-amid samt etylenglykol. (Aguado & Serrano, 1999, side 41)

Kombinert kjemolyse

I de siste årene har det blitt utviklet en del metoder som ikke kan klassifiseres i noen av de foregående prosessene, fordi de benytter seg av flere agenter til å splitte polymerkjedene. Et eksempel er Doerrs tottrinns prosess, der første trinn er at PET reagerer med etylenglykol ved 280-290°C i en høytrykks ekstruderer for å redusere molekylvekten med minst 50%. Resultatet er BHET, som går inn i andre trinn – hydrolyse med vann, med TPA og etylenglykol som siste produkter. Mange andre metoder eksisterer. (Aguado & Serrano, 1999, side 42)

Sammenlikning

Det er flere anlegg for depolymerisering av PET rundt om i verden, mange av disse benytter metanolyse og glykolyse. Hydrolytiske prosessanlegg er mindre avanserte, og befinner seg fremdeles på pilotstadiet. Ammonolyse og aminolyse er mindre etablerte, og man venter ikke kommersiell utnyttelse av disse metodene innen nær fremtid. Det er utført analyser av ytelsen til de forskjellige metodene, og hydrolyse viser seg å være svært lovende, med energibruk ned til 20-30 MJ per kg PET. Sammenligningsvis er energibruken i metanolyse 40-60 MJ per kg. Metanolyse har på den andre siden den høyeste potensielle kapasiteten.

I forhold til fødespesifikasjon er metanolyse den minst fleksible, man trenger godt sortert og identifisert avfall. Glykolyse og hydrolyse kan være i stand til å behandle mindre rene fraksjoner. I metanolyse er det nødvendig med strenge sikkerhetstiltak, på grunn av overhettede metanol som brukes i prosessen. Sur eller basisk hydrolyse har sine problemer, reaksjonsmediet er svært korrosivt, samt at det dannes løselige uorganiske salter, som er

skadelige for miljøet. Nøytral hydrolyse har ikke disse problemene, men degraderingsraten for PET er mye lavere.

Metanolyse er svært kapital-intensivt, slik at man må ha store anlegg for å kunne drive økonomisk. Dette er ikke tilfelle for glykolyse, som kan være lønnsomt for små og middels anlegg. For metanolyse må anlegget ha en kapasitet opp til 100 000 tonn per år.

Det ventes mye av fremtidige metoder som baseres på totrinns prosesser. Det første trinnet er i stand til å fjerne mye av forurensingene, slik at det andre trinnet kan produsere høykvalitets produkter som igjen kan brukes i produksjon av jomfruelig PET. (Aguado & Serrano, 1999, side 44)

A-4.3 Gassifisering og partiell oksidering

Gassifisering er en partiell oksideringsprosess under høy temperatur, der karbonholdige materialer danner en mix av karbonmonoksid og hydrogen, kalt syntesegass. Gassifisering har tradisjonelt blitt brukt med kull og tunge oljefraksjoner, men kan også benyttes med plastavfall som materiale. En stor fordel med gassifisering er at det ikke er nødvendig å separere de forskjellige fraksjonene før prosessering. Syntesegassen kan enten brukes som energikilde ved forbrenning, eller den kan utgjøre en av reagentene i produksjon av stoffer som metanol, ammonium, hydrokarboner, eddiksyre osv.. Kun i det siste tilfellet kan gassifisering av plastavfall sees på som kjemisk gjenvinning.

Gassifisering involverer reaksjon av karbonholdig materiale med oksygen, luft, damp eller dampblandinger ved temperaturer fra 700 til 1600 °C, og trykk 10-90 atm. Når oksygen eller luft benyttes i gassifiseringagenten, er det viktig at oksygeninnholdet holdes på et så lavt nivå at man forhindrer total oksidering. Prosessen kan fremskyndes med en katalysator av metall. Gassifiseringsreaksjoner kan være både endoterme og eksoterme, avhengig av gassifiseringsagent.

Resultatene av en gassifiseringprosess er en blanding av CO, CO₂, H₂, H₂O samt et bunnprodukt av uorganiske stoffer. Man kan også få små mengder av andre stoffer som for eksempel metan. Bunnproduktet er motstandsdyktig mot utvasking, noe som gjør det lettere å deponere trygt.

Avhengig av hva som er føden i prosessen vil man få forskjellige forurensinger i syntesegassen. Når man gassifiserer kull, oljereststoffer og vulkanisert gummi får man H₂S og karbonylsulfid. Ved gassifisering av PVC, polyuretaner og polyamider kan man få dannet giftige komponenter av N og Cl. Klor finnes da hovedsakelig som HCl, mens N danner produkter som N₂ (ikke giftig) og NH₃. Derfor vil en kritisk faktor ved gassifisering være i hvor stor grad man får rensed syntesegassen for disse forurensingene. Dette oppnås ved en eller flere av følgende rensemetoder; absorpsjon med eller uten etterfølgende reaksjon, katalytisk omforming, adsorpsjon eller separasjon med membran.

Varmen fra syntesegassen brukes som regel til produksjon av damp, som kan brukes som gassifiseringsagent, eller som varmekilde i reaktoren. Etter kjøling og rensing kan syntesegassen benyttes i en mengde forskjellige prosesser:

- Energigjenvinning: syntesegass kan brukes som brennstoff. I dette tilfellet er det gunstig med et høyt metaninnhold.
- Reduksjonsmiddel for både jernholdig og ikke-jernholdig malm.
- Syntese av metanol ved katalytisk hydrogenering av CO og CO₂.
- Ammoniumsyntese.
- Syntese av hydrokarboner ved Fischer-Tropsch prosess.
- Oxo syntese

Det store mangfoldet i bruk av syntesegass forklarer mye av den store interessen det er for disse teknikkene. Gassifisering er svært fleksibelt i forhold til hvilke føder den kan ta i mot. En stor ulempe er at metoden krever svært store anlegg for å være økonomisk lønnsomt, 400 000 – 500 000 tonn årlig. (Aguado & Serrano, 1999, side 59)

A-4.3.1 Gassifisering av plast- og gummiavfall

Gassifisering av plast og gummi er prinsippmessig likt gassifisering av kull og oljefraksjoner, men en del praktiske foranstaltninger må tas. Det må tas hensyn til fødens grad av heterogenitet, problemet med føde av høyt viskøse smeltede plaster, samt muligheten for dannelse av korrosive komponenter som HCl fra PVC.

Som eksempel på gassifisering av plast vil jeg skissere en metode for partiell oksidering av polyolefiner (f.eks. polyetylen og polypropylen). Plasten smeltes og pumpes inn i et forbrenningskammer, der den blir atomisert med en gassblanding av hydrogen og karbonmonoksid og kommer i kontakt med oksygen. Produktene av denne reaksjonen er hovedsakelig H₂ og CO, men det er også funnet betydelige mengder metan, etylen, acetylen, CO₂ og vann.

Problemet med gassifisering av klorholdige plaster er emnet i flere arbeider. Et forslag er at man først deklorinerer platen ved varmebehandling og deretter gassifiserer produktet. Erfaring viser at dioksininnholdet i syntesegassen minsker dess mer man får fjernet av klor i trinnet før gassifisering.

En ganske annen måte å gassifisere plast er et patent av Khan *et al.* der platen granuleres og blandes med vann. Deretter varmebehandles denne blandingen ved 230-350 °C. Det dannes da CO, CO₂, H₂S, NH₃ og lette hydrokarboner. Etter gassutskilling mikses blandingen med karbonholdig fast materiale, som kull, koks, eller asfalt. Denne blandingen gjennomgår deretter gassifisering, og sluttproduktet er en blanding av CO, H₂, CO₂, CH₄ og H₂S. Tilsetninger i platen, slik som klor, brom og fluor skilles ut som henholdsvis HCl, HF, og HBr, og kan fjernes i ulike renseprosesser. (Aguado & Serrano, 1999, side 62)

Den overnevnte prosessen brukes i et anlegg i Rotterdam som tar en blanding av polyetylen, polypropylen og polystyren, samt mindre andeler av andre plaster. Kapasiteten på dette anlegget er 150 tonn per dag, og man regner med å produsere 350 000 m³ syntesegass per dag. (Recoup, 2002)

En ting verdt å merke seg er at det er fullt mulig å gassifisere blandinger av plastavfall og andre typer avfall, som restavfall fra husholdninger. Dermed kan man unngå sortering av husholdningsavfall fullstendig, og spare mye penger på dette. Et eksempel på en slik metode er Krupp Uhde PreCon prosessen, som baserer seg på Winkler gassifisering av en blanding av kommunalt avfall, kloakkslam og plastavfall. Føden går inn i en virvelsjiktovn med trykk på 30 atm, temperatur i området 800-1100 °C, med oksygen eller luft som oksideringsmiddel, og produktene av reaksjonen er syntesegass og et bunnprodukt av uoksidert karbon og aske, som fjernes med en bunnskrue. Analyse av denne metoden viser at det ikke dannes dioksiner og furaner. (Aguado & Serrano, 1999, side 67)

A-4.3.2 High Temperature Winkler (HTW) gassifisering

Karakteristikk:

- Gassifisering i virvelsjiktovn, trykk opp til 30 bar
- Lavt spesifikt oksygenbehov
- Gassifisering med enten oksygen eller luft
- Typisk føderate er 6-12 tonn per time
- Produksjon av syntesegass, benzen, bunnprodukt og små mengder rent svovel
- Prosessen passer til svært urene fraksjoner plastavfall
- Har vært i kontinuerlig operasjon siden 1985
- Mye know how og ekspertise tilgjengelig
- Eksempel på operatør: Rheinbraun AG, Köln

Dersom man sammenlikner egenskapene til agglomerat av husholdningsplast (oppkvernet, rensed plast), ser man at den tilfredsstillende alle kravene til denne prosessen:

Kriterium	Krav hos anlegget til Rheinbraun AG, Köln	Typiske egenskaper til plastagglomerat
Konsistens	- tørr - slitasjemotstandsdyktig - mulig å helle - fri for grove forurensinger - kan transporteres pneumatisk	- tørr - slitasjemotstandsdyktig - fri for grove forurensinger - kan transporteres pneumatisk
Kornstørrelse	0-10 mm	ca 4-10 mm
Tetthet	$\geq 300 \text{ kg/m}^3$	$\geq 300 \text{ kg/m}^3$
Fritt vann innhold	$< 2\%$	$\leq 1\%$
Klorinnhold	$< 2\%$	$\leq 1,7\%$
Jernholdig metall innhold	$< 1\%$	$< 1\%$
Askeinnhold	$< 10\%$	$\leq 4,5\%$
Kaloriverdi	$> 30 \text{ MJ/kg}$	$> 35 \text{ MJ/kg}$

Tabell A-4.1: Krav og egenskaper til agglomerat av husholdningsplast (Heyde & Kremer, 1999).

Føden går inn i virvelsjiktovnen via en mateskrue eller liknende mekanisme. Bunnproduktet inneholder ganske mye energiholdig materiale (kaloriverdi er 10,39 MJ/kg), og sendes direkte til et kraftverk i nærheten, der det forbrennes sammen med kull.

Gassblandingen fra virvelsjiktovnen renses for partikler og urenheter, og kjøles deretter til 300 °C. Støv som renses ut fra gassblandingen sendes til et biologisk renseanlegg, og siden dette støvet har kullaktige egenskaper vil det øke effektiviteten til det biologiske renseanlegget. Rågassen fra gassifiseringen har lav H₂/CO rate, og må derfor gjennom en CO omforming for å kunne brukes i metanolproduksjon. (Heyde & Kremer, 1999)

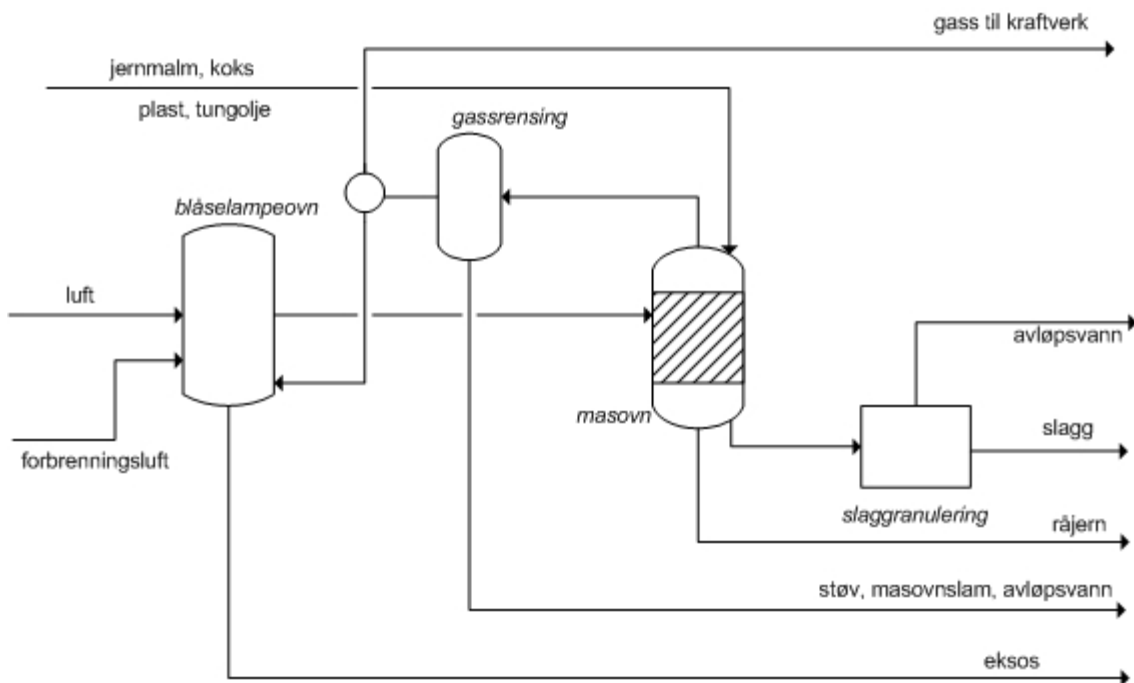
A-4.3.3 Plastavfall i masovn

Denne prosessen benyttes ved Bremen stålverk, og har følgende karakteristikker:

- Plastavfallet brukes som substitutt for tungolje som reduksjonsmiddel i en masovn brukt til stålproduksjon
- Karbonet fra plasten benyttes som reduksjonsmiddel (>50%), varme i CO produsert i reduksjonen benyttes til å varme opp luften som brukes i masovnen (ca 27%)
- Klorinnholdet i plastblandingen kan ikke være høyere enn 1,5%
- Sammenliknet med konvensjonelle masovner fødet med tungolje er dioksinutlippene omtrent de samme
- Forholdet plast/råjern er lavt, typisk 30kg/t
- Høyt nivå av erfaring og know how
- Kontinuerlig operasjon på rundt 6000 tonn råjern per dag (tilsvarer 180 tonn plast per dag, 65 700 tonn per år)

I en masovn blir oksygen fra jernmalmen fjernet ved reduksjon med karbon. Resultatet er smeltet metallisk jern. Karbonet i prosessen kommer som regel fra tungolje, men man kan også bruke plastavfall, som likner tungolje med hensyn på kjemisk struktur og kaloriverdi. En forskjell er at plasten inneholder mer aske enn oljen, slik at man må tilsette mer plast enn man ville ha gjort dersom man brukte olje (for å kompensere for askeinnholdet i plasten).

I masovnen produseres jern, samt en oksidert toppgass. Denne toppgassen sendes til en renseprosess, der 1/3 av den rensede gassen brukes til å varme opp forbrenningsluften som benyttes i anlegget. De resterende 2/3 sendes til et kraftverk i nærheten (det er en betydelig energimengde i denne gassen)



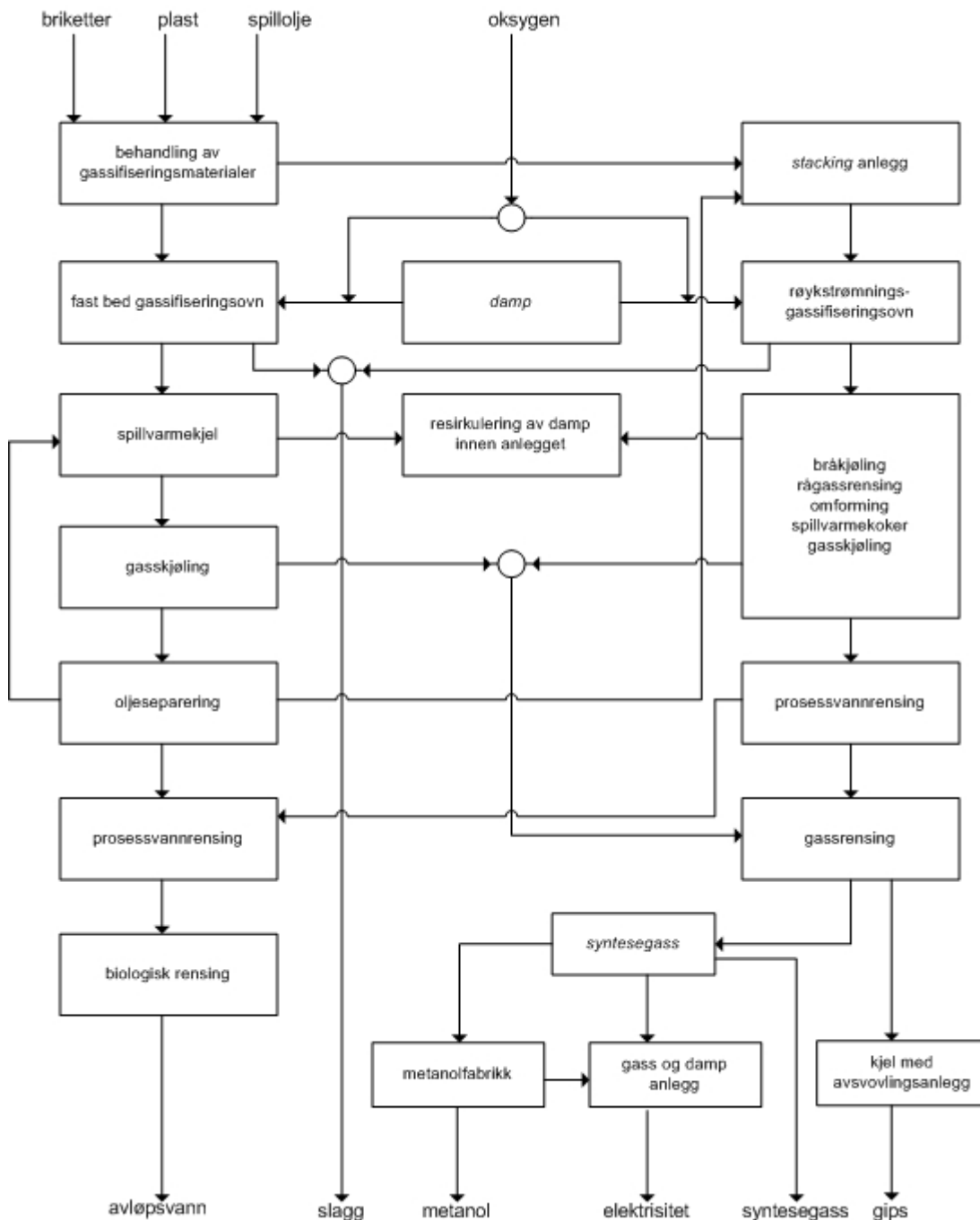
Figur A-4.4: prosesskjema for masovn (Heyde & Kremer, 1999).

A-4.3.4 SVZ Gassifisering

Fast bed gassifisering av plastavfall ved *Secondary Raw Material Recycling Center* (SVZ), Schwarze Pumpe, Tyskland. Karakteristikker:

- Gassifisering av plastavfall i brikettform, lignitt, samt annet forurenset organisk materiale (f.eks. spillolje)
- Produksjon av syntesegass, metanol og elektrisitet
- Høy kapasitet med hensyn til resirkulering av plastavfall
- Passer til behandling av sterkt forurenset avfall med høy askeandel
- Plast brukes med olje/lignitt i sekundærstrømmen
- Veldig høyt nivå av faglig ekspertise

Plastavfall, lignitt og spillolje omdannes til syntesegass i gassifiseringen. Syntesegassen omdannes til metanol nedstrøms (ca 70%). Den resterende nyttigbare syntesegassen benyttes i et kraftverk til elektrisitetsproduksjon (ca 20%). Gassifiseringsmediet er oksygen og damp.



Figur A-4.5: prosesskjema for SVZ gassifisering (Heyde & Kremer, 1999).

A-4.4 Termiske prosesser

Termisk prosessering er at man bryter ned plasten ved hjelp av høy temperatur i en inert atmosfære. Termisk nedbrytning kalles ofte pyrolyse når temperaturene er høye, mens ved lavere temperaturer brukes termen termisk cracking. For polystyren og polymetylmetylacrylat kan termisk nedbrytning sees på som depolymerisering da produktene av reaksjonen er den monomeren man bygget opp plasten av ved produksjon.

Når blandet plast brytes ned i oksygenfritt miljø, får man en substans liknende nafta. Denne substansen kan så brukes som brennstoff eller råstoff i andre prosesser. Spesielt LDPE, HDPE og PP egner seg godt for denne metoden.

Ved VEBA OELs anlegg i Tyskland bruker man denne prosessen etterfulgt av hydrogenering på blandet plast fra husholdninger, og resultatet er høykvalitets syntetisk olje. (Recoup, 2002)

Den kritiske faktoren i termisk prosessering av plastavfall er temperatur. Generelt er det fire typer produkter man kan få ut av prosessene; gass, oljer, faste vokser, og fast restprodukt. Temperaturen i prosessen vil bestemme fordelingen på disse fire kategoriene. Når temperaturen stiger, stiger andelen gass i produktene, samt at det faste restproduktet opptrer som en forkullet rest på grunn av forkoksing av hydrokarboner. Man kan få en mengde forskjellige nyttige produkter fra termisk prosessering av plastavfall; brennstoffgasser, andre gasser, nafta, mellomdestillater, oljefraksjoner, parafiner, koks osv. Disse produktene kan enten brukes direkte, eller de kan videreføres i et raffineri. (Aguado & Serrano, 1999)

A-4.4.1 Generelt om termisk degradering

Det er tre mekanismer som virker inn ved termisk degradering:

- 1) Tilfeldig spalting av polymerkjedene, slik at man får mindre polymerfragmenter som kan fortsette i andre reaksjoner.
- 2) Avspalting av små molekyler i enden av polymerkjeden. Hvis dette molekylet er den originale monomeren kan denne prosessen sees på som depolymerisering.
- 3) Abstraksjon av funksjonelle substituenten som former små molekyler.

Som regel er flere av disse mekanismene i spill simultant. Ved termisk nedbrytning av polyetylen og polypropylen inngår både tilfeldig spalting og avspalting av endemolekyler i de aktive mekanismene. I tilfellet PVC er det den tredje veien som følges, kloratomene brytes av kjedene som HCl, og den gjenstående polymerkjeden spaltes så i biter via den første veien.

Siden nedbrytningen skjer ved at de små molekylene vandrer ut av matrisen av smeltet polymer er en annen kritisk faktor overflatearealet og tykkelsen av reagentmassen.

Som illustrasjon på termisk nedbrytning vil jeg se nærmere på bruken av metoden på henholdsvis polyetylen og PET. (Aguado & Serrano, 1999, side 74)

A-4.4.2 Termisk nedbrytning av polyetylen

Pyrolyse/termisk cracking av polyetylen (både LDPE og HDPE) gir en blanding av følgende hydrokarboner: metan, etan, etylen, propan, propylen, acetylen, butan, buten, pentan, benzen, toluen, xylen og styren. Man vil i tillegg få produsert oljer. Typiske temperaturer brukt er 500-900 °C. En spesifikk prosess ga ca 80% gasser og 20% væske, gassene rike på metan samt olefiner med en til fire karbonatomer, væsken primært bestående av voks og aromatiske forbindelser.

I en annen prosess med ultrapyrolyse av LDPE (høye temperaturer og korte reaksjonstider) oppnådde man en andel etylen på 37 vekt%. Dette viser at det er mulig til en viss grad å gå tilbake til startmonomeren ved pyrolyse. Man har også sett at damppyrolyse er gunstig for PE, siden dette øker andelen etylen og propylenandelen, og minker andelen aromatiske forbindelser.

Termisk cracking av PE ved lave temperaturer har på den andre siden som mål å produsere voksaktige oljefraksjoner. (Aguado & Serrano, 1999, side 78)

Williams og Williams har påvist at andelen gasser øker drastisk med temperaturen når man pyrolyserer LDPE, samtidig som mengden aromatiske forbindelser også øker. Temperaturintervallet var 500 til 700 grader Celsius. (Williams & Williams, 1999)

A-4.4.3 Termisk nedbryting av plastblandinger

For at kjemisk gjenvinning skal være interessant som alternativ til mekanisk resirkulering, må man kunne bruke blandinger av plastavfall som føde. Det har derfor vært undersøkt ytelsen av en slik prosess, der blandingen består av 31,25% LDPE, 31,25% HDPE, 7,29%PP, 13,5% PS, 11,46% PVC og 5,21% PET, en blanding lik det europeiske gjennomsnittet for kommunalt avfall. Produktene fra denne reaksjonen var fordelt som følgende: ca 10% gasser, i overkant av 75% oljer, i underkant av 5% forkullede rester samt i underkant av 5% HCl. Oljene fra denne prosessen inneholder betydelig mer aromatiske og oksygenerte komponenter enn de enkle oljene man får ved termisk cracking av hver plasttype alene. Dette kan tyde på at det foregår reaksjoner mellom primærproduktene fra de degenerte plastene (produkter fått fra spalting av polymerkjedene). (Aguado & Serrano, 1999, side 100)

BP Amoco i samarbeid med en del andre petrokjemiske firmaer har utviklet et pilotanlegg med en kapasitet på 50 kg/timen, med en virvelsjiktovn som arbeider ved 500 °C. Blandet plast blir etter en forbehandling, som består av oppkverning (til fragmenter på 2-4 cm) og rensing, cracket i en virvelsjiktovn. Man får en gass bestående av forskjellige hydrokarboner. Faste forurensinger skilles ut i en syklon. Syre, som dannes ved nedbryting av for eksempel PVC, nøytraliseres ved hjelp av kalkstein. De gassifiserte hydrokarbonene nedkjøles, slik at de tyngre fraksjonene kondenseres, og kan tappes av. De lettere fraksjonene sendes tilbake til reaktoren der de fungerer delvis som brennstoff, og delvis som fluidiserende gass. Destillatene brukes som råstoff i andre prosesser. Eksempler er dampracking og væskekatallysecracking. Forsøk har vist at man klarer å omforme 80-90% av den blandete plasten til destillater, med de resterende 10-20% til bruk som brennstoff. På grunn av den lave temperaturen blir dannelsen av aromater og forkullede rester minimert. De resterende produktene fra prosessen er tunge vokser, vokser, lette vokser og olje. Voksen kan videreføres i et dampcracking-raffineri, og kan da brukes i produksjonen av etylen og propylen, som igjen kan brukes i produksjonen av jomfruelig plast. BP prosessen kan ikke brukes på plastblandinger som inneholder store mengder av PET, polyuretaner og polyamider. Årsaken til dette er at det da vil dannes aromatiske hydrokarboner, som er lite gunstige for dampcrackingprosessen. Det anbefales at anlegg som dette legges i nærheten av raffinerier. (Recoup, 2002)

I Grangemouth, England, planlegges et anlegg på 25 000 t/år, som skal prosessere plast samlet inn fra en befolkning på en million. Hvis dette er vellykket, vil andre anlegg bygges. Det er ventet en prosesseringsavgift på 170£ (ca NOK 2100) per tonn, men man tror dette vil kunne senkes til 100 £ (ca NOK 1250) for anlegg på 50 000 t/år. (Recoup, 2002)

A-4.5 Katalytisk cracking og reforming

Katalytisk cracking går ut på at platen settes i kontakt med en katalysator som promoterer spalting av polymerkjedene. Det er to forskjeller mellom kjemisk depolymerisering og katalytisk cracking; det er ikke noe kjemisk stoff som reagerer direkte med polymeren i katalytisk cracking, samt at produktene fra disse prosessene ikke nødvendigvis er startmonomerene.

Dersom man sammenlikner katalytisk cracking med termisk nedbrytning finner man følgende fordeler:

- Med en katalysator tilstede (katalytisk cracking) trenger man atskillig lavere temperatur for å spalte polymerkjedene.
- Sammenliknet ved samme temperatur observerer man mye lavere tid for reaksjon, dette indikerer lavere aktiveringsenergi for katalytisk cracking.
- Produktene fra katalytisk cracking har høyere kvalitet enn de fra termisk nedbrytning.

Samtidig er det en del ulemper med katalytisk cracking. Katalysatoren blir gradvis brutt ned av forurensinger og katalysatorforgiftning, samt at uorganiske komponenter tenderer å bli ved katalysatoren, og dermed senke effektiviteten over tid. Av disse grunner blir katalytisk cracking vanligvis brukt på avfall med mye polyolefiner, og som er forbehandlet for å oppnå høy grad av homogenitet av plasttyper. Videre er det et problem at smeltet plast har høy viskositet, noe som gjør det vanskelig å føde det inn i reaktoren. Løsningen på dette problemet er å varmebehandle føden for å gjøre den mer viskøs. I dette tilfellet er prosessen egentlig en enkel reforming av produktene fra varmebehandlingen.

Det fins atskillige metoder for katalytisk cracking av utsorterte plasttyper, men jeg vil ikke dekke disse da det er lite interessant i behandling av husholdningsplastavfall (der det er ønskelig å slippe sorteringsfasen). (Aguado & Serrano, 1999, side 129)

A-4.5.1 Metoder for blandet plastavfall

Fuji Recycle og Mobil Oil har utviklet en metode for katalytisk cracking av en PE, PS, og PP blanding. Blandet plast kvernes opp og går gjennom en renseprosess for å fjerne urenheter og partikler. Deretter sorteres platen ved hjelp av flotasjon, slik at PVC og PET skilles ut. Den resterende platen varmes til 300 °C ved hjelp av forvarming og en oppvarmet ekstruderer. Blandingen går så inn i en termisk cracking reaktor, der gassene som dannes går videre til en katalytisk reaktor. Katalysatoren som brukes er ZSM-5 zeolitt. I denne reaktoren blir gassene omformet til hydrokarboner med høyere verdi.

Gassen skilles ut fra de andre fraksjonene og brukes som brennstoff i anlegget. Med PE og PP som føde vil man typisk få 15% gass, 80% væske og 5% reststoff. Væsken er typisk 50% bensin, 25% kerosen og 25% gassolje. Dersom man behandler PS er produktene aromatiske hydrokarboner, med mye etylbenzen, toluen og benzen. (Aguado & Serrano, 1999, side 150)

A-4.5.2 BASF prosessen

Omforming av plast etter BASF metoden, i Ludwigshafen. Karakteristikk:

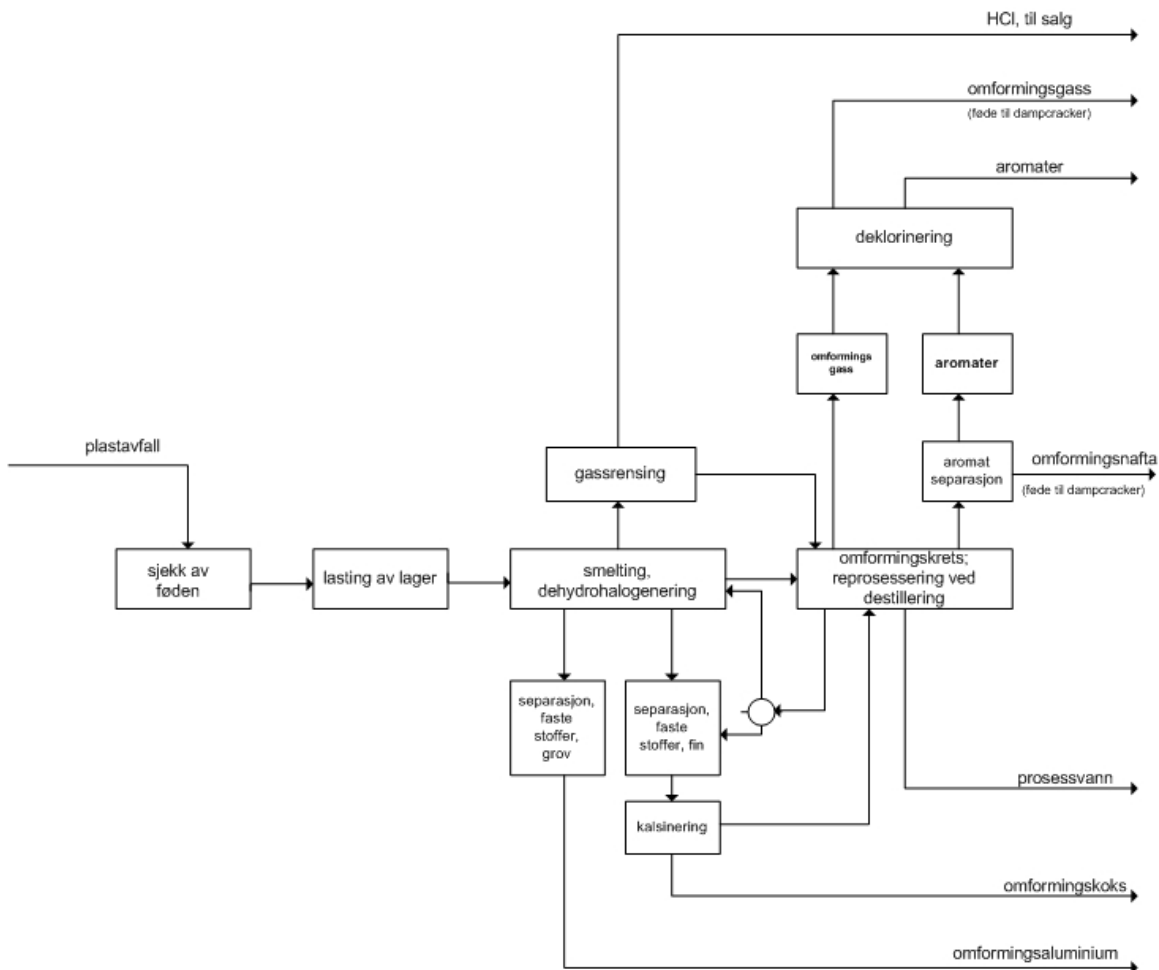
- Rensing av plastavfall
- Smelting og dehydrohalogenering av platen
- Destillering av platen
- Produksjon av nafta, aromater, omformingsgass, omformingsaluminium, HCl
- Nesten utslippsfri produksjon
- Pilotanlegget har en kapasitet på 15 000 tonn årlig
- Plast er hovedstrømmen i anlegget, ingen sekundærstrøm
- Høyt nivå av erfaring og know how
- Anlegget har vært i drift siden april 1994

Anlegget i Ludwigshafen ligger i en industripark, og har derfor god tilgang på både plastavfall samt bedrifter å selge produkter til (flere andre BASF anlegg i nærheten)

Prosessen består av tre faser. I første fase blir plastavfall, som er levert til lagringssiloer i anlegget sjekkes om det har riktig kvalitet. Hvis det er overensstemmelse med standarden sendes det til grovrensing. Etter rensing transporteres plastavfallet videre med nitrogen, for at det skal være i en inert atmosfære.

I den andre fasen blir platen smeltet og varmet til 400 °C. Klor fra PVC fjernes i en dehydrohalogeneringsprosess, og behandles videre til HCl av kommersiell kvalitet (kan dermed selges videre). Platen renses videre, og fremmedelemer fjernes. Man fjerner aluminium, som kan resirkuleres separat, samt at finkornet, fast stoff pyrolyseres til koks.

I den tredje fasen blir plastfraksjonen destillert. Gassfasen tappes av, og sendes til andre anlegg som omformingsgass. Vannfasen tappes også av. Det siste produktet, omformingsnafta sendes også videre til andre anlegg for videre foredling.



Figur A-4.6: prosesskjema for BASF prosessen (Heyde & Kremer, 1999).

A-4.6 Hydrogenering

Hydrogenering er å spalte polymerkjeder i et hydrogenmiljø. Resultatet er at man får mettede hydrokarboner, med lite olefiner. Produkter fra hydrogeneringsprosesser kan dermed lett brukes direkte som brennstoff. En annen effekt er at hydrogenet hjelper til i fjerningen av heteroatomer, som Cl, N og S. Ulempene ved hydrogenering er at hydrogen er kostbart, samt at man må operere under høy trykk.

Det er som regel nødvendig med katalysator under hydrogenering. Typiske katalysatorer er transisjonsmetaller (Pt, Ni, Fe osv.) på sure faste stoffer som alumina, silica-alumina, zeolitter osv. Disse materialene er de samme som brukes i katalytisk cracking, men her har man metallene i tillegg for å få hydrogenerende/dehydrogenerende evne.

Som regel foregår hydrogenering av plastavfall ved at plastblandinger av PE, PP, PS og PET går inn i en reaktor med kald hydrogen i et trykk opptil 150 atm.

En prosess utviklet av Ding *et al.* går ut på at husholdningsplast bestående hovedsakelig av HDPE, men med en del PP, PS og andre plaster i tillegg går inn i en reaktor med temperatur 375 °C og kald hydrogen ved 68 atm. Katalysatorene er Ni og NiMo sulfater på en hybridstøtte (ZSM-5 zeolitt og silica-alumina). Produktene fra denne prosessen er

45% gasser og 55% væsker, hovedsakelig i bensin området. Disse er i stor grad parafiner, noe aromatiske forbindelser og cycloparafiner, med få olefiner.

Det har vært mye forskning på bruken av blandet plast i hydrogeneringprosesser med kull. Årsaken til dette er at den lave H/C ratioen i kull gjør det uegnet til omforming til væsker. Man har derfor tenkt at man kan bruke plast som H-donor til kullet. (Aguado & Serrano, 1999, side 161)

A-4.6.1 KAB Hydrogenering

Karakteristikk av prosessen:

- Totrinns prosess: 1) Depolymerisering, 2) Hydrogenering
- I depolymeriseringsprosessen skilles 80% av kloreten (fra PVC) i plasten ut som HCl
- Føden består kun av plastavfall
- Kontinuerlig operasjon er garantert

Forbehandlet plastavfall går inn i en depolymeriseringsreaktor, der polymerkjedene spaltes i kortere molekyler. Produktet fra denne reaksjonen går videre til en renseprosess, der HCl fra eventuelt PVC i plasten blir tatt ut. Deretter tilsettes hydrogen under 170 bar fra en *coking plant* gass (H_2 , CO, CH_4 , C_nH_m , CO_2 , N_2). I en væskefasereaktor spaltes polymerkjedene videre, og mettes med hydrogen. De andre komponentene i *coking plant* gassen er nær inerte under hydrogeneringsforholdene, slik at de kan separeres enkelt. De organiske komponentene fraksjoneres til nafta og petroleumkomponenter. Disse siste substansene er hovedproduktene fra anlegget. (Heyde & Kremer, 1999)

A-5 Pengestrøm fra Plastretur

I 1995 varslet myndighetene at det ville bli innført en avgift på emballasje dersom situasjonen for gjenvinning av emballasje i Norge ikke bedret seg. NHO regnet ut at denne avgiften ville kostet emballasjeindustrien 2-3 milliarder kroner årlig. For å unngå dette gikk emballasjeindustrien sammen i de forskjellige bransjene og stiftet de ulike materialselskapene, privat eide firmaer som skal promotere gjenvinning av emballasje i Norge gjennom ulike virkemidler. I denne prosessen dannet plastindustrien Plastretur AS, som tar for seg plastgjenvinning. Plastretur, og de andre materialselskapene, er bygd opp på samme måte som DSD (Duales System Deutschland) i Tyskland. Det vil si at selskapet tar inn vederlag fra sine medlemsbedrifter for å finansiere subsidiene til gjenvinningen. Dette vederlaget er for tiden på 1,70 kr per kg plast bedriften sender ut på markedet. I 2001 var det 1662 medlemsbedrifter i Plastretur (Plastretur, 2001). Totalt ble det samlet inn vederlag for 118,5 millioner kr i 2001. Dette tilsvarer 74 000 tonn plastemballasje innrapportert. Siden systemet har ca 40% gratispassasjerer (Rogstad/Tamnes, 29/4) er det et betydelig potensial for kutt i vederlagssatsen når flere bedrifter går inn i systemet.

De innsamlede vederlagsinntektene brukes på forskjellige måter. I Trondheim er aktuelle pengestrømmer som følger:

TRV betaler Trondheim kommune for bra plast:	1100 kr/tonn
Plastretur betaler TRV for foliefraksjon:	1500 kr/tonn
Plastretur betaler TRV for flaske/kannefraksjonen:	2500 kr/tonn
Plastretur betaler TRV for plast til forbrenning:	400 kr/tonn

(Sundt, 27/3)

I tillegg går Plastretur inn med støtte til sortering ved TRV, denne ligger nå rundt 1000 kr (Gjester, 28/5). Videre sendes støtte til resirkulerer, denne støtten varierer, men Plastretur ønsker å fase ut denne støtten over en femårsperiode.

Prisen på regranulat av LDPE følger plastbørsen, og ligger typisk mellom 2000 og 4000 kr per tonn. Dette er ca 60% av prisen for jomfruelig PE (som typisk er 5000-9000 kr/tonn), så det er betydelige penger å spare på å bruke regranulat fremfor jomfruelig plast (Rogstad/Tamnes, 29/4).

A-6 Kostnader per trinn for plastgjenvinning i Trondheim

	Restavfall til forbrenning	Miljøavfall, hentesystem	Miljøavfall, bringesystem*
	[kr/t]	[kr/t]	[kr/t]
Kildesortering		42	
Investering i beholdere*	54		498
Administrering/Informasjon	600 ¹	1 640	3 216
Innsamling	713	509	75
Sortering	475	918	918
Transport (LDPE) til resirkulerer		100	100
Transport (HDPE + PP) til sorterer		100	100
Sortering av HDPE og PP		2 160	2 160
Transport fra sortering til HDPE resirkulerer		100	100
Transport fra sortering til PP resirkulerer		100	100
Transport fra sortering til energigjenvinning	0	0	0
Resirkulering av plast til palleklosser, Tydal		3 400	3 400
Resirkulering av PP til granulat, Töckfors		3 325	3 325
Resirkulering av HDPE til granulat, Arvika		3 325	3 325
<i>Salg av resirkulert materiale (gjennomsnitt)</i>		<i>1 800</i>	<i>1 800</i>
<i>Salg av resirkulert PP</i>		<i>3 800</i>	<i>3 800</i>
<i>Salg av resirkulert HDPE</i>		<i>4 560</i>	<i>4 560</i>
Levering til energigjenvinning	427	1 383	1 383
Energigjenvinning, kostnader	1 383	1 383	1 383
<i>Salg av varme</i>	<i>1 552</i>	<i>1 552</i>	<i>1 552</i>
TOTALT	2 100	6 773	8 371

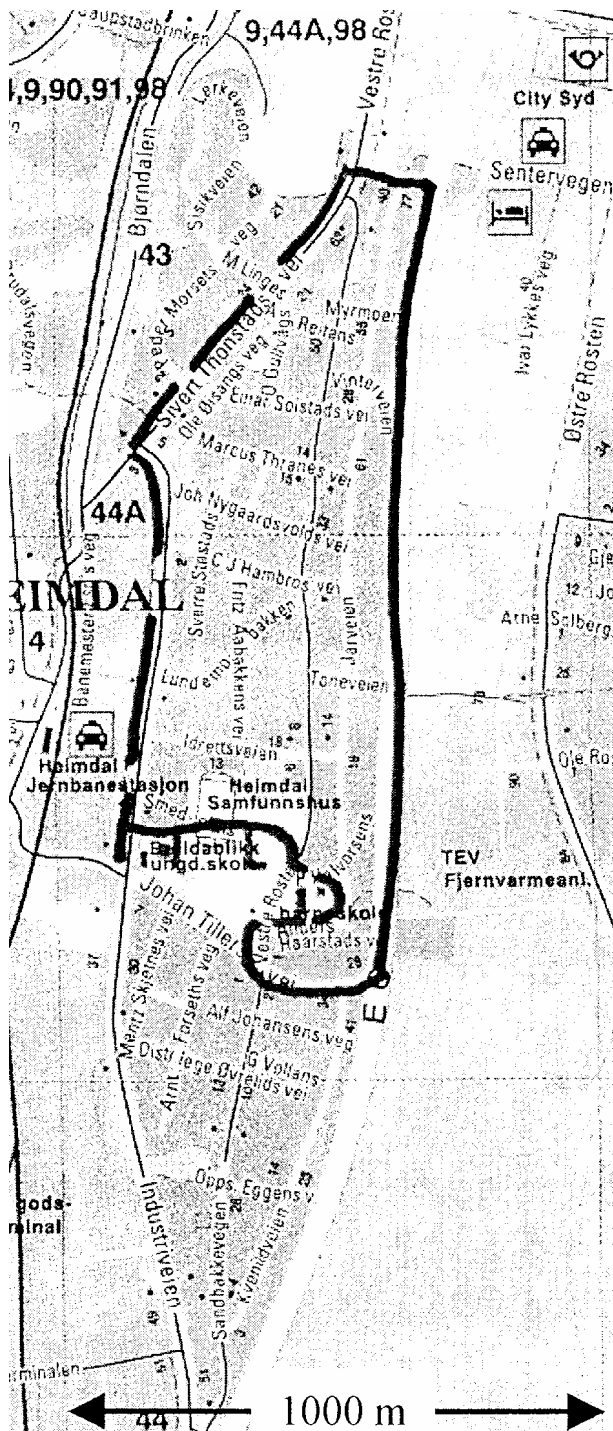
* Siden bringesystemet først ble innført i 2001 er en del av dataene fra det året.

¹ For bringesystem er dette inkludert drift av beholdere.

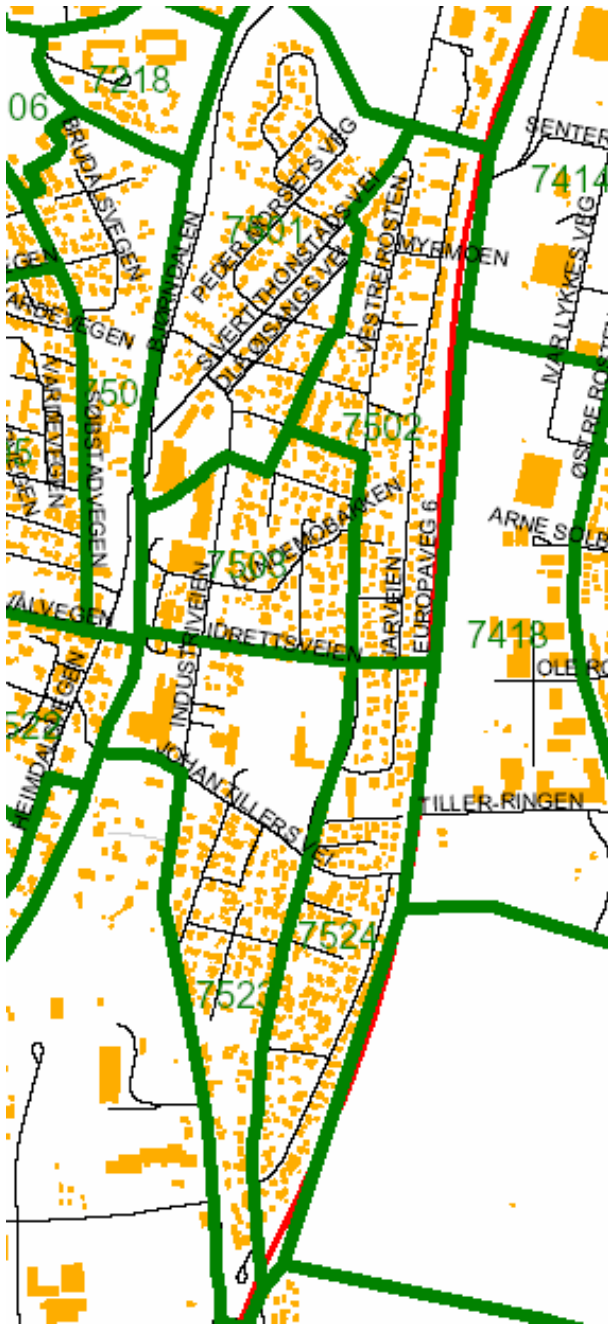
² Dette tallet er en antagelse, da data fra (Eik *et al.*, 2002) var feil (2600 kr/t).

Tabell A-6.1: Kostnader for de tre delsystemene i Trondheim, 2000/2001 (Eik *et al.*, 2002).

A-7 Prøveområdet på Heimdal



Figur A-7.1: Kart over Heimdal, prøveområdet merket i svart omriss (Heie, 2001).



Figur A-7.2: Kart som viser grunnkretsene i Heimdalsområdet (P. & b. enheten, 2002).

A-8 Bilder av de forskjellige plastfraksjonene



Figur A-8.1: Typisk sammensetning av plast fra plastdunken.



Figur A-8.2: Folieplast etter sortering ved TRV. Foto: Aage Heie.



Figur A-8.3: Flasker og kanner etter sortering ved TRV. Foto: Aage Heie.



Figur A-8.4: Energiplast etter sortering ved TRV. Foto: Aage Heie.



Figur A-8.5: Restfraksjon etter sortering ved TRV.

A-9 Fordeling av avfall på volumbasis

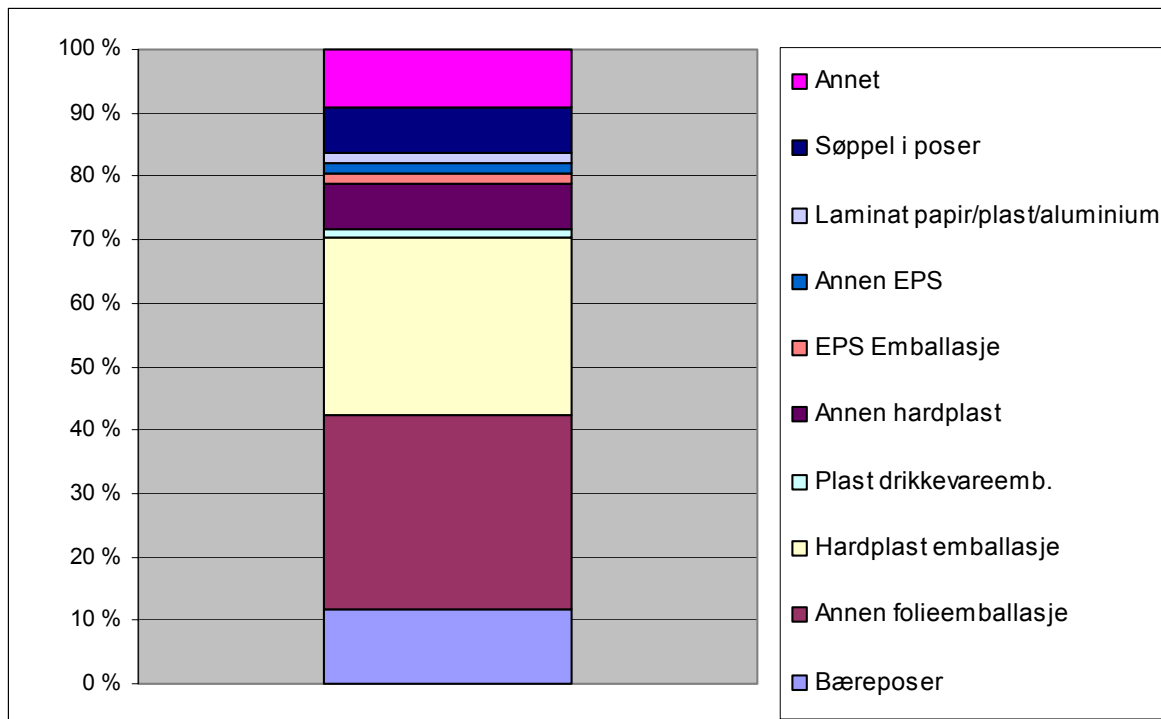
Som nevnt ble avfallet også målt etter volum. Dette er resultatene vi fant her (kun fraksjoner over 1 volumprosent):

Nr	Betegnelse	Volum%
11a	Bæreposer	11,7
11b	Annen folieemballasje	30,7
12	Hardplast emballasje	28,1
13	Plast drikkevareemb.	1,3
14b	Annen hardplast	6,9
15	EPS Emballasje	1,7
16	Annen EPS	1,8
37	Laminat papir/plast/aluminium	1,6
38	Søppel i poser	7,1
	SUM	90,9

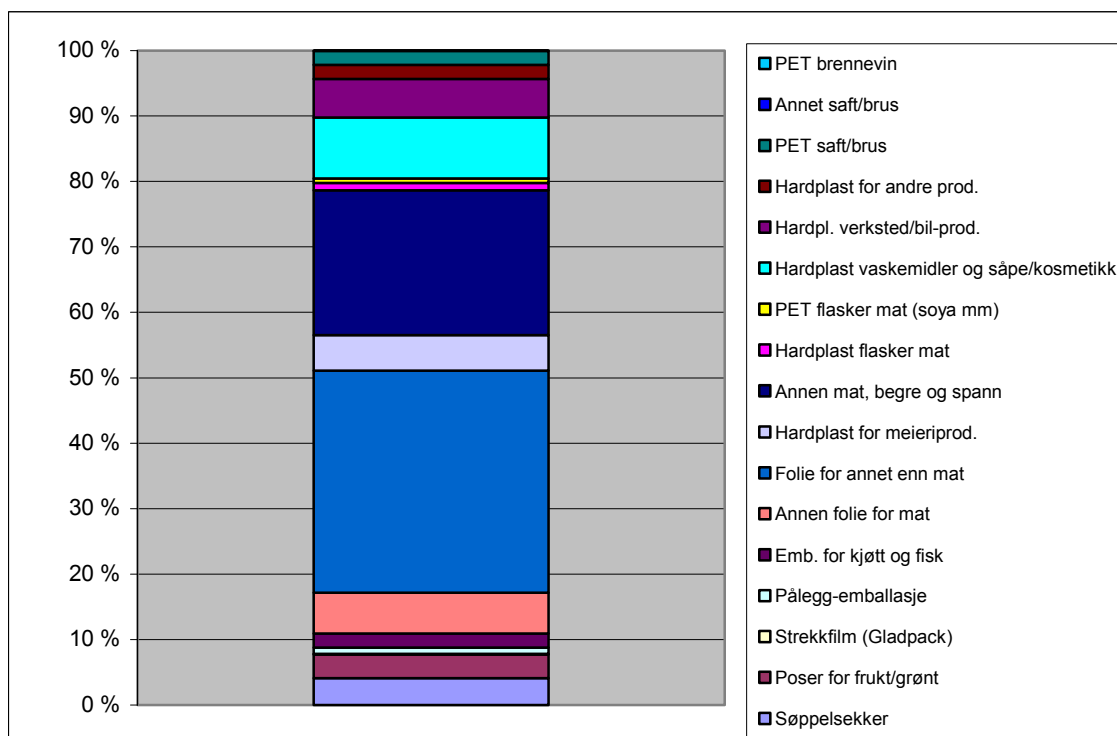
Tabell A-9.1: Volumfordelingen i plastdunken.

Nr	Betegnelse	Volum%
<i>11b</i>	<i>Annen folieemballasje</i>	<i>30,8</i>
11b-1	Søppelsekker	2,5
11b-2	Poser for frukt/grønt	2,2
11b-3	Strekfilm (Gladpack)	0,1
11b-4	Pålegg-emballasje	0,6
11b-5	Emb. for kjøtt og fisk	1,3
11b-6	Annen folie for mat	3,7
11b-7	Folie for annet enn mat	20,4
<i>12</i>	<i>Hardplast emballasje</i>	<i>28,1</i>
12-1	Hardplast for meieriprod.	3,3
12-2	Annen mat, begre og spann	13,3
12-3	Hardplast flasker mat	0,7
12-4	PET flasker mat (soya mm)	0,4
12-5	Hardplast vaskemidler og såpe/kosmetikk	5,6
12-6	Hardpl. verksted/bil-prod.	3,5
12-7	Hardplast for andre prod.	1,3
<i>13</i>	<i>Plast drikkevareemb.</i>	<i>1,3</i>
13-1	PET saft/brus	1,3
13-2	Annet saft/brus	0,0
13-3	PET brennevin	0,0
	SUM	60,2

Tabell A-9.2: Volumfordeling i plastdunken på underkategorier.



Figur A-9.1: Sammensetning av prøven fra plastdunken.



Figur A-9.2: Fordeling av volum på underfraksjoner i plastdunken.

A-9.1 TRV sortert avfall

Fraksjoner med mindre enn 0,1 volumprosent er utelatt fra disse tabellene:

Nr	Betegnelse	Volum%
10	Annet papir	0,4
11a	Bæreposer	30,1
11b	Annen folieemballasje	67,7
12	Hardplast emballasje	0,7
16	Annen EPS	0,9
	SUM	99,8

Tabell A-9.3: Sammensetning av TRV-sortert foliefraksjon, volum.

Nr	Betegnelse	Volum%
11a	Bæreposer	0,8
11b	Annen folieemballasje	0,5
12	Hardplast emballasje	95,0
13	Plast drikkevareemb.	3,3
35	Spesialavfall	0,2
	SUM	99,8

Tabell A-9.4: Sammensetning av TRV-sortert hardplastfraksjon, volum.

I neste tabell er alle fraksjoner under 1 volumprosent utelatt:

Nr	Betegnelse	Volum%
7	Avis/magasin	1,37
10	Annet papir	1,37
11a	Bæreposer	4,12
11b	Annen folieemballasje	49,55
12	Hardplast emballasje	24,54
14b	Annen hardplast	7,89
15	EPS Emballasje	1,37
16	Annen EPS	1,37
37	Laminat papir/plast/aluminium	1,03
38	Søppel i poser	3,09
	SUM	95,7

Tabell A-9.5: Sammensetning av TRV-sortert energiplastfraksjon, volum

A-9.2 Restavfall

Nr	Betegnelse	Volum%
3	Lettkartong, emballasje	2,4
4	Lettkartong, annet	1,4
6	Drikkekartong, melkeprod.	2,4
7	Avis/magasin	3,8
10	Annet papir	9,1
11a	Bæreposer	7,2
11b	Annen folieemballasje	10,2
12	Hardplast emballasje	10,0
14b	Annen hardplast	2,9
15	EPS Emballasje	1,4
	Plast netting, vevd PP og bånd	2,4
37	Laminat papir/plast/aluminium	2,4
17	Matrester	18,7
18	Hage/park-avfall	1,9
19	Bleier/bind	5,8
23	Tekstiler	4,3
25	Glass emballasje	1,4
27	Jern emballasje	1,5
36	Finstoff, inkl. støvsugerposer	3,4
	SUM	92,6

Tabell A-9.6: Sammensetning av restavfallet, volum.

Vi ser at plast utgjør 582 l av de totale 1891, dette tilsvarer 30,8 volumprosent.

A-10 Hele datasettet fra plukkanalysene i 2001 og 2002

	Vekt-%	Miljøavfall/plast		Restavfall		Sortert av TRV 2002		
		2001	2002	2001	2002	Folie	Hard-plast	Energi-plast
1	Brunt papp/papir, emballasje	0,74	0,36	1,92	0,18			0,13
3	Lettkartong, emballasje	0,68	0,68	2,25	1,24	0,04		0,74
4	Lettkartong, annet	0,06	0,06	0,42	0,62	0,01		
5	Drikkekartong, juice	0,27	0,34	0,25	0,12			0,06
6	Drikkekartong, melkeprod.	0,49	0,19	0,95	0,53			0,15
6b	Drikkekartong, annet		0,03					0,10
7	Avis/magasin	1,35	1,30	3,14	4,61		0,01	1,07
8	Brosjyrer, avis/magasinkval.	0,27		5,73				
9	Annet gjenv.b. papir	0,44		1,74	0,30			
10	Annet papir	0,86	0,87	3,41	8,10	0,40	0,07	3,49
11a	Bæreposer	2,79	9,12	1,51	2,91	38,91	0,50	2,83
11b	Annen folieemballasje	10,02	20,80	2,81	4,11	58,76	0,99	35,65
12	Hardplast emballasje	11,24	21,07	2,65	3,88	0,80	93,03	21,04
13	Plast drikkevareemb.	0,69	1,07	0,07	0,06	0,05	4,47	0,97
14a	Annen folie	1,22	0,12	0,02	0,31	0,05		1,89
14b	Annen hardplast	7,83	8,28	0,61	1,24	0,18		12,83
14c	Vinylbelegg og -tapet	0,28	0,47					
15	EPS Emballasje	0,36	0,34	0,25	0,25			0,24
16	Annen EPS		0,40		0,23	0,15		0,38
	Skumgummi		0,19		0,02			
	Plast netting, vevd PP og bånd		0,46		0,59			1,14
37	Laminat papir/plast/aluminium	0,14	0,97	0,17	0,88	0,11	0,01	1,09
17	Matrester	1,30	0,41	47,46	40,00			1,82
18	Hage/park-avfall	1,25	0,44	3,76	1,64			0,05
19	Bleier/bind		0,15	4,88	8,19			0,64
20	Treverk, emballasje, ikke impr.							
21a	Treverk, annet, ikke impr.	3,32		0,60				
21b	Treverk, impregnert							
22a	Gummi	0,74	0,56	0,18	0,21	0,01		0,94
22b	Skin og lær	0,32	0,01					
22c	Sko	6,92	1,27	0,21	1,46		0,14	
23	Tekstiler	4,36	1,93	6,99	3,82		0,01	0,29
24	Annet brennbart	0,21	0,71	0,12	0,63			0,18
25	Glass emballasje	2,17	1,66	2,91	2,85	0,01		
26	Annet glass	0,47						0,15
27	Jern emballasje	4,30	2,23	0,55	1,22	0,05	0,30	0,44
28	Annet jern	7,47	0,09	0,20				
29	Aluminium, emballasje	0,24	0,17	0,27	0,59	0,004		0,32
30	Aluminium, drikkevareemb.	0,44	0,19	0,04	0,11	0,04	0,05	0,05
31	Annet aluminium	0,12	0,46	0,01	0,04			0,11
32	Annet metall	3,27		0,37	0,65			0,08
33	Annet ikke brennbart	0,69	0,08	0,27	1,32			0,07

34a	Vanlige batterier			0,04	0,04			
34c	Elektrisk/elektronisk	5,62	0,23	0,46	0,12			0,06
35	Spesialavfall	0,17	0,50				0,33	
36	Finstoff, inkl. støvsugerposer	0,72	0,25	2,46	6,06	0,41	0,09	0,37
38	Søppel i poser	15,77	21,22					10,07
39	Full emballasje	0,39	0,09	0,33	0,52			
	Hundemøkk				0,36			
	Div. smått oppsop		0,25					0,58
		100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
	Kg sortert	415	368	402	347	73	147	85

Tabell A-10.1: Den fullstendige oversikten over datasettene fra plukkanalysene fra 2001 og 2002. For mer detaljerte data henvises til (Heie & Hatling, 2002).

A-11 Plasttyper

Plasttype	Karakteristikk	Primært bruksområde	Produkteksempel
Termoplaster			
LDPE	Mest brukte emballasjeplast, fuktighetsbarriere, inert	Emballasje	Ekstrudert folie, wire- og ledningsbelegg, søppelsekker, belagt kartong
PVC	Styrke, klar plast, sprø dersom ikke tilsatt myknere	Bygnings og konstruksjonsindustri, emballasje	Rør, kjøttemballasje, <i>blister packs</i> , flasker, LP-plater, vegg- og gulvbelegg
HDPE	Seig (sterk), fleksibel, gjennomsiktig	Emballasje	Flasker, tykke folier, wire- og ledningsisolering
PP	Stiv, varme- og kjemikalimotstandsdyktig	Møbler, innredning, emballasje	Flasker, yoghurtbegre, fiskenett, sugerør, bilbatteripakning, kontormaskiner, støtdemper til bil
PS	Sprø, klar, stiv, gode termiske egenskaper, enkel å prosessere	Emballasje, forbruksvarer	Engangskopper og – bestikk, skumisolasjon, lyd-kassetter
Andre styrener	Sterk, strekkbar	Lim, belegg, blekk	Industriefestemidler, tape og merkelapper, skosåler, takbelegg
PET	Seig (sterk), knussikker	Emballasje, forbruksvarer	Drikkevareemballasje, flasker til mat- og medisinprodukter, syntetiske tekstiler, fotografisk film, magnetisk tape
ABS	Seig (sterk), slitastjemsdyktig	Transport, elektriske og elektroniske produkter	Rør, telefoner, sportsutstyr, deler til bilbremses
Termoset plaster			
Fenolic	Varmemotstandsdyktig, styrke, knussikker	Bygge- og konstruksjonsindustrien	Håndtak, elektriske brytere, bildeler
Polyuretan	Smibar for stive eller fleksible skum	Møbler, innredning, bygge- og konstruksjonsindustri, transport	Støtdempere, dørpanellakk
Urea og Melamin	Stiv, kjemisk motstandsdyktig	Bygge- og konstruksjonsindustrien,	Kryssfinerbindemiddel, håndtak, kjøkkenvarer,

		forbruksvarer	toalettseter
Umettet polyester	Smibar for fabrikasjon av store deler	Bygge- og konstruksjonsindustrien, transport	Elektriske komponenter, bildeler, belegg

Tabell A-11.1: Ulike viktige plasttyper (Baann *et al.*, 2001).

A-12 Forkortelser

ABS	Acrylonitril-butadienstyren
BHET	Bis(hydroksyletyl)tereftalat
DMT	Dimetyl-tereftalat (<i>Dimetyl-terephtalat</i>)
DSD	Duales System Deutschland
EPS	<i>Expanded Polystyrene</i> – Isopor, etc.
GWP	<i>Global Warming Potential</i> – global oppvarmingspotensial
HDPE	<i>High Density Polyethylene</i>
LDPE	<i>Low Density Polyethylene</i>
PE	Polyetylen
PMMA	Polymetylmetylmetacrylat
PP	Polypropylen
PS	Polystyren
TRV	Trondheim Renholdsverk
PET	Polyetylentereftalat
PVC	Polyvinylklorid
TPA	Tereftalatsyre