



rappoort

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

För Statens Energimyndighets forskningsprogram
Energi från Avfall
Projektnr: P10544-1

Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi

Fallstudie - Älvdalen

Stockholm 1999-12-31

Jan-Olov Sundqvist, IVL (projektledare)
Andras Baky, JTI
Anna Björklund, KTH Avd för Industriellt Miljöskydd
Marcus Carlsson, SLU Inst för Ekonomi
Ola Eriksson, KTH Avd för Industriellt Miljöskydd
Björn Frostell, KTH Avd för Industriellt Miljöskydd
Jessica Granath, IVL
Lennart Thyselius, JTI



Institutet för jordbruks- och miljöteknik
Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering

B 1382
Stockholm, december 1999

För Statens Energimyndighets forskningsprogram Energi från Avfall
Projekt nr: P10544-1

Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi

Fallstudie - Älvdalen

Stockholm 1999-12-31

Jan-Olov Sundqvist*
Andras Baky**
Anna Björklund***
Marcus Carlsson****
Ola Eriksson***
Björn Frostell***
Jessica Granath*
Lennart Thyselius**

* IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 21060, 100 31 Stockholm, Fax: 08-598 563 90, tfn: 08-563 598 00

** Jordbrukstekniska Institutet, Box 7033, 750 07 Uppsala, fax: 018-300 956, tfn: 018-303 300

*** Avdelningen för Industriellt Miljöskydd, Kungliga Tekniska Högskolan, fax: 08-790 5034, tfn: 08-790 6000

**** Institutionen för Ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Box 7013, 750 07 Uppsala, fax: 018-673 502



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 STOCKHOLM	Projekttitel/Project title Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi
Telefonnr/Telephone 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet/Project sponsor Statens Energimyndighet
Rapportförfattare/author Jan-Olov Sundqvist och Jessica Granath, IVL, Björn Frostell, Anna Björklund och Ola Eriksson, KTH, Lennart Thyselius och Andras Baky, JTI samt Marcus Carlsson, SLU	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi Fallstudie Älvdalen	
Sammanfattning/Summary I en systemanalys har energimässiga, miljömässiga och ekonomiska konsekvenser av olika system för hantering av kommunalt avfall i Älvdalen studerats. I systemanalysen har olika kombinationer av förbränning, materialåtervinning av utsorterad plast och kartong, och biologisk behandling (rötning och kompostering) av utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall studerats och även jämförts med deponering. I studien har en datormodell baserad på livscykelanalysmetodik (ORWARE) använts. Följande parametrar har använts för att utvärdera olika lösningar: förbrukning av energiråvaror, växthuseffekt, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, tungmetallflöden, företagsekonomi och samhällsekonomi (samhällsekonomi innebär en hopvikning av företagsekonomi och miljöekonomi). Studien visar att minskad deponering till förmån för ett ökat utnyttjande av energi och material i avfall är positivt från såväl miljömässig och energimässig synpunkt som samhällsekonomisk synpunkt. Detta beror framför allt på att valet av behandlingsmetod har en påverkan utanför avfallssystemet på framställning av fjärrvärme, elektricitet, fordonsbränsle, plast, kartong och gödselmedel. Denna slutsats innebär att deponering av energinnehållande avfall ska undvikas i största möjliga utsträckning, p.g.a. det låga energi- och materialutnyttjandet och den miljöpåverkan som erhålls vid deponering. Förbränning bör utgöra en bas för Älvdalens avfallssystem. Detta gäller även om avfallet måste transporteras till en annan region för behandling – i synnerhet om avfallet annars skulle deponeras. Då avfallet väl är insamlat har även längre regionala transporter liten betydelse, under förutsättning att transportererna genomförs på ett effektivt sätt. Vid jämförelse mellan materialåtervinning och förbränning, samt mellan biologisk behandling och förbränning, har inga entydiga slutsatser kunnat dras vad gäller miljöpåverkan. Det finns fördelar och nackdelar med alla metoder. - Materialåtervinning av plast är samhällsekonomiskt jämförbar med förbränning och ger mindre miljöpåverkan och lägre energiförbrukning – detta under förutsättning att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast. - Materialåtervinning av kartong är samhällsekonomiskt och energimässigt jämförbar med förbränning, men har både miljömässiga fördelar och miljömässiga nackdelar. - Rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall ger en högre samhällsekonomisk kostnad än förbränning och har både fördelar och nackdelar vad gäller miljöpåverkan. - Kompostering av lättnedbrytbart organiskt avfall är samhällsekonomiskt jämförbar med rötning, men ger högre energiförbrukning och större miljöpåverkan.	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report 1382	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: publicationservice@ivl.se	

Förord

I januari 1993 startades ett projekt som senare kom att kallas för ORWARE (Organic Waste Research). Projektet finansierades av AFR (Avfallsforskningsrådet). Det genomfördes i samarbete mellan SLU, JTI, IVL och KTH med Thomas Nybrant vid institutionen för Lantbruksteknik vid SLU som projektledare. Flera doktorander arbetade i projektet från början. I projektet utvecklades en datorbaserad simuleringsmodell för att studera hanteringen av lättnedbrytbart organiskt avfall. Projektet förlöpte i flera etapper fram till slutet av 1997, då AFR (som då gått upp i Naturvårdsverket) upphörde med sin verksamhet. Under slutet av 1997 utlyste NUTEK ett nytt forskningsprogram Energi från Avfall, som från 1998 administrerades av Energimyndigheten. Ur detta program fick vi medel för att fortsätta utveckla ORWARE och då titta mer på energiutnyttjande från avfall. Arbetet med STEM-projektet innebar också att en ny generation doktorander togs med, medan de ”gamla” AFR-doktoranderna efterhand tog sina lic- eller doktorsexamina och försvann till andra aktiviteter.

Arbetet i denna studie har genomförts i samarbete mellan IVL, KTH, JTI och SLU samt tre olika kommuner. Från de inblandade kommunerna har följande personer medverkat i studien och givit värdefulla bidrag till arbetet:

- Uppsala: Hans Nordström och Johan Ericson på Uppsala Energi, Magnus Källman på Tekniska Kontoret och Göran Albjär på Miljökontoret.
- Stockholm: Nils Lundqvist på SKAFAB och P-O Moberg på Birka Energi
- Älvdalen: Per-Ove Brandt på Tekniska Avdelningen

Jag tackar alla dessa. Jag vill särskilt rikta ett stort tack till Johan Ericson på Uppsala Energi som med stor energi försökt sätta sig in i projektet och som vi haft många intensiva diskussioner med. Jag vill också tacka SKAFAB och Birka Energi som gav finansiellt bidrag till en fördjupning av Stockholmsstudien.

Jag vill också ge ett tack till den första generationen ORWARE-doktorander Ulf Sonesson på institutionen för Lantbruksteknik vid SLU, Magnus Dalemo på Jordbrukstekniska Institutet och Anna Björklund på avdelningen för Industriellt Miljöskydd vid KTH. Dessa personer har varit värdefulla vid överföringen av gammal kunskap och gamla erfarenheter från det tidigare ORWARE-arbetet till det nya ORWARE-projektet.

Vidare har Göran Finnveden på fms (forskningsgruppen för miljöstrategiska studier) givit oss mycket värdefull hjälp, särskilt med LCA-metodfrågor. Görans bidrag har onekligen hjälpt oss att höja nivån på arbetet.

Slutligen riktar jag ett tack till Energimyndigheten som givit oss den ekonomiska möjligheten att genomföra detta projekt.

Stockholm 1999-12-31

Jan-Olov Sundqvist
Projektledare

Rapporter från projektet

Detta projekt har varit omfattande och mycket arbete har lagts ned på det. Samtidigt har vi också fått en mycket stor mängd resultat. Det har varit svårt att sammanställa dessa till ett lättfattligt resultat. Vi har valt att presentera våra resultat i flera olika rapporter med olika "avsnitt" för varje rapport:

- Sammandrag: Sundqvist m.fl.: ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Sammandrag”. Rapporten är kortfattad och vänder sig till en bredare krets. Endast de intressantaste resultaten presenteras. Sammandragsrapporten är inte publicerad som särskilt dokument, men ingår i Översiktsrapporten, se nästa punkt.
- Översiktsrapport¹: Sundqvist m.fl.: ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Översiktsrapport”. IVL Rapport B 1379. Detta är en fördjupande rapport och ger en sammanfattande översikt av hela studien. Den är mer detaljerad och djupare än Sammandraget och vänder sig särskilt till avfallsbranschen, energibranschen och myndigheter samt till forskarvärlden.
- Kommunrapport Uppsala²: Sundqvist m.fl.: ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Uppsala”, IVL Rapport B 1380. Rapporten beskriver i detalj vår studie i Uppsala. I bilagor finns alla använda data redovisade. Rapporten är främst avsedd som forskarredovisning, men själva textdelen är skriven så att även handläggare inom avfallsföretag, energiföretag, myndigheter, m.fl. ska kunna förstå den.
- Kommunrapport Stockholm³: Sundqvist m.fl.: ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Stockholm”, IVL Rapport B 1381. Rapporten beskriver i detalj vår studie i Stockholm. I bilagor finns alla använda data redovisade. Rapporten är främst avsedd som forskarredovisning, men själva textdelen är skriven så att även handläggare inom avfallsföretag, energiföretag, myndigheter, m.fl. ska kunna förstå den.
- Kommunrapport Älvdalen (föreliggande rapport)⁴: Sundqvist m.fl.: ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Älvdalen”, IVL Rapport B 1382. Rapporten beskriver i detalj vår studie i Älvdalen. I bilagor finns alla använda data redovisade. Rapporten är främst avsedd som forskarredovisning, men själva textdelen är skriven så att även handläggare inom avfallsföretag, energiföretag, myndigheter, m.fl. ska kunna förstå den.
- Rapporter från andra delstudier som gjorts i projektet:
 - Jessica Granath⁵: ”Increased Waste Combustion in Sweden – potential and environmental effects”. Rapporten utgör ett examensarbete på Chalmers

¹ IVL-rapport nr. 1379 Översiktsrapport

² IVL-rapport nr. 1380 Uppsalareport

³ IVL-rapport nr. 1381 Stockholmsrapport

⁴ IVL-rapport nr. 1382 Älvdalenrapport

⁵ Granath, J., 1998, Increased Waste Combustion in Sweden – potential and environmental effects, examensarbete Institutionen för Kemisk Miljövetenskap, Chalmers Tekniska Högskola och IVL

(Institutionen för Kemisk Miljövetenskap) och IVL, och behandlar en konsekvensanalys av utökad förbränning.

- Axel Fliedner⁶: "Anaerobic Treatment of Municipal Biodegradable Waste" är resultatet av ett examensarbete på KTH, avdelningen för Industriellt Miljöskydd, och jämför bioceller med konventionell deponering och med rötning.
- Getachew Assefa⁷: "Environmental Systems Analysis of Waste Management - Prospects of Hydrogen Production from Waste for use in Fuel Cell Vehicles" är ett examensarbete från KTH, avdelningen för Industriellt Miljöskydd, som utvärderar produktion av vätgas från avfall för drift av bränslecellsfordon.

⁶ Fliedner, A., (1999), Organic Waste Treatment in Biocells - A Computer-based Modelling Approach In the Context of Environmental Systems Analysis, examensarbete, Avd. för Mark- och vattenresurser och Avd. för Industriellt Miljöskydd, KTH, Stockholm, Sverige (TRITA KET-IM 1999:5)

⁷ Assefa, G., 2000, Environmental Systems Analysis of Waste Mangement – Prospects of Hydrogen Production from Waste for use in Fuel Cell Vehicles, examensarbete, KTH, TRITA-KET-IM 2000:3 Stockholm

Sammanfattning

I en systemanalys har energimässiga, miljömässiga och ekonomiska konsekvenser av olika system för hantering av kommunalt avfall i Älvdalen studerats. I systemanalysen har olika kombinationer av förbränning, materialåtervinning av utsorterad plast och kartong, och biologisk behandling (rötning och kompostering) av utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall studerats och även jämförts med deponering. I studien har en datormodell baserad på livscykelanalysmetodik (ORWARE) använts. Följande parametrar har använts för att utvärdera olika lösningar: förbrukning av energiråvaror, växthuseffekt, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, tungmetallflöden, företagsekonomi och samhällsekonomi (samhällsekonomi innebär en hopviktning av företagsekonomi och miljöekonomi).

Studien visar att minskad deponering till förmån för ett ökat utnyttjande av energi och material i avfall är positivt från såväl miljömässig och energimässig synpunkt som samhällsekonomisk synpunkt. Detta beror framför allt på att valet av behandlingsmetod har en påverkan utanför avfallssystemet på framställning av fjärrvärme, elektricitet, fordonsbränsle, plast, kartong och gödselmedel. Denna slutsats innebär att deponering av energiinnehållande avfall ska undvikas i största möjliga utsträckning, p.g.a. det låga energi- och materialutnyttjandet och den miljöpåverkan som erhålls vid deponering.

Förbränning bör utgöra en bas för Älvdalens avfallssystem. Detta gäller även om avfallet måste transporteras till en annan region för behandling – i synnerhet om avfallet annars skulle deponeras. Då avfallet väl är insamlat har även längre regionala transporter liten betydelse, under förutsättning att transporterna genomförs på ett effektivt sätt.

Vid jämförelse mellan materialåtervinning och förbränning, samt mellan biologisk behandling och förbränning, har inga entydiga slutsatser kunnat dras vad gäller miljöpåverkan. Det finns fördelar och nackdelar med alla metoder.

- Materialåtervinning av plast är samhällsekonomiskt jämförbar med förbränning och ger mindre miljöpåverkan och lägre energiförbrukning – detta under förutsättning att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.
- Materialåtervinning av kartong är samhällsekonomiskt och energimässigt jämförbar med förbränning, men har både miljömässiga fördelar och miljömässiga nackdelar.
- Rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall ger en högre samhällsekonomisk kostnad än förbränning och har både fördelar och nackdelar vad gäller miljöpåverkan.
- Kompostering av lättnedbrytbart organiskt avfall är samhällsekonomiskt jämförbar med rötning, men ger högre energiförbrukning och större miljöpåverkan.

Summary

Energy, environmental, and economic consequences of different management systems for municipal solid waste have been studied in a systems analysis. In the systems analysis, different combinations of incineration, materials recycling of separated plastic and cardboard containers, and biological treatment (anaerobic digestion and composting) of easily degradable organic waste, were studied and also compared to landfilling. In the study a computer model (ORWARE) based on LCA methodology was used. The following parameters were used for evaluating the different waste management options: consumption of energy resources, global warming potential, acidification, eutrophication, photooxidant formation, heavy metal flows, financial economy and welfare economy, where welfare economy is the sum of financial economy and environmental economy.

The study shows that reduced landfilling to the benefit of an increased use of energy and material from the waste is positive, from an environmental and energy as well as economic aspect. This is mainly due to the fact that the choice of waste management method affects processes outside the waste management system, such as production of district heating, vehicle fuel, plastic, cardboard, and fertiliser. This means that landfilling of energy-rich waste should be avoided as far as possible, both because of the the environmental impact, and because of the low recovery of resources.

Incineration should constitute a basis in the waste management system of Älvdalen, even if the waste has to be transported to a regional facility. Once the waste is collected, longer regional transports are of little significance, as long as the transports are carried out in an efficient manner.

Comparing materials recycling and incineration, and biological treatment and incineration, no unambiguous conclusions can be drawn. There are benefits and drawbacks associated with all these waste management options.

- Materials recycling of plastic containers is comparable to incineration from a welfare economic aspect, but gives less environmental impact and lower energy use – on condition that the recycled plastic replaces virgin plastic.
- Materials recycling of cardboard containers is comparable to incineration concerning welfare economy and energy, but has both environmental advantages and disadvantages.
- Anaerobic digestion of easily degradable waste gives a higher welfare economic cost than incineration, and has both environmental advantages and disadvantages.
- Composting of easily degradable waste is comparable to anaerobic digestion from a welfare economic aspect, but gives higher energy use and environmental impact.

Några ordförklaringar

Här förklaras olika begreppsom kommer igen i rapporterna. Förklaringarna är givna i den betydelse som begreppen använts i denna studie.

Ord som anges *kursiverade* i en förklaring, finns förklarade på annat ställe i ordförklaringarna.

Allokering	Fördelning av emissioner på ingående och utgående delflöden i en process.
Ammoniumkväve	Kväve som förekommer i form av ammoniak NH_3 eller ammonium NH_4^+ .
AOX	Ett mått på halogenhaltiga föroreningar i vatten, AOX står för adsorberbar organisk halogenhaltig substans (med halogen avses framför allt klor Cl, men även jod I och brom Br räknas dit).
Avfall	<p>Avfall definieras i Miljöbalken och Renhållningsförordningen: ”Med avfall avses varje föremål, ämnen eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med.”</p> <p>I bilaga till Renhållningsförordningen anges 16 olika Avfallskategorier, varav flera kategorier kan tänkas vara tillämpliga på restprodukter från reningsprocesser: Vidare finns i bilaga till Renhållningsförordningen en Avfallskatalog (även kallad EWC: European Waste Catalogue). Denna utgör en förteckning av ca 800 olika avfallstyper.</p>
Biobränsle	Bränsle som kommer från växtlighet. Till biobränsle räknas olika former av ved, hyggesrester, ”energiskog”, halm, m.m. Torv räknas normalt <u>inte</u> som biobränsle i LCA-sammanhang.
Biogas	Gas som erhålls genom <i>rötning</i> . Biogas brukar innehålla 50-60 % metan och resten i huvudsak koldioxid.
Biologisk behandling	Avfallsbehandlingsmetod där avfallet omvandlas med hjälp av olika biologiska organismer, t.ex. mikroorganismer, svampar och maskar. De två metoder man brukar prata om är <i>kompostering</i> och <i>rötning</i> (se dessa).
Bioslam	Slam som uppstår i samband med biologisk rening av avloppsvatten.
BOD	Ett mått på mängden organiska föroreningar i vatten. BOD står för biologisk syreförbrukning och anger hur mycket syre som förbrukas då den organiska substansen bryts ned mikrobiologiskt.
Branschspecifikt avfall	Ett av Naturvårdsverket infört begrepp som avser sådant avfall som är en direkt följd av en produktionsprocess.
CH₄	Metan, en viktig beståndsdel i <i>biogas</i> .
CHX	Står för klororganiska kolväten. Används som ett sammanfattande begrepp för olika mer eller mindre flyktiga klorhaltiga lösningsmedel såsom kloroform, perkloretylen, trikloretylen, metylenklorid, m.fl.
COD	Ett mått på mängden organiska föroreningar i vatten. COD står för kemisk syreförbrukning och anger hur mycket syre som förbrukas då den organiska substansen oxideras med ett oxidationsmedel, vanligen permanganat eller bikromat.
Denitrifikation	En mikrobiologisk process som förekommer dels naturligt i mark och vatten, dels tillämpat i avloppsreningsverk. Denitrifikation innebär att nitrat (NO_3^-) i vattenlösning i syrefri miljö reduceras till kvävgas N_2 . Jämför <i>Nitrifikation</i> .
Deponering	Deponering innebär en kontrollerad uppläggning av avfall på en särskild plats.

Deponigas	Vid <i>deponering</i> av organiskt, nedbrytbart material sker en nedbrytningsprocess som i princip är jämförbar med den process som sker vid rötning. Man får då en deponigas bestående av 50-60 % metan och resten i huvudsak koldioxid med små mängder kvävgas, svavelväte och ammoniak. På många deponier utvinns man deponigasen och använder den för framställning av el och/eller värme. I vanliga deponier är det långt ifrån all deponigas som samlas upp, det har gjorts uppskattningar att endast upp till 50 % kan samlas upp.
Dioxin	Ett mycket miljö- och hälsofarligt miljögift. Till begreppet dioxin hör ungefär 240 olika kemiska föreningar som har gemensamt att de innehåller klor eller brom samt furanringar eller bensoeringar.
Emissionsfaktor	Ett sätt att relatera storleken på emissionen till någon parameter i inflödet till den process som studeras. Exempel: Om emissionen av saltsyra HCl till luft vid förbränning motsvarar 4 % av klorret i ingående fall brukar emissionsfaktorn uttryckas som 0,04 kg HCl/kg Cl.
Eutrofiering	Eutrofiering innebär <i>övergödning</i> . Eutrofierande ämnen är bl.a. näringsämnen och organiska ämnen.
Flytgödsel	Gödsel från jordbruket brukar samlas upp genom att man spolat ren bäsen/stallplatserna. Den blandning som då erhålls med gödsel och vatten kallas flytgödsel.
Fotokemiska oxidanter	Reaktiva ämnen som bildas under inverkan av bl.a. solljus. Den mest förekommande fotooxidanten är ozon, se <i>marknära ozon</i> . Fotokemiska oxidanter bildas av bl.a. <i>flyktiga organiska gaser</i> (s.k. VOC), kolmonoxid (CO) och av NO _x (kväveoxid). Fotokemiska oxidanter kan ge skador på människor, växter och material.
Fotooxidantbildning	Vissa gasformiga substanser leder till att det bildas marknära ozon. Bl.a. kolväten och NO _x hör till denna grupp.
Frontlastare	En sopbil med gaffelaggregat framtill som lyfter upp containern/avfallskärlet framför sig och tömmer det i ett schakt alldeles bakom förarhytten.
Från vaggan till graven	Ett begrepp som används för att markera att man betraktar hela "livscykeln". Exempel: ska man utvärdera miljöpåverkan från förbränning av biobränslen (t.ex. ved eller flis) tar man med även den miljöpåverkan som uppstår då man avverkar skogen, transporterar veden, flisar veden och transporterar den till användaren, liksom emissioner från förbränningen och emissioner från hanteringen av askan.
Funktionell enhet	Funktionell enhet är den eller de parametrar som ligger till grund för kvantifieringen i en LCA. Den eller de funktionella enheter som studeras beskriver också till stor del det system som studeras. Om bara en produkt studeras utgörs den funktionella enheten av den studerade produkten (eller en bestämd mängd av den studerade produkten). Om man ska jämföra flera produkter som tillsammans har flera funktioner kan LCA:n baseras på flera funktionella enheter. Om man t.ex. ska jämföra förbränning och deponering av avfall (se kap 5) kan de funktionella enheterna utgöras av omhändertagande av en viss mängd avfall och produktion av en viss mängd energi.
Förbränning	Avfallsbehandlingsmetod där avfallet förbränns och energin tillvaratas i form av värme. Man kan även producera el vid avfallsförbränning.
Försurning	Försurning innebär att sura ämnen (syror, svaveldioxid, saltsyra, m.m.) leder till en försurning (pH-sänkning) i miljön.
HCl	Se <i>Saltsyra</i> .
Hemicellulosa	En form av cellulosa. Hemicellulosa är liksom cellulosa uppbyggd av pentosringar men har kortare molekylkedjor.

Icke-branschspecifikt avfall	Ett av Naturvårdsverket infört begrepp för ett beteckna sådant avfall från industrier som uppkommer oavsett tillverkningsprocess. Exempel är olika förpackningar och emballage, avfall från omklädningsrum och matsalar, bygg- och rivningsavfall, m.m.
Inventering	Moment i LCA som innebär att man bestämmer energi- och materialflöden till, från och i det system som studeras.
Jungfrulig	Framställd av råvaror i naturen: råolja, kol, ved, malm, etc. I föreliggande studie är motsatsen till jungfrulig material som återvunnits ur avfall.
Karaktärisering	Karaktärisering är ett moment i LCA där olika emissioner viktas ihop inom olika miljöpåverkanskategorier. Till exempel olika gaser som ger upphov till växthuseffekt ges olika viktningsfaktorer och adderas ihop som <i>koldioxidekvivalenter</i> .
Klassificering	Olika emissioner bidrar till olika miljöeffekter. Klassificeringen är ett moment i LCA där man beskriver vilka emissioner som ger upphov till vilka miljöeffekter, se även <i>Karaktärisering</i> .
Koldioxid-ekvivalenter	När man i karaktäriseringssteget i LCA viktat ihop olika gasers bidrag till växthuseffekten brukar man uttrycka varje gas bidrag i form av koldioxidekvivalenter. För koldioxid är faktorn 1, för metan ungefär 21, då koldioxidekvivalenter beräknas i ett hundraårsperspektiv.
Kommunalt avfall	Avfall som kan omhändertas vid kommunala avfallsanläggningar. Exempel på sådana avfallstyper är hushållsavfall, restaurangavfall, visst avfall från livsmedelsindustri och slakterier, och hushållsavfallsliknande avfall från verksamheter.
Kompostering	En form av behandling där avfallet bryts ned i aerob miljö, d.v.s. med tillgång till syre. Som produkt erhålls en kompost som kan användas som jordförbättringsmedel.
Lakvatten	Vid en deponi uppkommer ett lakvatten beroende på att nederbördsvatten rinner genom det upplagda avfallet. Lakvattnet blir vanligen förorenat av de material som finns i avfallet.
Laminat	Material som består av flera sammansatta material, t.ex. papper eller kartong som är överdraget med en film av plast.
LCA	Se <i>Livscykelanalys</i> .
Livscykelanalys	Standardiserad metod för att bedöma miljöpåverkan från en produkt, tjänst eller process i ett ”från vaggan till graven”-perspektiv.
Lättnedbrytbart avfall	Se <i>lättnedbrytbart organiskt avfall</i> .
Lättnedbrytbart organiskt avfall	<i>Organiskt avfall</i> som är lämpligt att behandla genom rötning och kompostering, t.ex. matrester, restaurangavfall, slakteriavfall. Exempel på organiska avfall som <u>inte</u> är lämpliga att röta är papper och trä.
Marknära ozon	Marknära ozon är en <i>fotokemisk oxidant</i> . Det marknära ozonet, och andra fotokemiska oxidanter kan ge skador på människor, växter och material. <i>Ozon</i> påverkar växter genom att störa ämnesomsättningen, påskynda åldrandet och minska tillväxten. På människan verkar ozon irriterande på slemhinnor i ögon och luftvägar.
Massbalans, materialbalans	Ett sätt att redovisa massflöden eller materialflöden till och från en process. Den allmänna formeln för en massbalans är $\text{In} + \text{Producerat} = \text{Ut} + \text{Ackumulerat}.$

Materialåtervinning	Här används materialåtervinning i betydelsen att det återvunna materialet ur avfall ersätter motsvarande <i>jungfruliga</i> material, t.ex. återvunnen plast som ersätter jungfrulig plast.
Mesofil	Betecknar ett temperaturområde omkring ca 35 – 37 °C. Mesofila mikroorganismer är sådana mikroorganismer som har optimal miljö vid 35 – 37 °C, se även <i>termofil</i> .
Miljökostnad	En ekonomisk värdering av emissioner, mätt i kr/kg. Denna värdering ska spegla den kostnad som emissionen innebär för samhället.
Organiskt avfall	Avfall som innehåller organiskt kol (definition enligt Miljöbalken). Exempel på organiska material är matrester, gödsel, trädgårdsavfall, papper, trä, plast, olja, m.fl.
Ozon	Ozon är en form av reaktivt syre (Ozon har formeln O ₃ och vanligt syre i luften O ₂). Förekomsten av ozon i det marknära skiktet är ett hälso- och miljöproblem (se <i>marknära ozon</i> och <i>fotokemiska oxidanter</i>). I stratosfären (10 – 60 km över markytan) utgör uttunnningen av ozon ett annat problem (se <i>ozonskiktet</i>).
Ozonskiktet	I stratosfären, 10 – 60 km över marknivån, finns ozon naturligt. Ozonet bildas genom att ultraviolett ljus omvandlar syre till ozon. Detta ozon hjälper till att absorbera farlig ultraviolett strålning. På grund av utsläpp av långlivade klorerade ämnen, i synnerhet av freoner, har bildningen av det naturliga ozonet i stratosfären minskat vilket lett till ökad instrålning av farlig ultraviolett strålning. Detta har lett bl.a. till ökad risk för hudcancer och grå starr.
PAH	Polyaromatiska kolväten. PAH är en grupp miljögift. Flera av PAH är cancerframkallande.
PCB	Polyklorerade bifenyler. PCB är en grupp miljögift.
Primära energibärare	Är här samma sak som energiråvaror, t.ex. råolja i oljekällan, kol i kolgruvan, ved i skogen, etc.
Returmassa	Pappersmassa eller kartongmassa baserad på återvunnet papper eller kartong.
Rökgas	Vid <i>förbränning</i> bildas rökgas då materialet brinner.
Rökgas-kondensering	Rökgaskondensering innebär att rökgasen kyls ned så att fukten i gasen kondenserar ut. Nedkylningen kan ske genom vatteninsprutning eller i olika värmeväxlare som kyler gasen.
Rötning	En form av biologisk behandling där avfallet bryts ned i anaerob miljö, d.v.s. utan tillgång till syre. Som produkter erhålls en brännbar <i>biogas</i> samt en kompostliknande <i>rötrest</i> med stort innehåll av näringsämnen som kan användas som jordförbättringsmedel.
Saltsyra (HCl)	Saltsyra är ett ämne som bidrar till försurning. Vid förbränning bildas saltsyra av klor som finns i avfallet, t.ex. i form av koksalt eller PVC-plast.
Simulering	Simulera betyder ungefär efterlikna eller fingera. När vi i datormodellen ORWARE simulerar ett avfallssystem så innebär det att modellen beräknar vilka emissioner, vilken energiförbrukning och energiproduktion och vilka restprodukter som uppstår från det studerade avfallssystemet.
SO₂	Se <i>svaveldioxid</i> .
SO₂-ekvivalent	När man i LCA viktat ihop olika emissioners bidrag till <i>försurning</i> kan de uttryckas som SO ₂ -ekvivalenter (SO ₂ står för svaveldioxid). 1 kg SO ₂ har då karaktäriseringsfaktorn 1 och 1 kg HCl faktorn 0,88.
Susp. (suspenderade ämnen)	Ett mått på hur mycket fast material som finns i (förorenat) vatten. Substanser som ingår i begreppet susp är t.ex. fasta partiklar av sand, lera eller liknande, samt flockar av mikroorganismer (slam).

Svaveldioxid (SO₂)	Svavel finns i t.ex. olja, kol, gummidäck, m.m. och när dessa förbränns uppstår svaveldioxid. Svaveldioxid bildas då svavelhaltiga material förbränns.
System	System är något som består av flera olika delar, vilka är beroende av varandra.
Systemanalys	Metod att systematiskt och med strikt logik beskriva och analysera sammansatta system.
Systemgränser	Systemgränserna beskriver vad som ingår respektive inte ingår i det system som studeras.
SÄ	Samma som <i>suspenderade ämnen</i> , se d.o.
Termofil	Betecknar ett temperaturområde omkring ca 55°C. Termofila mikroorganismer är sådana mikroorganismer som har optimal miljö vid 55°C, se även <i>mesofil</i> .
VOC	VOC består av flyktig organisk ämnen (på engelska <i>volatile organic compounds</i>). I begreppet ingår olika lätta kolväten som i normala temperaturer är flyktiga/gasformiga. VOC är <i>fotooxidantbildande</i> och bidrar därmed till bildning av <i>marknära ozon</i> .
VS	Står för <i>volatile solids</i> , d.v.s. flyktigt material. VS är lika med innehållet av organiskt, vattenfritt material (organiskt material är t.ex. matrester, gödsel, trädgårdsavfall, papper, trä, plast, olja, m.fl.).
Viktning	Viktning (tidigare värdering) är ett moment i LCA där de olika miljöeffekterna vägs samman till en total, kvantifierad miljöpåverkan. Det innebär t.e.x. att man väger ihop växthuseffekt, försurning och hälsoeffekter, m.m.
Värdering	Se viktning
Växthuseffekt	Växthuseffekten innebär att olika gaser i atmosfären skapar ett "växthustak" över jorden som gör att temperaturen förväntas öka. De mest omtalade växthusgaserna är koldioxid från fossila bränslen, och metan som uppstår vid deponering av organiskt avfall. I LCA brukar man vikta ihop olika växthusgaser till <i>koldioxidekvivalenter</i> . 1 kg metan har då ungefär 20 gånger så stor växthuseffekt som koldioxid.
Övergödning	Samma som <i>Eutrofiering</i> . Övergödning innebär att näringsämnen som kväve och fosfor tillförs våra sjöar och vattendrag via bl.a. förorenat avloppsvatten. Ofta uppstår s.k. algbloomning med grönt eller grumligt vatten som följd. Den ökade tillväxten av alger leder i sin tur till att det döende algmaterialet kommer att tära på bottenvattnets syre när det bryts ned, vilket kan leda till akut syrebrist så att olika fiskarter försvinner. I LCA-sammanhang brukar övergödning uttryckas som syreförbrukning.
Överskådlig tid	Används här som ett begrepp för den närmaste tiden, ca 100 år, och de emissioner som uppkommer under denna tid. Överskådlig tid definieras som tiden till dess processerna kommer i någon form av tänkt fortfarighetstillstånd. För ett kommunalt avfallsupplag motsvarar den överblickbara tiden perioden till slutet av metanfasen.

Innehållsförteckning

FÖRORD	1
RAPPORTER FRÅN PROJEKTET	3
SAMMANFATTNING	5
SUMMARY	6
NÅGRA ORDFÖRKLARINGAR	7
1. INLEDNING	13
1.1 PROBLEM	13
1.2 MÅL	14
2. METOD	15
2.1 ÖVERSIKT.....	15
2.2 SYSTEMANALYS OCH LIVSCYKELANALYS	15
2.3 ORWARE-MODELLEN	18
2.3.1 Bakgrund.....	18
2.3.2 Avfallssystemet i ORWARE.....	19
2.3.3 Det externa systemet (kringsystemet).....	24
2.4 EKONOMISK METOD	26
2.5 STUDERADE RESULTATPARAMETRAR	27
2.6 UPPLÄGG AV ÄLVDALEN-STUDIEN	29
2.7 SYSTEMGRÄNSER, METODVAL, M.M.....	30
2.7.1 Funktionella enheter	30
2.7.2 Systemgränser	30
2.7.3 Ersättningsbränsle	31
2.7.4 Marginalel och medelel	32
2.7.5 Principer för resultatredovisning.....	33
3. RESULTAT	34
3.1 STUDIER AV FRAKTIONER OCH MATERIAL	34
3.1.1 Avfallsflöden i olika scenarier	34
3.1.2 Läsanvisning	35
3.1.3 Normalfall: biobränsle som ersättningsbränsle och el från kolkondens ("marginalel") ..	36
3.1.4 Känslighetsanalys: ersättningsbränsle och elproduktion	41
4. DISKUSSION	43
4.1 ANTAGANDEN SOM ÄR VIKTIGA FÖR SLUTRESULTATET	43
4.1.1 Prestanda för tekniska processer.....	43
4.1.2 Plaståtervinning.....	43
4.1.3 Kartongåtervinning.....	43
4.1.4 Rötrest	44
4.1.5 Reaktorkompostering	44
4.1.6 Uppgifter om avfallens mängd och sammansättning	44
4.1.7 Tungmetaller.....	45
4.1.8 Miljöekonomisk viktning	46
4.1.9 Toxicitet	47
4.1.10 Hushållens hantering av källsorterat avfall.....	47
4.2 KOMMENTAR KRING NÅGRA VANLIGA FRÅGESTÄLLNINGAR	49
5. SLUTSATSER	52
BILAGOR	
BILAGA 1. INDATA I STUDIEN	
BILAGA 2. LCI-DATA (INVENTERINGSDATA)	
BILAGA 3. RESULTAT – STUDIER AV OLIKA FRAKTIONER OCH MATERIAL	

1. Inledning

1.1 Problem

Avfallshanteringen i vårt samhälle ändras hela tiden. Under de senaste 10-15 åren har det skett en ökning av förbränning och materialåtervinning. Nu försöker statsmakterna påskynda utvecklingen genom införandet av en rad olika styrmedel. Under senare hälften av 1990-talet har ett lagstadgat producentansvar införts för flera olika produktgrupper, t.ex. förpackningar, returpapper och däck, för att öka materialåtervinningen. En deponeringsskatt tas från 1 januari 2000 ut på avfall som deponeras. Det planeras ett förbud mot att deponera ”utsorterat brännbart avfall” efter år 2002, och ett förbud mot att deponera ”organiskt avfall”⁸ efter år 2005. EU har under 1999 antagit ett direktiv om deponering som ska verkställas i medlemsländerna inom två år. Inom EU håller man också på att utarbeta ett nytt direktiv om förbränning av avfall. Allt detta gör att det kommer att fortsätta ske stora ändringar i avfallshanteringen under de närmaste åren. De förändringar som kan förväntas är minskade mängder till deponering och ökade mängder till materialåtervinning, förbränning, rötning och kompostering jämfört med dagsläget.

Även energiområdet står inför olika förändringar. En kärnkraftreaktor håller på att avvecklas, vilket ökar behovet av andra elkällor eller av en ändring i energianvändningen. Det är också ett uppsatt mål att användningen av fossila bränslen ska minska, vilket ökar behoven av andra energikällor för t.ex. drivmedel, uppvärmning, processenergi i industrin, m.m.

De pågående förändringarna i avfallshanteringen syftar till att minska mängden avfall som deponeras, och öka mängden avfall som går till olika former av utnyttjande som materialåtervinning, förbränning, kompostering och rötning. Det innebär att det i landet måste byggas nya anläggningar, eller att befintliga anläggningar måste byggas ut. För flera material i avfallet finns det då olika behandlingsmöjligheter som är möjliga, t.ex.:

- lättnedbrytbart organiskt avfall⁹ kan sorteras ut och komposteras eller rötas, eller kan ingå i det avfall som går till förbränning.
- plast och kartong kan sorteras ut och användas till materialåtervinning, eller kan ingå i det avfall som går till förbränning.
- fram till år 2005 är det också i princip möjligt att deponera dessa fraktioner.

Då avfallshanteringen nu står inför ytterligare stora förändringar är det viktigt att man väljer de alternativ som är fördelaktigast. Det är en lång rad olika faktorer som har betydelse för vad som är fördelaktigt och ofördelaktigt.

⁸ Med organiskt avfall menas enligt Renhållningsförordningen ”avfall som innehåller organiskt kol”; som exempel anges biologiskt avfall, pappersavfall och plastavfall.

⁹ Med lättnedbrytbart organiskt avfall menas olika organiska avfall (se fotnot 1) som är lämpliga att behandla genom rötning och kompostering. Exempel är matrester från hushåll och restauranger, slakteriavfall, gödsel. Papper, trä och plast är exempel på organiskt avfall som inte är lämpliga att behandla genom rötning eller kompostering.

1.2 Mål

Målet med hela projektet har varit att för några olika kommuner ur ett systemperspektiv studera hur man bäst utnyttjar energin i avfallet med hänsyn till miljö och ekonomi. Detta innebär att vi i några kommuner har studerat vilka energimässiga, miljömässiga och ekonomiska följder som uppkommer då olika avfallstyper tas omhand på olika sätt. Föreliggande rapport avser en rapportering av resultaten från den studie som gjorts för Älvdalen. Motsvarande studier för Stockholm och Uppsala redovisas i separata rapporter.

2. Metod

2.1 Översikt

Studien har utförts som en systemanalys baserad på datormodellen ORWARE. ORWARE är en materialflödesanalysmodell som beräknar energi-, miljö- och ekonomiska parametrar för olika avfallshanteringsystem. För att olika scenarier ska kunna jämföras med varandra har systemet utvidgats till att innefatta olika externa funktioner (produktion av fjärrvärme, gödselmedel, material, m.m.). Resultatet för hela systemet (avfallssystem plus det externa systemet) har utvärderats med LCA-metodik och ekonomiska värderingsmetoder.

2.2 Systemanalys och livscykelanalys

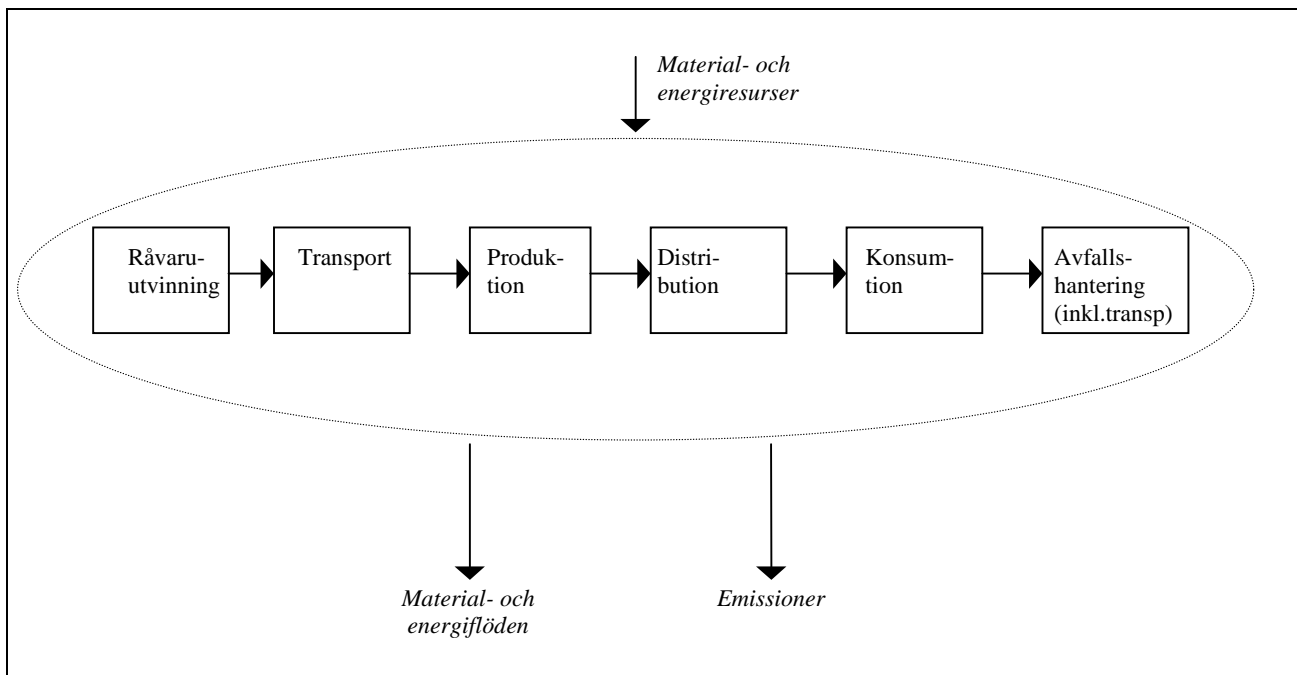
System är något som består av flera olika delar, vilka är beroende av varandra. Exempelvis avfallshanteringsystemet kan sägas bestå av bl.a. delarna

- hushållens arbete med hopsamling i hemmen och ivägforsling till soptunna eller återvinningsstation,
- insamling av avfallet och transport till en behandlingsanläggning (t.ex. till en förbränningsanläggning eller rötningsanläggning)
- behandling av avfallet
- omhändertagande av produkter från behandlingen (t.ex. fjärrvärme eller rötgas och rötrest)
- omhändertagande av restprodukter, t.ex. deponering av aska och slag
- tillsynsmyndigheter som övervakar att hanteringen sker i enlighet med gällande lagstiftning.

Systemanalys är en metod för att systematiskt och med strikt logik beskriva och analysera komplexa system. Systemanalys tillämpas numera inom de flesta vetenskapsområden. Systemgränser definierar gränserna för det studerade systemet och vad som ingår och vad som inte ingår.

Inom miljöområdet har utvecklats en på systemanalys grundad metodik för att bedöma produkters eller processers totala miljöpåverkan under sin livstid, s.k. **livscykelanalys, LCA**. Man studerar där all miljöpåverkan som är förknippad med den studerade produkten ”från vaggan till graven”, d.v.s. utvinning av råvaror och energi, transporter, tillverkning, distribution, användning och avfallshandling, se figur 2.1. Inom LCA har utvecklats en standardiserad arbetsgång för att bl.a. öka objektiviteten och genomlysigheten. I LCA tas endast hänsyn till miljömässiga aspekter, d.v.s. emissioner och resursförbrukning i form av energi och råvaror, medan ekonomiska och sociala aspekter inte tas med. Även om LCA i sitt grundfall syftar till att utvärdera produkter, t.ex. jämföra två olika produkter, så är metodiken lämplig att användas även för att

jämföra avfallshanteringsalternativ. Exempelvis har LCA-metodik tidigare använts för att jämföra energiutvinning och materialåtervinning av pappersavfall¹⁰ och plastavfall¹¹.



Figur 2.1. Livscykelanalys innebär att man studerar resursförbrukning och miljöpåverkan från vaggan till gravan.

Livscykelanalys är numera ett standardiserat begrepp. Det finns en internationell standard (ISO 14040-serien)¹² som översiktligt beskriver hur en LCA ska genomföras. Fler standarder kommer att följa som beskriver hur de enskilda delarna av en LCA ska genomföras. Tills dessa standarder är färdiga kan man för det praktiska arbetet använda sig av olika handledningar och liknande, t.ex. "Nordic Guidelines"^{13, 14}. Den standardiserade arbetsgången vid genomförande av en livscykelanalys är i stora drag enligt följande, se även figur 2.2:

¹⁰ Till exempel: Finnveden, G. och Ekvall, T., Energi- eller materialåtervinning av pappersförpackningar, skrift från Svensk Kartongåtervinning AB

¹¹ Till exempel: Ölund, G. och Eriksson, E., Återvinna, förbränna eller deponera? Miljöanalys av producentansvaret för plastförpackningar, CIT Ekologik 1998

¹² ISO 14040 (1997), Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework

¹³ Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.-J., Rønning, A., Ekvall, T. and Finnveden, G. (1995 a): 'Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment'. Nord 1995:20. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

¹⁴ Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.-J., Rønning, A., Ekvall, T. and Finnveden, G. (1995 b): 'LCA-Nordic Technical Reports No 1 - 9. (TemaNord 1995:502. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

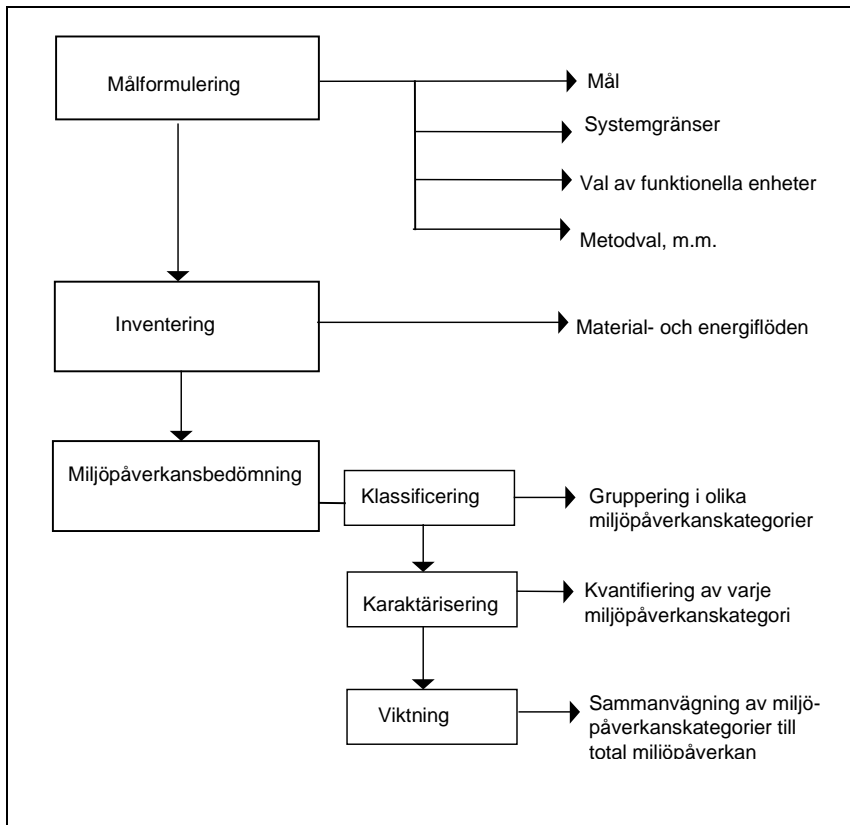
1. **Förutsättningar och målfomulering.** Man sätter upp och formulerar mål för studien, bestämmer systemgränser, väljer funktionella enheter¹⁵, väljer metoder, m.m.
2. **Inventering.** Man beräknar material- och energiflöden till och från det undersökta systemet. Emissionerna är en del av de materialflöden som berörs.
3. **Miljöpåverkansbedömning.**
 - 3.1 **Klassificering.** Man beskriver kvalitativt vilken miljöpåverkan som är förknippade med respektive materialflöde, t.ex. alla typer av emissioner som kan bidra till växthuseffekten grupperas under rubriken ”växthuseffekten”, och alla typer av emissioner som bidrar till försurningen grupperas under rubriken ”försurning”, etc. Vissa ämnen eller emissioner kan bidra till flera olika effektkategorier samtidigt.
 - 3.2 **Karaktärisering.** Man kvantifierar de olika flödenas bidrag inom varje miljöpåverkanskategori, t.ex. alla emissioner som bidrar till växthuseffekten omräknas till exempelvis koldioxidekvivalenter och summeras, alla emissioner som bidrar till försurningen omräknas till vätejonekvivalenter, etc. På så sätt får man en kvantitativt mått på de miljöeffekter som studeras.
 - 3.3 **Viktning**¹⁶. I viktningen vägs de olika miljöpåverkanskategorierna mot varandra kvalitativt eller kvantitativt. När man gör en kvantitativ viktning uttrycker man alla miljöpåverkanskategorier i en och samma enhet. Några viktningmetoder bygger på att man kvantifierar bidraget till respektive miljöpåverkanskategori i monetära enheter som anger någon form av kostnad för olika miljöskador. Andra viktningmetoder bygger i stället på kritiska belastningsgränser.
4. **Tolkning.** I ISO-standarden påpekas också att man efter varje delsteg ska göra en tolkning.

Delstegen 1 t.o.m. 3.2, d.v.s. till och med ”Karaktärisering”, baseras på naturvetenskapliga principer. Exempelvis karaktäriseringen av koldioxidekvivalenter, SO₂-ekvivalenter, etc. bygger på olika substansers naturvetenskapliga egenskaper. För andra miljöpåverkanskategorier, såsom ekotoxicitet och humantoxicitet, är karaktäriseringen mer osäker – man ska här vikta ihop flera olika effekter som akuttoxicitet, olika långtidseffekter, cancerogenitet, m.fl.

Det sista delsteget ”Viktning” går inte att utföra på strikt naturvetenskaplig basis. Olika viktningmetoder ger olika resultat, p.g.a. olika metoder och olika utgångspunkter.

¹⁵ Funktionella enheter beskrivs närmare avsnitt 2.3.3.

¹⁶ Tidigare var benämningen *Värdering*, t.ex. i Nordic Guidelines (se fotnot 6 och 7). I den nya ISO-standarden används beteckningen *Viktning*.



Figur 2.2. Arbetsgången i en livscykelanalys.

2.3 ORWARE-modellen

2.3.1 Bakgrund

I projektet utnyttjas den datorbaserade simuleringsmodellen ORWARE¹⁷. Med simuleringsmodell menas här ett datorprogram som beräknar emissioner, energiutvinning, materialförbrukning, kostnader, m.m. från olika avfallssystem. ORWARE-modellen har utarbetats i samarbetsprojekt mellan IVL, KTH, JTI och SLU. Utvecklingen av modellen finansierades mellan 1993 och 1997 av AFR/AFN¹⁸. Under 1998-1999 har Statens Energimyndighet finansierat det projekt som redovisas i denna rapport. Från början (1993 – 1996) var modellen inriktad mot lättnedbrytbart organiskt avfall. Nu är ORWARE inriktad mot organiskt avfall i ett bredare perspektiv och betraktar avfall som kan förbrännas, avfall som kan materialåtervinnas (t.ex. kartong och plast) och avfall som kan behandlas genom kompostering eller rötning.

ORWARE kan till stora delar beskrivas som en detaljerad och komplex LCA-baserad modell över avfallshantering. Förutom förbrukning av naturresurser och miljöpåverkan studeras i ORWARE även ekonomiska aspekter. Förutom själva

¹⁷ ORWARE står för **ORGANIC WASTE RESEARCH**

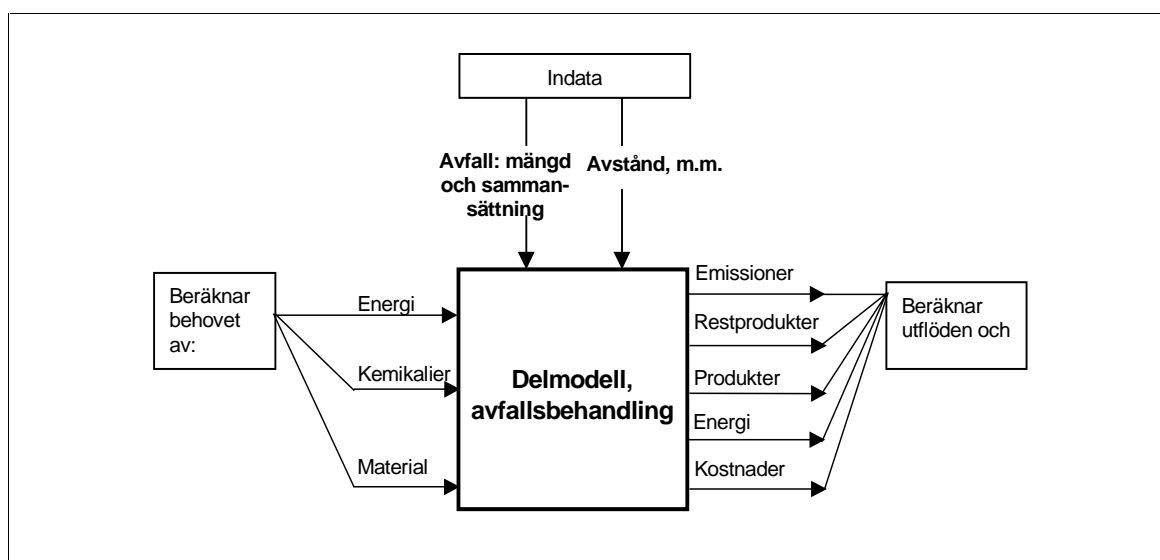
¹⁸ AFR står för Avfallsforskningsrådet. Från början var AFR en självständig myndighet men uppgick 1997 i Naturvårdsverket och bytte då namn till AFN (Avfallsforskningsnämnden). AFN är numera nedlagt.

avfallshanteringsystemet ingår också det externa systemet (kringsystemet) som producerar samma nyttigheter som man kan få från avfallet, men från jungfruliga råvaror, se avsnitt 2.3.3.

2.3.2 Avfallssystemet i ORWARE

Delmodeller

Avfallssystemet i ORWARE är uppbyggt kring ett antal delmodeller för rötning, kompostering, förbränning, deponering, materialåtervinning (kartong och plast), reningsverk¹⁹, förgasning²⁰ och transporter (omfattande olika delmodeller för såväl insamling och transporter av avfall som spridning av rötrest och kompost). Översiktligt kan varje delmodell i ORWARE beskrivas enligt figur 2.3. Indata utgörs av avfallets mängd och sammansättning (varje avfall kan karakteriseras med mer än 50 olika parametrar) och uppgifter om avstånd som är av betydelse för insamling och transporter. Varje delmodell beräknar sedan behovet av energi och kemikalier, m.m. och de olika utflöden av produkter, restprodukter, emissioner och energi som erhålls. I en särskild ekonomisk delmodell beräknas även företagsekonomiska kostnader för varje process. Miljökostnader beräknas utifrån de totala emissionerna från det studerade systemet.



Figur 2.3. Illustration av hur delmodellerna fungerar i ORWARE

De viktigaste antagandena för avfallsbehandlingsmodellerna är beskrivna nedan. En detaljerad beskrivning av de olika delmodellerna finns i bilaga 1.

¹⁹ Modellen för reningsverk ingår inte i denna studie men det pågår även andra ORWARE-projekt där reningsverket ingår, t.ex. håller just på att startas upp ett MISTRA-finansierat projekt Urban Water.

²⁰ Modellen för förgasning har inte ingått i denna studie, men har utvecklats i parallella arbeten, t.ex. har förgasningsmodellen nyligen testats i ett examensarbete på KTH: Assefa, G. (2000) Environmental Systems Analysis of Waste Management - Prospects of Hydrogen Production from Waste for use in Fuel Cell Vehicles, examensarbete, KTH, TRITA-KET-IM 2000:3 Stockholm

- **Modell för insamling och transport.** Insamling av vanligt avfall i Älvdalen görs normalt i lastbil. Det vanliga avfallet, utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall, kartong och plastförpackningar hämtas vanligtvis vid återvinningsstationer. Transporter sker med lastbil, med eller utan släp.
- **Förbränningsmodellen.** I Älvdalenstudien bygger förbränningsmodellen Mora värmeverk. Modellen bygger på faktiska redovisade data för anläggningen. Den energi som utvinns vid förbränningen används för att producera fjärrvärme. Avfallet ersätter då något annat bränsle som kan vara biobränsle eller olja. Från förbränningen uppkommer slagg/bottenaska, flygaska och rökgasreningsavfall som läggs på deponi.
- **Röttningsmodellen.** Den röttningsprocess som simuleras är en termofil process, d.v.s. den arbetar vid ca 55°C. Viss förbehandling ingår i form av påsavskiljning, m.m.. 00Vissa avfall hygieniseras före rötningen genom upphettning till 70°C för att avdöda eventuella smittförare. Den biogas som produceras används till bränsle för bussar och ersätter då diesel. Rötresten förutsätts kunna spridas på jordbruksmark, och då ersätta kväve- och fosforhandelsgödsel. En särskild spridningsmodell beräknar emissioner och energiförbrukning som sker i samband med spridningen.
- **Komposteringsmodellen.** Den komposteringsprocess som simuleras är en strängkompost (avluften från komposten renas inte). Kompost som framställs i Älvdalenstudien antas inte användas till något mer än utfyllnad, då det ej finns jordbruksmark att sprida komposten på i kommunen.
- **Plaståtervinningsmodellen.** Plaståtervinningsanläggningen antas ligga i Arvika. Plasten sorteras manuellt, tvättas och granuleras. Vid sorteringen av plast från hushåll är det 40 % av den insamlade plasten som sorteras bort och 60 % som går vidare till materialåtervinning. Vid sortering av plast från industrier och verksamheter är det 15 % av den insamlade plasten som sorteras bort och 85 % som går vidare till återvinning. Den bortsorterade plasten förbränns. De framställda plastgranulerna förutsätts ersätta jungfrulig plast baserad på råolja och naturgas. 1 kg återvunna granuler förutsätts ersätta 1 kg jungfruligt framställd plast. Den plast som återvinns är hårdplast av HDPE²¹ från hushållen, samt både hårdplast av HDPE och mjukplast av LDPE²² från industri och verksamheter.
- **Kartongåtervinningsmodellen.** Kartongåtervinnningen antas ske i Fiskeby. Den insamlade kartongen används för framställning av en returmassa som utgör ett av fyra skikt i en färdig kartongprodukt (de övriga skikten framställs av jungfrulig massa, eller från vit returmassa, kontorspapper, m.m.). Den återvunna kartongen förutsätts ersätta jungfruligt framställd kartong: 1 kg jungfruligt framställd kartong ersätts av ca 1,15 kg returkartong.
- **Deponeringsmodellen.** Flera typer av deponier förekommer i ORWARE:

²¹ HDPE står för HögDensitetsPolyeten. LDPE står för LågDensitetsPolyEten. Polyeten är den vanligaste plasten i plastförpackningar. Ungefär 75 – 80 % av alla plastförpackningar är av polyeten. Hårda plastförpackningar som schampooflaskor, ketchupflaskor och liknande är av HDPE. Mjuka plastförpackningar som kassar, påsar och folie är av LDPE.

²² LDPE står för LågDensitetsPolyEten, se föregående fotnot 21.

- Bottenaska och flygaska/rökgasreningsavfall från förbränning av avfall läggs på särskild deponi. Från deponin uppkommer ett lakvatten som innehåller olika tungmetaller.
- I studien studeras också ett hypotetiskt deponeringsscenario där allt avfall i Älvdalen antas deponeras i en konventionell deponi för kommunalt avfall. Vid deponering av organiskt avfall sker en nedbrytning som ger upphov till bildning av metangas. Den bildade metangasen släpps ut till luften (en mindre del av den bildade metangasen hinner oxidera till koldioxid innan den kommer ut i miljön). Vidare uppstår ett lakvatten som är förorenat av både organiskt material och av tungmetaller. Vatten renas inte innan det släpps ut till recipient. För både askdeponier och för deponier av vanligt avfall beräknas de emissioner som bildas under ca ett sekel från det avfallet deponeras. I modellen beräknas även det material som kvar i deponin efter den inledande hundraårsperioden.

Parametrar som beräknas i ORWARE

Grunden i ORWARE är en materialflödesanalys. Det är flöden av olika material och energi som är förknippade med olika processer som primärt beräknas i modellen. Varje delflöde, av såväl avfall som emissioner och råvaror, uttrycks i kg/år och kan i modellen beskrivas med följande parametrar

- Flöden av TS, vatten, VS, mm
VS, flyktiga beståndsdelar, samma som organiskt material
TS, torrsubstans
Vatten
Partiklar eller suspenderat material
- Flöden av kol i fast material
Totalt kol
Svårnedbrytbart kol, t.ex. kol i humus
Cellulosabundet kol
Lättnedbrytbart kol, t.ex. kol i sockerarter
Kol i fett
Kol i proteiner
- Flöden av kolhaltiga gaser
CO₂ (koldioxid) från fossilt kol (i kolbränsle, olja och plast)
CO₂ (koldioxid) från biomassa (förnybart kol)
CH₄, metan
VOC, "Volatile Organic Compounds", flyktiga organiska ämnen.
CHX, klorerade kolväten (främst gasformiga)
CO, kolmonoxid
- Flöde av H och O
O-tot, totalt syre
H-tot, totalt väte
H₂O, vatten
- Flöde av BOD och COD
COD, kemisk syreförbrukande substans
BOD, biologisk syreförbrukande substans

- Flöden av kväve, fosfor och svavel
N-tot, totalt kväve
NH₃/NH₄-N, ammonium- och ammoniakkväve
NO_x-N, kväve i kväveoxider
NO₃-N, nitratkväve
N₂O-N, lustgaskväve
P-tot, totalt fosfor
S-tot, totalt svavel
SO_x-S, svavel i svaveldioxid och svavelmonoxid
- Flöden klor och alkali
Cl-tot, klor totalt (från totalt klor beräknas HCl)
K, kalium
Ca, kalcium
- Flöden av olika organiska miljöföroreningar
AOX, adsorberbar organiska halogenföreningar
PAH, polyaromatiska kolväten
Fenoler
PCB
Dioxin, sammanvägda som 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter enligt Eadon
- Flöden av tungmetaller
Pb, bly
Cd, kadmium
Hg, kvicksilver
Cu, koppar
Cr, krom
Ni, nickel
Zn, zink
- Flöden av olika material
Metaller
Lättmetall (aluminium)
Rostfritt stål
Glas, ofärgat
Glas, färgat
Inert material, exkl. aska och slagg
Aska, slagg
Wellpappförpackningar
Tidningspapper
Magasin, veckotidningar, etc
Kontorspapper
Blandat papper
PE plast (polyeten)
PP plast (polypropylen)
PS plast (polystyren)
PVC plast
PET plast
Blandplast

Gummi
Textiler
Trä
Elektronik
Farligt avfall, brännbart
Farligt avfall, icke brännbart

Emissioner uttrycks också klassificerat och karaktäriserat i olika miljöpåverkanskategorier (se figur 2.2): t.ex. olika emissioner som bidrar till växthuseffekten vägs samman till CO₂-ekvivalenter, olika emissioner som bidrar till försurning vägs ihop till SO₂-ekvivalenter, etc.

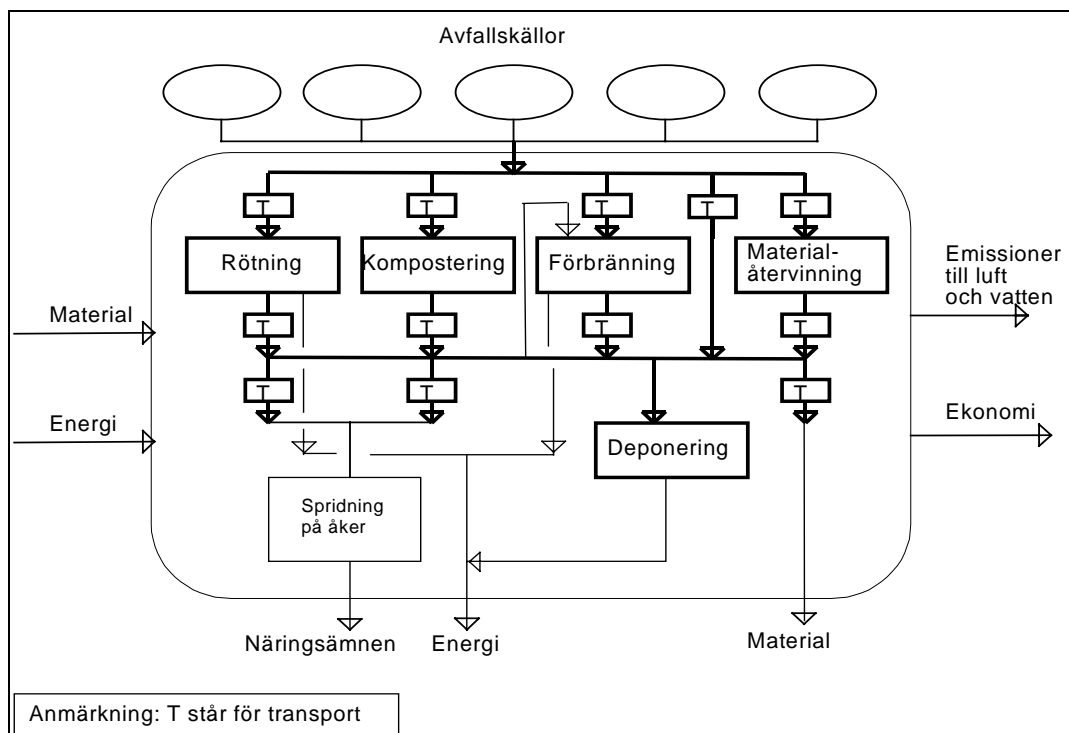
I varje delmodell beräknas även energiförbrukning och producerade energivaror. Energiförbrukning uttrycks i förnyelsebara och icke förnyelsebara energiråvaror.

Varje delmodell beräknar också investerings- och driftkostnader, normalt utgående från det totala materialflödet genom delmodellen. Kostnaderna redovisas som företagsekonomiska kostnader (inkl. skatter, m.m.).

Utifrån de totala emissionerna beräknas miljökostnaderna, som baseras på en ekonomisk värdering av de enskilda emissionerna (se vidare bilaga 2). De samhällsekonomiska kostnaderna beräknas sedan som summan av företagsekonomiska kostnader (med skatter exkluderade) och miljökostnader.

Scenariestudier i ORWARE

Man kan fritt i olika scenarier styra olika avfall till olika behandlingar och då studera de totala konsekvenserna, se figur 2.4.



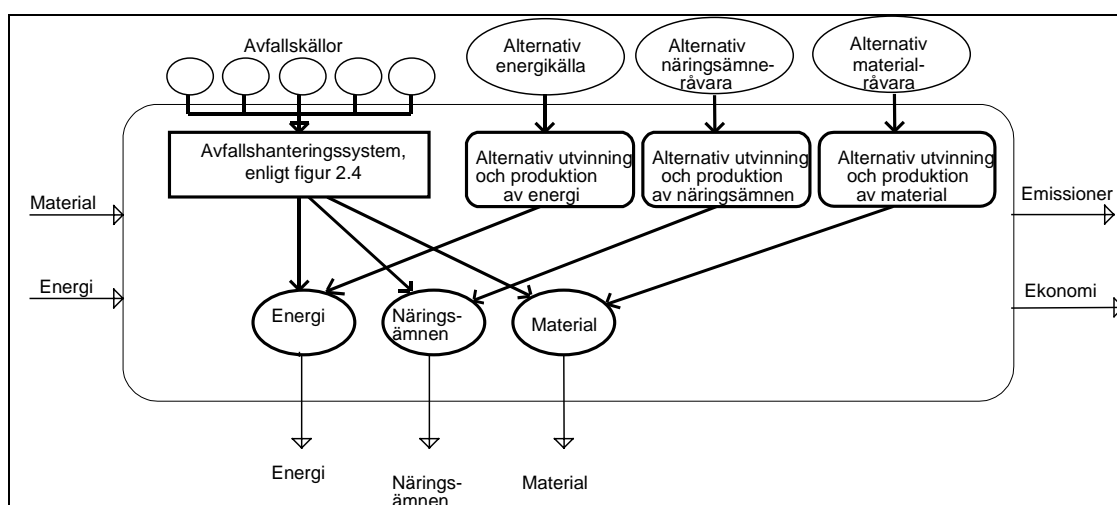
Figur 2.4. Förenkling av avfallshanteringsystemet i ORWARE.

2.3.3 Det externa systemet (kringsystemet)

De olika avfallsbehandlingsprocesser som undersöks ger olika produkter. För att kunna värdera den nytta som dessa produkter från avfallet ger, har vi i systemanalysen tagit med ett "externt system" eller "kringsystem" som framställer samma produkter som kan fås från avfallet, men från jungfruliga råvaror, se figur 2.5. När fjärrvärme inte framställs från avfall måste motsvarande mängd fjärrvärme framställas från något annat bränsle, etc. Alla kombinationer av behandlingsprocesser som studeras kommer då att producera samma mängd nyttigheter av energi (fjärrvärme, el, drivmedel), material (polyetenplast och kartong), näringsämnen (kväve och fosfor) och elektricitet, antingen från avfall eller från jungfruligt material. Detta innebär att systemanalysen är uppbyggd kring flera s.k. "funktionella enheter", och alla studerade system har samma funktionella enheter:

- **Fjärrvärme.** Förbränning av avfall ger fjärrvärme, så behovet av andra bränslen som biobränsle, olja och kol ändras. Är det mer avfall som förbränns minskar behovet av ersättningsbränslet. Är det mindre avfall som förbränns ökar behovet av ersättningsbränsle. Vid rötning erhålls en biogas²³ som kan användas som bränsle i fjärrvärmeproduktionen och då på motsvarande sätt ersätta biobränsle, olja eller kol.
- **Biogas - drivmedel.** Vid rötning erhålls en biogas¹⁶ som kan användas som drivmedel och ersätta diesel för bussar. Om man inte rötar avfall måste istället bussar drivas av motsvarande mängd av bensin och diesel.
- **Näringsämnen i kompost och rötrest.** Vid kompostering och vid rötning erhålls en N- och P-haltig kompost eller rötrest som kan användas som N- och P-gödselmedel och ersätta handelsgödsel i jordbruket. Om man inte producerar rötrest eller kompost ökar behovet av motsvarande handelsgödselmedel.
- **Polyetenplast.** Vid materialåtervinning av plastförpackningar fås en återvunnen polyetenplast i granulform som under vissa förutsättningar kan ersätta jungfrulig polyeten. När plast behandlas på annat sätt så måste ny jungfrulig polyetenplast framställas från råolja och naturgas. Det bör påpekas att återvunnen plast ofta används för att ersätta andra material än plast. Exempelvis används en stor del återvunnen plast till att ersätta trä i form av bullerplank, pallklotsar (i lastpallar), trädgårdsmöbler, m.m. När den återvunna plasten används för sådana ändamål, så erhålls inte samma besparing i råolja och naturgas som då den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.
- **Kartong.** Vid materialåtervinning av kartongförpackningar erhålls en kartongmassa som ersätter jungfrulig kartongmassa vid tillverkning av nya kartongförpackningar. Kartong kan också användas för att framställa gipsskivor (en byggnadsprodukt som används för uppbyggnad av inner- och ytterväggar, innertak, m.m.). I dessa fall ersätter den återvunna kartongen annan pappersmassa som skulle tas från jungfrulig skogsråvara. När man inte återvinner kartong måste jungfrulig kartong framställas från skogsråvaror.

²³ Med biogas menas en gas som framställs genom mikrobiologisk omvandling av organiskt material, och som innehåller främst metan (vanligen 50-60 %) och koldioxid (vanligen 40-50 %)



0Figur 2.5. Systemanalys med flera funktionella enheter

2.4 Ekonomisk metod

För att den ekonomiska analysen skall vara jämförbar med övriga resultat har vi försökt behålla samma systemgränser som vid ovan. Det innebär att det som studeras är ett avfallssystem för en kommun ”från vaggan till graven”, och inte en bestämd ekonomisk enhet, såsom en kommun, ett återvinningsbolag eller ett energibolag.

Systemanalysperspektivet med ”funktionella enheter” innebär även att de nyttigheter som ett avfallssystem genererar, till exempel genom produktion av värme, inte ses som en intäkt utan en reducerad kostnad för extern produktion av nyttigheter.

0

Den ekonomiska metoden och data till den ekonomiska modellen finns beskriven i bilaga 1.

Företagsekonomisk analys

Den företagsekonomiska analysen består av de investerings- och driftkostnader som uppträder i ett avfallshanteringssystem vid transporter och behandling av avfall, inklusive det externa systemet (d.v.s. extern produktion av värme, el, fordonbränsle, näringsämnen och material). Ingen hänsyn är tagen till vem som faktiskt bär dessa kostnader. De miljöskatter som betalas vid förbrukning av energiråvaror och deponering av avfall är inkluderade.

Miljöekonomi

Olika miljöparametrar kan viktas mot varandra i viktighetsgrad på olika sätt. Ett av dem är en ekonomisk viktning, där man på olika sätt försöker värdera emissioners effekt på samhälle och natur. I denna studie har emissioner som kan klassas till de miljöpåverkanskategorier som studeras givits ett ekonomiskt värde i en miljöekonomisk modell, mätt i kr/kg, med värderingar hämtade från framförallt en norsk studie om

avfallets miljökostnader²⁴. I bilaga 1 redovisas de ekonomiska viktningar som använts i denna studie.

Samhällsekonomisk analys

Den samhällsekonomiska analysen är baserad på det företagsekonomiska resultatet, med skillnaden är att miljöskatterna har justerats bort, samt att miljökostnaderna för avfallshanteringen och det externa systemet tagits med. På så sätt viktas alla effekter av förändringar i avfallshanteringssystemet som belyses i denna studie ihop till en enda variabel: samhällsekonomisk kostnad²⁵.

2.5 Studerade resultatparametrar

Olika systemalternativ har i denna studie utvärderats med ett tiotal olika energimässiga, miljömässiga och ekonomiska resultatparametrar:

- förbrukning av totala primära energibärare, som är mängden erforderliga energiråvaror i form av träd i skogen, olja i oljekällan, kol i kolfyndigheten, etc
- förbrukning av icke-förnyelsebara primära energibärare, t.ex. råolja, kol och naturgas
- växthuseffekt
- övergödning
- försurning
- ämnen som bidrar till bildning av marknära ozon (NO_x och VOC)
- 00flöden av tungmetaller (utan att hänföra till någon miljöeffektkategori)
- företagsekonomisk kostnad
- samhällsekonomisk kostnad (vilken i princip baseras på en summering av företagsekonomiska kostnader och miljökostnader).

Det finns andra viktiga resultatparametrar, t.ex. fler miljöpåverkanskategorier som brukar nämnas i samband med LCA, men som vi av olika anledningar inte tagit med i den här studien.

Resursförbrukning som vi inte tagit med är bl.a. mark- och vattenanvändning. Vattenanvändningen för olika processer beräknas i modellen och går i princip att ta fram ur våra inventeringsdata, se bilaga 2. Vi har bedömt att vattenanvändningen är av mindre intresse för de processer vi studerar. Markanvändningen har också utelämnats. I vår studie skulle transporter, återvinningsstationer och deponier stå för en viss markanvändning, som skulle variera mellan olika scenarier.

²⁴ ECON (1995), Miljökostnader knyttet till ulike typer av avfall, Rapport 338/95, Oslo (ISSN: 0803-5113, ISBN 82-7645-131-4)

²⁵ Hur denna viktning görs kan givetvis diskuteras. Det ska ses som en möjlig väg att förenkla ett beslutsunderlag, och inte som en absolut sammanfattning av studien.

De hälso- och miljöeffekter som vi inte tagit med är:

- Nedbrytningen av stratosfäriskt ozon har försumrats eftersom vi har bedömt att de avfallskategorier vi studerat ger små bidrag till ozonnedbrytningen.
- Ekotoxiska effekter har vi inte kvantifierat därför att det inte finns tillförlitliga metoder att väga samman olika emissioner, och för att det finns stora dataluckor. Begreppet ekotoxicitet är ett brett begrepp som omfattar en lång rad olika effekter, vilket gör att det i praktiken är mycket svårt att väga ihop olika substanser på ett entydigt sätt. Det finns i och för sig flera modeller föreslagna i litteraturen²⁶, men olika metoder ger olika resultat. De ekotoxiska emissioner som sker från avfallssystemet består bl.a. av olika organiska miljögifter (dioxin, PCB, m.m.) och tungmetaller. Dessa enskilda substanser beräknas och kvantifieras i ORWARE var och en utan att vägas ihop. Flöden av tungmetaller finns redovisade i bilaga 3. Flöden av PCB, dioxin, PAH och tungmetaller finns redovisade i inventeringsresultatet, se bilaga 2.
- Effekter på den biologiska mångfalden har inte tagits med.
- Hälsoeffekter har inte studerats. Begreppet hälsoeffekter är ett brett begrepp som omfattar en lång rad olika effekter. Även hälsoeffekter i ett snävare perspektiv, begränsat till humantoxiska effekter, är ett brett begrepp som omfattar både arbetsmiljöaspekter, akuttoxiska effekter, cancerogenitet och olika långtidseffekter. Detta gör att det i praktiken är svårt att väga ihop olika substanser till en definierad miljöpåverkanskategori. Det finns i och för sig flera modeller föreslagna i litteraturen²⁷, men olika metoder ger olika resultat. De humantoxiska emissioner som sker från avfallssystemet består av NO_x, organiska miljögifter (dioxin, PCB, m.m.), tungmetaller m.m. I de LCA-värderingsmetoder som finns anges vanligen höga värderingsfaktorer för NO_x. Flöden av NO_x, organiska miljögifter och tungmetaller kvantifieras i ORWARE, se bilaga 2 och bilaga 3.

²⁶ Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.-J., Rønning, A., Ekvall, T. and Finnveden, G. (1995 a): 'Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment'. Nord 1995:20. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.-J., Rønning, A., Ekvall, T. and Finnveden, G. (1995 b): 'LCA-Nordic Technical Reports No 1 - 9. (TemaNord 1995:502. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

²⁷ Se föregående fotnot.

2.6 Upplägg av Älvdalen-studien

En analys har gjorts av ett urval scenarier. Studien har lagts upp så att en fraktion i taget sorterar ut och endast ytterlighetsfallen undersöks: 0 % utsortering eller ”full utsortering”, d.v.s. 70 % (i vissa fall 80 %) ²⁸. Avfall som inte sorterar ut förbränns. Det resultat som erhålls svarar då på frågan hur varje studerad fraktion/material ska tas omhand för att ge minsta bidrag till respektive studerad effektkategori *om avfallshanteringssystemet byggs upp från början*, utan att ta hänsyn till vilka behandlingsanläggningar som redan finns i kommunen ²⁹. Scenarierna är hypotetiska och bygger på olika tänkta ytterlighetsfall. Den verkliga avfallshanteringen stämmer i princip inte överens med något scenario. De scenarier som undersöks är i huvuddrag:

- A. Förbränning av allt avfall inkl. lättnedbrytbart organiskt avfall, kartongförpackningar och plastförpackningar. Vi har undersökt två hypotetiska förbränningsfall: dels när förbränningsanläggningen (som finns i Mora) ställs av en månad på sommaren och avfallet deponeras under denna tid, dels när förbränningsanläggningen ställs av en månad på sommaren och avfallet balas och lagras samt förbränns senare.
- B. Biologisk behandling genom rötning eller kompostering. Lättnedbrytbart organiskt avfall sorterar ut. Allt övrigt avfall förbränns.
 - . B1. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet rötas i en anläggning i Borlänge. Den biogas som produceras vid rötningen används för att driva bussar. Rötresten förutsätts spridas på jordbruksmark och ersätta handelsgödsel.
 - . B2. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet komposteras, 30% i hemmen och 70% i en central kompost i Älvdalen. Komposten används som utfyllnad och ersätter inte handelsgödsel.
 - . B3. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet komposteras i en central komposteringsanläggning i Älvdalen. Komposten används som utfyllnad och ersätter inte handelsgödsel.
- C. Utsortering av plastförpackningar för återvinning av polyetenplast. Återvunnen polyetenplast ersätter jungfrulig polyetenplast. Allt övrigt avfall förbränns.
- D. Utsortering av kartongförpackningar för återvinning av kartong. Återvunnen kartong ersätter jungfrulig kartong. Allt övrigt avfall förbränns.
- E. Deponering av allt avfall i Älvdalen.

Returpapper (tidningar, o.dyl.) har i alla studerade fall antagits sorterar ut till 75 %, metallförpackningar till 50 % och glasförpackningar till 70 % ³⁰, och behandlas inte vidare inom det studerade systemet. Den mängd av respektive fraktion som inte sorterar

²⁸ Den övre gränsen 70 – 80 % har satts eftersom andra fraktioner uppnått dessa insamlingsgrader. Insamlingen av glas och tidningar (returpapper) i Sverige ligger idag på denna nivå. Vidare har i Tyskland insamlingsmålen satts till omkring 70 % för förpackningar.

²⁹ Se fotnot 23.

³⁰ Dessa utsorteringsgrader är satta till samma som de återvinningskrav som ställs i Förpackningsförordningen för dessa material.

ut ingår i det brännbara restavfall som förs till förbränningsanläggningen, alternativt deponin.

2.7 Systemgränser, metodval, m.m.

2.7.1 Funktionella enheter

Som nämnts tidigare i avsnitt 2.3.3 kommer avfallssystemet att leverera vissa mängder nyttigheter som fjärrvärme, gödselmedel, drivmedel, material (plast och kartong), m.m. För att kunna jämföra olika scenarier måste alla system leverera samma mängd av dessa funktioner. Därför definieras s. k. ”funktionella enheter”, som är den mängd av varje funktion som de studerade systemen ska leverera. I de scenarier där avfallssystemet inte förmår tillgodose tillräcklig mängd av den funktionella enheten, tillförs kompletterande produktion av motsvarande funktion med något alternativt produktionsmedel från jungfruliga råvaror i det externa systemet (kringsystemet).

2.7.2 Systemgränser

Generellt för alla delmodeller, både i avfallssystemet och i det externa systemet (kringsystemet), gäller att de endast beaktar emissioner och material- och energiförbrukning som är direkt förknippade med själva processen. Byggnadsfasen eller rivningsfasen beaktas inte. Det finns studier som visat att energiförbrukningen för att uppföra och riva en avfallsförbränningsanläggning som genererar elektricitet är försumbar i jämförelse med den energi som produceras i anläggningen under dess drifttid³¹. Vi har alltså antagit att detta gäller även andra typer av anläggningar. I ekonomimodellen tas dock hänsyn till byggnadsfasen, i form av investerings- och andra kapitalkostnader, men inte till rivningsfasen.

För avfallssystemet beräknas de effekter som uppstår som en direkt följd av att hantera avfallet, d.v.s. emissioner och resursförbrukning vid drift av de olika processerna. Resursförbrukning och emissioner beräknas från avfallets mängd och sammansättning. De aktiviteter som ger upphov till avfall ingår inte, utan modellen börjar där avfallet samlas in från källan. Det arbete och de eventuella transporter som t.ex. hushållen gör i samband med källsorteringen är inte med (däremot diskuteras dessa aspekter i kapitel 4).

Processer i det externa systemet (kringsystemet) har i möjligaste mån följts från vaggan till graven, d.v.s. effekterna av råvaruuttag, förädling, transporter och produktion inkluderas, se figur 2.1 i det föregående. Brist på tillförlitliga data gör att avsteg från detta har behövts göras i vissa fall. Energianvändningen i varje steg uttrycks som förbrukning av primär energibärare, som är den mängd energiråvaror i form av träd i skogen, olja i oljekällan, kol i kolfyndigheten, etc. som går att för att få den erforderliga

³¹ Referens: S Otoma, Y Mori, A Terazono, T Aso & R Sameshima, ”Estimation of energy recovery and reduction of CO₂ emissions in municipal solid waste power generation”, Resources, Conservation and Recycling 20 (1997) 95-117.

mängden nyttig energi i processen. Förbrukning av driftkemikalier och processkemikalier för avfallsbehandling har beräknats, men inte följts tillbaka till vaggan.

2.7.3 Ersättningsbränsle

Tidigare ORWARE-studier och olika LCA-studier som gjorts har visat att val av ersättningsbränsle är av stor betydelse för resultatet. Om utökad avfallsförbränning ersätter ett fossilt bränsle som kol eller olja fås ofta ett annat resultat än om utökad avfallsförbränning ersätter biobränsle. Ur systemanalytiskt perspektiv finns åtminstone tre olika alternativ att betrakta ersättningsbränslet:

- **Biobränsle.** Biobränsle utgör i t.ex. Uppsalas fall en stor energikälla för fjärrvärmeproduktion. Om avfallsförbränningskapaciteten ökas, så att avfallsförbränningen kommer att stå för en väsentligt större andel av fjärrvärmeproduktionen, är det troligt att mindre mängder biobränsle kommer att förbrukas.
- **Fossilt bränsle.** I flera kommuner används fossilt bränsle som energikälla för fjärrvärmeproduktion. Om avfallsförbränningskapaciteten ökas, så att avfallsförbränningen kommer att stå för en väsentligt större andel av fjärrvärmeproduktionen, är det troligt att mindre mängder fossilt bränsle kommer att förbrukas. Fossilt bränsle kan utgöras av kol eller olja.
- **Annat avfall.** Eftersom avfallsförbränningsanläggningen är behäftad med relativt höga fasta kostnader, är det i kommuner som har en förbränningsanläggning av intresse att elda så stor mängd avfall som möjligt, så att kapaciteten utnyttjas så effektivt som möjligt. Det avfall som sorterats ut och går till rötning, kompostering eller materialåtervinning friställer kapacitet i förbränningsanläggningen. Det är därför troligt att denna frisatta kapacitet kommer att täckas upp med annat avfall (från andra kommuner). Detta avfall, som ersätter det utsorterade avfallet, går idag ofta till deponering.

Identifieringen av vilket bränsle som är faktiskt ersättningsbränsle blir ofta svår när man analyserar situationen i ett ”från-vaggan-till-graven”-perspektiv:

- Om den totala fjärrvärmekapaciteten byggs ut kommer den utbyggda kapaciteten att till stor del ersätta små oljepannor i villor. Även om det primärt synes vara biobränsle som är ersättningsbränslet i värmeverket, så kan det i förlängningen vara olja som ersätts. Fjärrvärmeutbyggnad kan också leda till minskad elförbrukning när det är hushåll med direktverkande el som ansluts. Ökad avfallsförbränning ersätter då el som framställts från andra energiråvaror (se avsnitt 2.7.4 i det följande).
- I vissa fall kan biobränsle utgöra en begränsad resurs. Lokalt kan tillgången understiga efterfrågan. En utökad avfallsförbränning i t.ex. Uppsala, kan då leda till att mindre mängder biobränsle eldas där, så att det istället kan eldas på ett annat ställe och ersätta olja eller kol.

Val av ersättningsbränsle

I studierna har vi valt att utgå från ett normalfall där biobränsle utgör ersättningsbränsle. Sedan har vi gjort en känslighetsanalys med fossil olja som ersättningsbränsle. De slutsatser som sedan dras baseras på båda fallen.

2.7.4 Marginalel och medelel

Tidigare ORWARE-studier och olika livscykelanalyser har visat att antagandet om hur elektricitet framställs i det externa systemet påverkar resultatet. Den el som förbrukas i landet kan tänkas vara uppdelad i två delar:

- Basproduktion av elektricitet, som framställs mer eller mindre konstant och täcker upp basbehovet. I Sverige produceras detta basbehov från i huvudsak från vattenkraft och kärnkraft.
- Marginalproduktion av elektricitet, som varierar efter behovet. I svenska LCA-studier brukar man ofta ansätta att marginalelen är producerad genom kolkondens i danska kolkondenskraftverk.

Tillsammans utgörs dessa två delar av ”medelel”, som består av en basdel som är relativt konstant över året, och en varierande del, marginalel.

I LCA-sammanhang brukar diskuteras om man ska räkna med el från medelproduktion eller med el från marginalproduktion. Inget alternativ är principiellt riktigare än det andra. Båda synsätten är motiverade rent metodmässigt, men baseras på olika sätt att betrakta systemet. Betraktar man den svenska elmarknaden som ett slutet system är det en ytterst liten del som är kolkondens³². Emellertid är numera elnäten i alla europeiska länder mer eller mindre hoplänkade. Kolkondens är ett av de dyraste sätten att framställa el och är därför en av de produktionsmetoder som man väljer i ”sista hand” för att kunna uppfylla erforderlig produktion. Kolkondens är också flexibelt och är lätt att köra på marginalen för att balansera produktionen mot ett varierande behov. Det internationella elnätet gör att om vi ändrar vår elförbrukning i landet, så kommer det att slå igenom någon annanstans där man då måste öka eller minska kolkondensproduktionen i slutändan av kedjan. Vidare ger synsättet med svensk medelel en mycket låg miljöbelastning med de miljöparametrar som vi studerar. Den miljöpåverkan som förekommer från vattenkraft och kärnkraft är normalt mycket låg med de LCA-metoder som brukar användas (detta även om man inkluderar byggnadsskedet). Den miljöpåverkan som uppstår från kolkondenskraft är stor. De representerar då två ytterlighetsfall med mycket liten respektive mycket stor miljöpåverkan från elproduktionen med avseende på de miljöparametrar som behandlas i studien.

³² Enligt Statens Energimyndighet, Energiläget 1998, var produktionen av ”värmekraft” (dit kolkondens räknas) 0,2 % av elproduktionen 1998, men ca 3 % 1996.

2.7.5 Principer för resultatredovisning

Kännetecknande för denna analys är att det är en stor mängd data som behandlas i modellen och att det är en stor mängd delresultat som erhålls. I en simulering med en specifik uppbyggnad av avfallssystemet och det externa systemet är det tiotusentals uppgifter (indata och utdata) som används för att beskriva olika delprocesser, avfallsflöden, produkt- och restproduktflöden och emissioner.

De primära uppgifterna om avfallsmängder och delprocesser finns beskrivna i bilaga 1.

Resultaten finns redovisade i flera nivåer:

- De primära resultaten, kallade LCI-resultat³³, från studierna av olika fraktioner och material, finns fullständigt redovisade i tabellform i en elektronisk bilaga som är tillgänglig för den som vill, se bilaga 2 för vidare information. Sammanställningen visar både flöden av enskilda substanser, (t.ex. SO₂, HCl, NO_x, BOD, COD, etc.) och flödena sammanviktade till olika miljöeffektkategorier (växthuseffekt, försurning, övergödning, etc.)
- I bilaga 3 (Studier av olika fraktioner och material) finns resultaten sammanställda i form av stapeldiagram. I dessa framgår påverkan från såväl hela det studerade systemet, som från enskilda delprocesser. Diagram finns sammanställda för de effektkategorier som nämnts i avsnitt 2.5.
- I kapitel 3 i det följande visas en ytterligare förenklad sammanställning av resultaten i form av s.k. radardiagram. Endast effekterna från hela det studerade systemet visas i dessa. I diagrammen visas i normaliserad form de effektkategorier som nämnts i avsnitt 2.4.1.
- I en Översiktsrapport³⁴ för alla de tre studerade kommunerna, ges för varje kommun en förenklad redovisning i stapeldiagramform. Effekterna från det totala systemet visas för några av de studerade effektkategorierna.

³³ LCI står för livscykelinventering, och innebär redovisning av de olika material-, emissions- och energiflöden som beräknas i modellen.

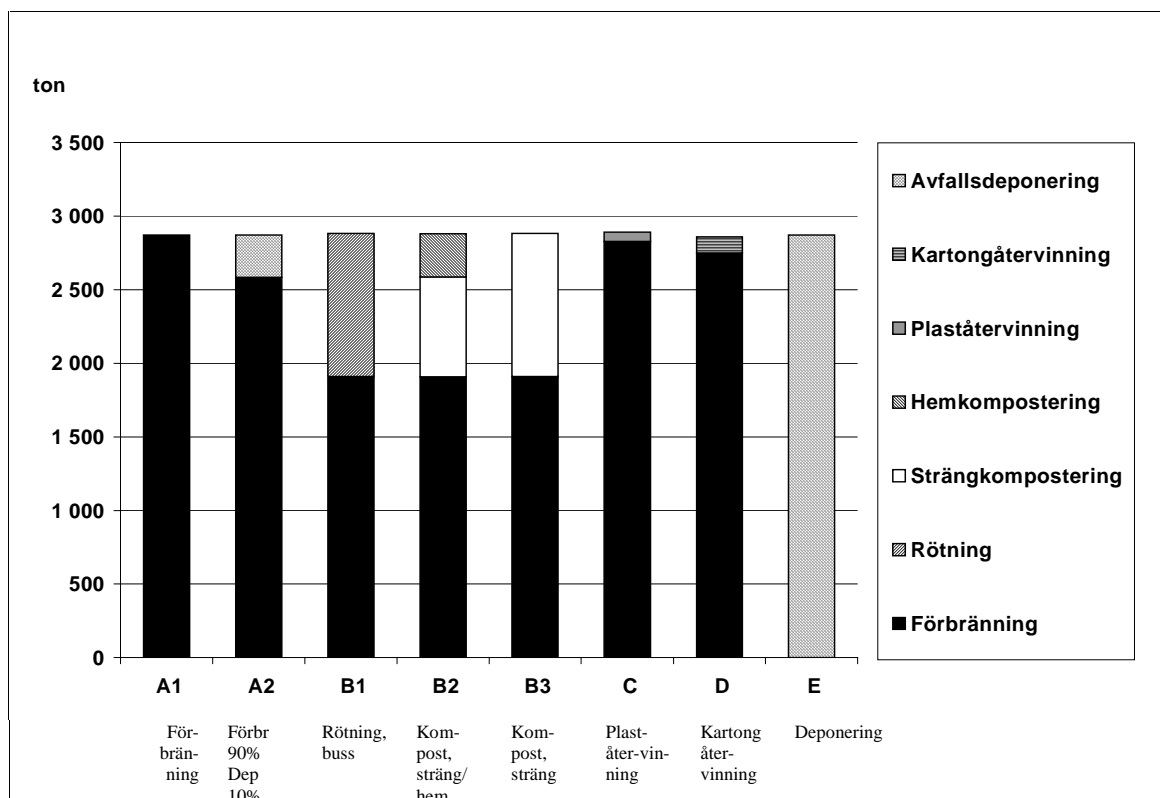
³⁴ Sundqvist m.fl.: ”Systemanalys av energitnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Översiktsrapport”. IVL Rapport 1379.

3. Resultat

3.1 Studier av fraktioner och material

3.1.1 Avfallsflöden i olika scenarier

Principen för olika scenarier som studerats är beskrivna i det föregående i avsnitt 2.6. Fördelningen mellan olika behandlingar visas i tabell 1 och figur 3.1.



Figur 3.1 Fördelning av avfall till olika behandlingar i olika scenarier.

Tabell 3.1. Avfallsflöden i olika scenarier vid studie av olika material och fraktioner.

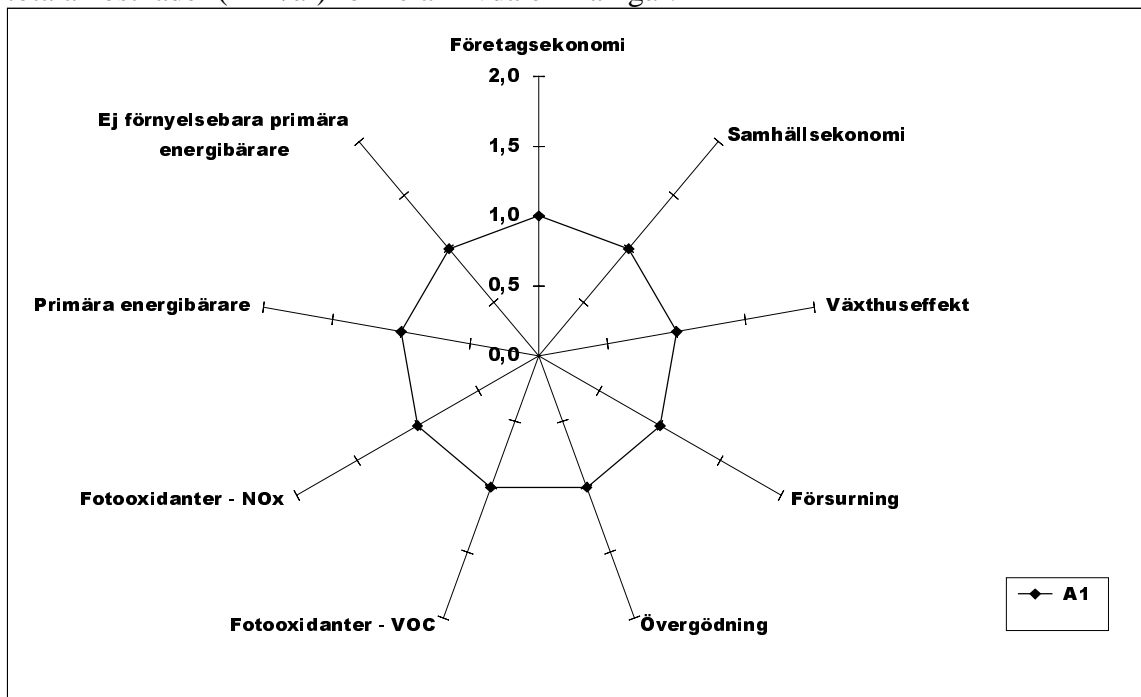
Behandling [ton]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost träng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

3.1.2 Läsanvisning

I det följande redovisas en sammanvägning av resultaten i form av s.k. radardiagram. Diagrammet ska tolkas på följande sätt, se även figur 3.2:

- Alla resultat är ”normaliserade”. Varje studerad resultatparameter har för fallet A1 (så mycket avfall som möjligt förbränns) satts till =1,0. För övriga scenarier anges resultatparametrarna i relation till fall A1. Ett lågt värde är ”bättre” än ett högt.
- I radardiagrammet ges intrycket att alla visade resultatparametrar är av samma betydelse. Så är givetvis inte fallet i verkligheten utan läsaren måste själv bedöma vilka resultatparametrar som är viktiga i sammanhanget.
- Fallet A1 redovisas i diagrammet som en cirkel (egentligen niokant), med radien =1,0. För de andra marginals scenarierna erhålls andra figurer som kan ligga såväl innanför som utanför A1-fallet. De scenarier som ligger helt utanför A1-kurvan är entydigt sämre än A1-fallet (med avseende på de parametrar som vi har studerat). De scenarier som ligger helt innanför A1-kurvan är entydigt bättre än A1-fallet. I de fall kurvorna skär varandra kan inget entydigt sägas; det studerade alternativet till A1 har både fördelar och nackdelar jämfört med fall A1.

I bilaga 3 redovisas dessutom motsvarande resultat i form av stapeldiagram, där den totala energiförbrukningen (TJ/år), totala emissioner av olika kategorier (kg/år) och totala kostnader (Mkr/år) för hela Älvdalen framgår.



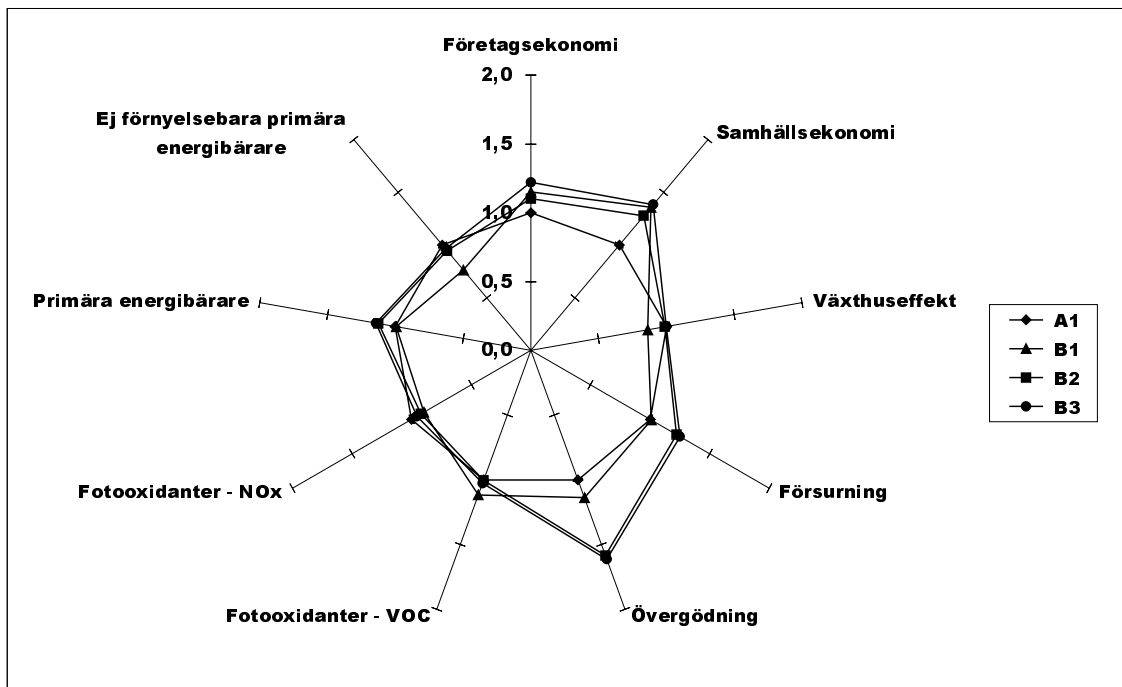
Figur 3.2. Utgångspunkt för sammanställning av effektkategorier. Värdet av varje studerad effektkategori i fallet A1 är satt till =1,0.

3.1.3 Normalfall: bibränsle som ersättningsbränsle och el från kolkondens ("marginale").

I figur 3.3 – 3.5 visas en jämförelse mellan scenariot A1 och scenarierna med olika utsortering och återvinning av fraktionerna lättnedbrytbart organiskt avfall, plastförpackningar respektive kartongförpackningar:

- Diagram 3.3 visar inverkan av utsortering och biologisk behandling (rötning B1 och kompostering B2-B3) av lättnedbrytbart avfall jämfört med förbränning av allt avfall (A1).
- Diagram 3.4 visar inverkan av plaståtervinning (C) jämfört med förbränning av allt avfall (A1).
- Diagram 3.5 visar inverkan av kartongåtervinning (D) jämfört med förbränning av allt avfall (A1).
- Diagram 3.6 visar jämförelse mellan förbränning av allt avfall (A1) och deponering av allt avfall (E).

I bilaga 3 redovisas dessutom motsvarande jämförelser i form av stapeldiagram, där den totala energiförbrukningen (TJ/år), totala emissioner av olika kategorier (kg/år) och totala kostnader (Mkr/år) för hela Älvdalen framgår. I bilaga 3 redovisas även känslighetsanalys då ersättningsbränsle utgörs av fossilt oljebränsle i stället för bibränsle, och då elproduktionen antas ske som svensk normalproduktion i stället för genom kolkondens.



Figur 3.3. Jämförelse mellan förbränning och biologisk behandling. Avfallsflöden till olika behandlingar enligt tabell 3.1:

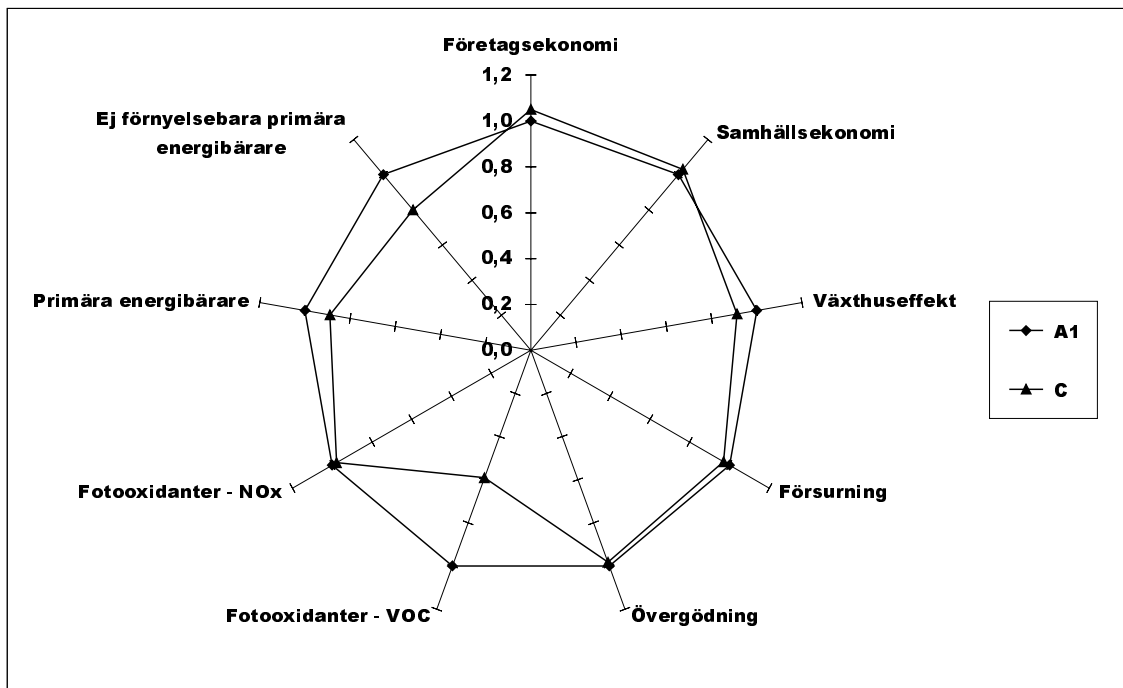
- A1 = **Förbränning** av allt avfall.
- B1 = **Rötning** av lättnedbrytbart organiskt avfall och användning av gasen som bussbränsle, övrigt avfall förbränns. Rötresten läggs på jordbruksmark och förutsätts ersätta motsvarande mängd N- och P-handelsgödsel.
- B2 = **Strängkompostering och hemkompostering** av lättnedbrytbart organiskt avfall, övrigt avfall förbränns. Komposten används enbart som utfyllnad, och antas inte ersätta handelsgödsel.
- B3 = **Strängkompostering** av lättnedbrytbart organiskt avfall, övrigt avfall förbränns. Komposten används enbart som utfyllnad, och antas inte ersätta handelsgödsel.

Av figur 3.3 ser man bl.a. följande:

- **Energi.** Rötning (B1) ger lägre förbrukning av ej förnybara energikällor än förbränning (A1) och kompostering (B2 och B3). Kompostering (B2 och B3) ger den högsta förbrukningen av total energi.
- **Miljö.** Det är svårt att säga något entydigt om miljöpåverkan. För flera, men inte alla, av de studerade miljöpåverkanskategorierna är miljöpåverkan från förbränning mindre än påverkan från biologisk behandling. Rötning (B1) ger något lägre växthusemissioner än förbränningsalternativet (A1). Vad gäller fotooxidantbildning är det ingen större skillnad mellan alternativen. Rötning (B1) och förbränning (A1) ger lägre utsläpp av övergödande och försurande ämnen och av växthusgaser än kompostering (B2 och B3).
- **Ekonomi.** De företagsekonomiska kostnaderna för rötning (B1) och kompostering (B2 och B3) ligger ca 10-20% högre än de för förbränning. Samhällsekonomiskt blir skillnaden ännu större, då B-alternativen är ca 30-40% dyrare. Sträng- och

hemkompostering är något billigare än de de övriga organiska alternativen på grund av lägre transportkostnader.

Som sammanfattande bedömning kan sägas att strängkompostering inte har några tydliga fördelar jämfört med förbränning. Vid jämförelse mellan förbränning och rötning är det svårt att säga något entydigt – miljömässigt och energimässigt finns det både fördelar och nackdelar förknippade med respektive metod. Förbränning ger det samhällsekonomiskt gynnsammaste alternativet.



Figur 3.4. Jämförelse av förbränning och materialåtervinning av plastförpackningar. Avfallsflöden enligt tabell 3.1:

A1 = *förbränning* av allt avfall

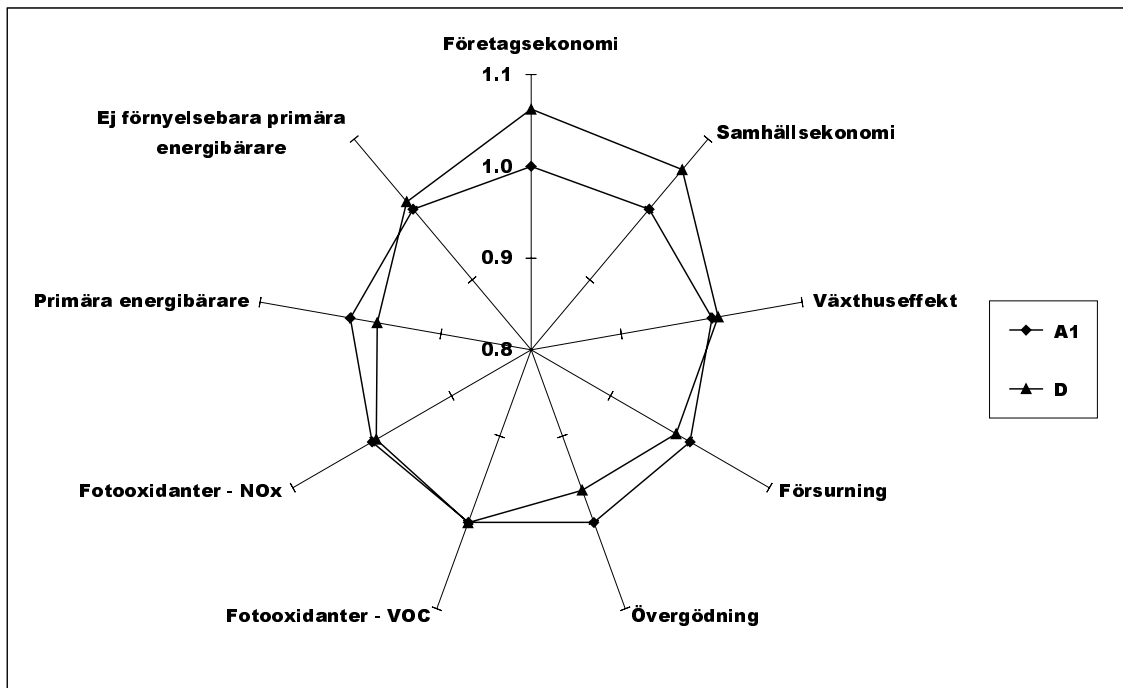
C = *materialåtervinning* av PE-plast från plastförpackningar, övrigt avfall förbränns. Den återvunna PE-plasten förutsätts ersätta 1 kg jungfrulig PE-plast.

Av figur 3.4 framgår följande:

- **Energi.** Materialåtervinning av PE-plast (C) ger klart lägre förbrukning av icke-förnybar energi och total energi än förbränning (A1).
- **Miljö.** Materialåtervinning av PE-plast (C) ger mindre miljöpåverkan i samtliga studerade miljöpåverkanskategorier (utsläpp av växthusgaser, försurande ämnen, övergödande ämnen och av fotooxidanter VOC) än förbränning (A1).
- **Ekonomi.** Materialåtervinning av PE-plast (C) ger en något högre företagsekonomisk och samhällsekonomisk kostnad som förbränning (A1).

Som sammanfattande bedömning kan ges att materialåtervinning av PE-plast (C) i de flesta studerade aspekter är bättre eller likvärdig med förbränning, utom vad gäller ekonomin.

Det bör observeras att beräkningarna bygger på antagandet att 1 kg återvunnen PE-plasten ersätter 1 kg jungfrulig PE-plast, och så är inte fallet med all plast som samlas in för återvinning idag.



Figur 3.5 Jämförelse mellan materialåtervinning och förbränning av kartong. Avfallsflöden enligt tabell 3.1:

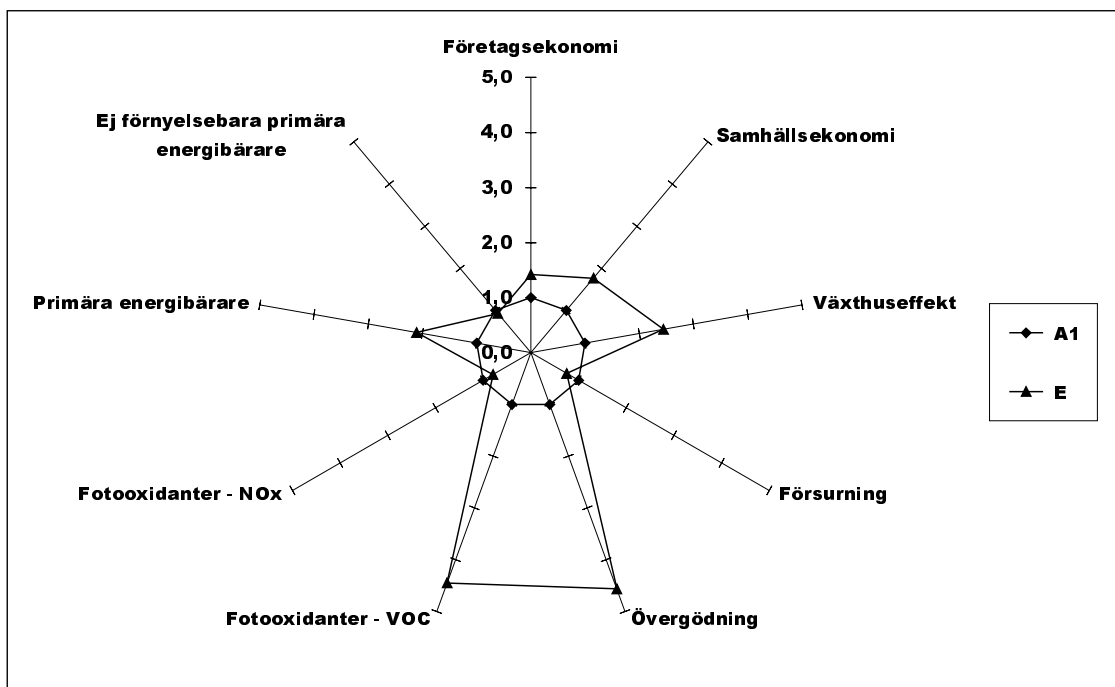
A1 = **Förbränning** av allt avfall

D = **Materialåtervinning** av kartong. 1,15 kg återvunnen kartong antas ersätta 1,0 kg jungfrulig kartong. Övrigt avfall förbränns.

Av figur 3.5 ser man följande:

- **Energi.** Materialåtervinning av kartong (D) ger lägre förbrukning av total energi än förbränning (A1), men något högre förbrukning av ej förnybar energi. (Det bör observeras att ersättningsbränsle för fjärrvärmeproduktion är biobränsle som är förnybar).
- **Miljö.** Materialåtervinning av kartong (D) ger obetydligt högre utsläpp av växthusgaser än förbränning (A1), samt något lägre utsläpp av övriga miljöpåverkanskategorier.
- **Ekonomi.** Förbränning (A1) ger lägre samhällsekonomiska och företagsekonomiska kostnader än materialåtervinning (D).

Sammanfattningsvis kan sägas att kartongåtervinning ger inga klara miljöfördelar eller energifördelar än förbränning, och en högre företagsekonomisk och samhällsekonomisk kostnad.



Figur 3.6. Jämförelse mellan förbränning av allt avfall och deponering av allt avfall. Avfallsflöden enligt tabell 3.1:

A1 = Allt avfall förbränns.

E = Allt avfall deponeras. Ingen utvinning av deponigas, ingen lakvattenrening.

Av figur 3.6 ser man följande:

- **Energi.** Förbränning (A1) ger väsentligt lägre förbrukning av total energi än deponering (E).
- **Miljö.** I samtliga studerade miljöeffekter förutom försurning och fotooxidanter - NO_x ger förbränning (A1) flera gånger lägre utsläpp än deponering (E).
- **Ekonomi.** Förbränning (A1) ger väsentligt lägre företagsekonomiska kostnader och väsentligt lägre samhällsekonomiska kostnader än deponering (E). Detta visar att det är olönsamt att deponera material som kan materialåtervinnas, rötas eller komposteras.

3.1.4 Känslighetsanalys: ersättningsbränsle och elproduktion

Eftersom antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion brukar vara viktiga, har vi gjort känslighetsanalyser där vi studerat följande kombinationer:

Ersättningsbränsle för fjärrvärme	Elproduktion	Anmärkning
Biobränsle	Kolkondens	Normalfall, se 3.1.3
Biobränsle	Svensk medelel	
Olja	Kolkondens	
Olja	Svensk medelel	

Resultaten finns redovisade i bilaga 3 i form av stapeldiagram. Sammanfattningsvis ger de olika antagandena följande resultat.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av det lättnedbrytbara organiska avfallet enligt följande:

- När olja är ersättningsbränsle, i stället för biobränsle, blir biologisk behandling (förutom rötning med utnyttjande av biogasen som fordonsbränsle B1) mer ofördelaktig jämfört med förbränning, d.v.s. fördelarna med att förbränna det lättnedbrytbara organiska avfallet blir något tydligare.
- När elförbrukningen räknas som svensk medelel, i stället som kolkondens, blir biologisk behandling mindre ofördelaktig jämfört med förbränning, men fördelarna med att förbränna det lättnedbrytbara organiska avfallet kvarstår.
- När olja är ersättningsbränsle och el räknas som svensk medelel är biologisk behandling (B1, B2, B3) sämre än förbränning ur samtliga studerade aspekter utom fotooxidanter - NO_x.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av plastförpackningar på följande sätt:

- Då ersättningsbränslet är olja, i stället för biobränsle, blir materialåtervinning inte längre lika klart fördelaktig jämfört med förbränning. Det sker dock ingen förändring i rangordning.
- Då el räknas som medelel, i stället för kolkondens, blir materialåtervinning något mer fördelaktig än tidigare. Detta beror på att plaståtervinningen förbrukar relativt mycket elenergi.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av kartong på följande sätt:

- Då olja är ersättningsbränsle, i stället för biobränsle, blir förbränning fördelaktigare än materialåtervinning i några effektkategorier.
- Då el räknas som medelel, i stället för kolkondens, fås ingen direkt skillnad jämfört med normalfallet.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar slutsatserna om deponering på följande sätt:

- Då olja är ersättningsbränsle, i stället för biobränsle, blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.
- Då el räknas som medel, i stället för kolkondens, blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.

4. Diskussion

4.1 Antaganden som är viktiga för slutresultatet

I studien har vi gjort vissa antaganden som är viktiga för slutresultatet. Flera antaganden är osäkra. Vissa faktorer som kan vara viktiga har vi utelämnat p.g.a. brist på dataunderlag. Exempel på några sådana antaganden och utelämnanden är följande.

4.1.1 Prestanda för tekniska processer

Hela studien baseras på antagandet att de tekniska processerna fungerar på avsett sätt. Erfarenheter har visat att detta inte alltid gäller. Särskilt vid introduktion av ny teknik kan driftstörningar uppkomma under en betydande tid.

4.1.2 Plaståtervinning

Vi har antagit att 1 kg återvunnen plast ersätter 1 kg jungfrulig plast. Den plast som samlas in i dag och ”återvinns” används till stor del som bullerplank, pallklotsar, blomkrukor, m.m, d.v.s. olika funktioner där jungfrulig plast inte ersätts. Av vårt resultat kan man inte dra några slutsatser om denna typ av återvinning. Vårt resultat har endast visat att plaståtervinning är gynnsamt då jungfrulig plast ersätts i samma mängd. Man kan också tolka vårt resultat som att samhället skulle vinna på att det utvecklades plastförpackningar och plaståtervinningsteknik, så att den återvunna plasten får sådan kvalitet att den verkligen ersätter jungfrulig plast.

4.1.3 Kartongåtervinning

Kartongåtervinning är genomgående miljö- och energisparande jämfört med förbränning. Skillnaderna i vår analys är dock ytterst små, och påverkas lätt av olika antaganden. De faktorer som i hög grad påverkar resultatet är (förutom prestanda på kartongprocesserna):

- Hur mycket återvunnet material som behövs för att ersätta 1 kg jungfruligt material.
- Verkningsgrader på avfallsförbränningsanläggning och på förbränningsanläggning där ersättningsenergin produceras.

Det betyder att resultatet kan kastas om vid till exempel en låg förbränningsverkningsgrad vid produktion av ersättningsenergi.

Vidare har ingen åtskillnad gjorts mellan olika kvaliteter på biomassa. Biobränsle till förbränning i fjärrvärmeverk brukar till stor del utgöras av flis som fås från grot och hyggesrester. Ved till kartongbruk är prima vara i form av massaved. Då kartong sorteras ut för materialåtervinning sparas då prima massaved, medan behovet av biobränsle av lägre kvalitet (i normalfallet) ökar. Denna skillnad har vi inte tagit hänsyn.

En annan liknande fråga är vad som sker med ”sparad” skog. Tillväxten i den svenska skogen uppges vara större än avverkningen. En sparad nettoavverkning ger i så fall en

ökad nettotillväxt. Sparat biobränsle skulle kunna eldas någon annan stans om det råder brist på flis och då kanske ersätta fossila bränslen. Om det inte råder brist på eldningsflis (biobränsle) skulle motsvarande ved i stället förruttna i skogen. Om massaveden inte används till kartongproduktion kan den antingen användas för ökat uttag av biobränsle för fjärrvärmeproduktion eller leda till ökad tillväxt av skogen (med risk att mängden skog som förruttnar i skogen också ökar). En fråga är således om det är kartongproduktionen som är konstant eller om det är den totala avverkningen.

4.1.4 Rötrest

Vi har antagit att rötresten från rötning (dock ej komposten från kompostering) kan spridas på jordbruksmark. Vi har också antagit att rötresten ersätter handelsgödsel (N- och P-gödsel). Det kan finnas två invändningar mot dessa antaganden:

- Tungmetaller kan begränsa användningen. De data vi har på avfallet antyder att tungmetallhalterna i rötrest/kompost ligger under de riktlinjer som finns. Däremot finns risk för olika felsorteringar som vi inte tagit hänsyn till i modellen och som gör att det finns risk att åtminstone enstaka partier kan ha för höga halter och inte får spridas.
- Vi har förutsatt att det finns intresse hos jordbrukarna för att ta emot rötrest. Vi har tagit hänsyn till att all åkermark inte är tillgänglig för spridning. Om jordbrukarnas intresse för rötresten är sämre än vad som antagits kan det vara svårt att finna avsättning för rötrest.

4.1.5 Reaktorkompostering

När vi modellerat kompostering har vi antagit en öppen strängkompost. Vid denna erhålls olika emissioner till luft, bl.a. av ammoniak som bidrar till både övergödning och försurning. Det finns olika processer för sluten reaktorkompostering, där komposteringen genomförs i en särskild reaktor där man har möjlighet att samla upp avluften från komposten och rena den. Konsekvenserna av reaktorkompostering jämfört med strängkompostering är bl.a. att

- Energiförbrukningen ökar något.
- Emissionerna av försurande gaser och eutrofierande ämnen minskar.
- De företagsekonomiska kostnaderna ökar, förutsatt att man betraktar samma anläggningsstorlekar. Drift i större skala kan ge ekonomiska fördelar så att kostnaderna blir lägre.

4.1.6 Uppgifter om avfallens mängd och sammansättning

Överlag råder bristande kunskaper om mängd och sammansättning på olika avfall. Vi har på många ställen använt generella uppgifter om sammansättningen på olika avfall eller utgått från uppgifter publicerade i litteraturen för helt andra kommuner. En stor del av det industriella avfallets mängd är t.ex. beräknad enligt en generell ”avfallsmanual”

som Naturvårdsverket publicerat³⁵ beroende på bristande kunskaper i kommunen om det verkliga avfallens mängd och sammansättning. De verkliga avfallsmängderna för enskilda avfallsslag kan i verkligheten avvika väsentligt från de mängder vi utgått ifrån. Vi bedömer dock att ändrade avfallsmängder inte påverkar de slutsatser som vi drar av resultatet, däremot kan den verkliga storleken på energiförbrukning, miljöpåverkan och kostnader skilja i proportion till avvikelserna. I allmänhet innebär det att alla scenarier påverkas lika, och skillnaderna mellan olika scenarier påverkas mindre. Om avfallsfraktionerna är mer förorenade än vad vi antagit kan det påverka användbarheten av t.ex. rötrest. Vi har antagit det gynnsammaste fallet att rötresten alltid kan avsättas i jordbruket. Ett mer förorenat avfall kan därför leda till att rötrest inte kan användas på åkrarna vilket gör att alternativet med rötning blir sämre.

4.1.7 Tungmetaller

I studien har medtagits emissioner av tungmetaller från avfallsförbränningen och från deponering av slagg och flygaska från avfallsförbränningen. De studerade avfallsförbränningsanläggningarna är väl dokumenterade vad gäller materialbalanser av tungmetaller. Motsvarande uppgift vid förbränning av kol och biobränslen finns inte lätt tillgängliga och har därför utelämnats i denna studie. Några uppskattningar har dock gjorts utanför själva ORWARE-studien.

- Data för utlakning av tungmetaller från avfallsförbränningsaskor, kolaskor och biobränsleaskor finns redovisade i en LCA-studie³⁶. Utifrån data redovisade där, kan man beräkna att utlakningen av tungmetaller från aska per producerad värmemängd är lägre från biobränsle och kol än från avfall. För biobränsleaska är utlakningen per producerad värmemängd ca 10 % av utlakningen från avfallsaska, för kolaska är utlakningen ca 20 % av utlakningen från avfallsaska (varierar för olika metaller).
- Tungmetallemissioner till luft från biobränsle och koleldning har försumrats i brist på användbara data. Tungmetallemissioner till luft antas ske genom stoftemissioner (gäller ej kvicksilver). Som en första preliminär approximation antas det utsläppta stoftet ha samma sammansättning som askan. Under denna förutsättning är emissionerna av tungmetaller till luft, per producerad värmemängd, betydligt lägre från kol och biobränsle än från avfall, ca 0,001-0,01 gånger så låga.
- Vid jämförelse mellan utsläpp till luft vid förbränningen och utsläpp från deponering av aska³⁷ är för såväl biobränsle och kol som för avfall emissionerna till luft övervägande. Det är alltså viktigare att ta med luftemissionerna från förbränningen än emissionerna från deponeringen av askan.
- Handelsgödsel brukar innehålla kadmium och andra tungmetaller. Vi har inte tagit hänsyn till detta då handelsgödsel sprids på åkern. Detta medför att vi övervärderar tungmetalltillskottet från rötrest eller kompost.

³⁵ Berg, P.E.O., (1992), Manual för beräkning av avfallsmängder, Avfallsgruppen, Institutionen för VA-teknik, Chalmers Tekniska Högskola, Naturvårdsverket rapport 4081.

³⁶ Sundqvist, J-O. Life Cycle Assessments and Solid waste – guidelines for waste treatment and disposal in LCA, AFR Report 279.

³⁷ Emissionerna från deponin är då beräknade som den mängd som lakas ut under "överblickbar tid" vilket för askdeponin motsvarar 100-200 år.

- Vid spridning på åkermark har vi inte tagit hänsyn till några långtidseffekter. Vid återkommande givor kan det ske en ackumulering av tungmetaller.
- Vi har inte kunnat ställa upp några materialbalanser för tungmetaller för återvinningsprocesserna. Vi har antagit att de tungmetaller som finns i inkommande råvaror överförs till det återvunna materialet. I verkligheten torde åtminstone en del av tungmetallerna emitteras till luft eller vatten från återvinningsprocesserna.

4.1.8 Miljöekonomisk viktning

En viktning/värdering av miljöeffekter i en LCA bygger på en impact pathway-bedömning:

- 1) från en platsspecifik emission bedöms de troligaste spridningsvägarna, för att få reda på var emissioner hamnar,
- 2) därifrån kan man göra en bedömning av den specifika effekt som emissionerna får på miljö, hälsa och samhälle i övrigt,
- 3) utifrån denna effekt kan en värdering/viktning av de olika effekterna göras.

Detta är det teoretiska tillvägagångssättet. I praktiken finns det problem behäftade med alla dessa steg. För det första är platsspecifika spridningsdata väldigt komplext och resurskrävande att ta reda på. Därför använder man ofta generella data från andra studier istället för platsspecifika data eller, som i denna studie, antas att alla emissioner når recipienten.

Vad gäller den andra punkten är det även här väldigt svårt att kartlägga exakt vad för effekt som en emission har i varje specifikt fall, till exempel vad gäller effekter på humanhälsa. Även här används ofta generella data från andra studier.

Själva viktningen kan göras på flera sätt. Vi har i denna studie valt att presentera en ekonomisk viktning av miljöeffekter. Det innebär att man med olika ekonomiska metoder försöker värdera vilken kostnad (eller intäkt) samhället upplever av en emission. Denna värdering kan ske genom ett flertal olika metoder, till exempel Contingent Valuation, Hedonic Pricing, Conjoint Analysis, Travel Cost³⁸. Dessa metoder har alla fördelar och nackdelar, och för att göra saken än mer komplicerad mäter de till viss del olika värden. För att kunna användas i en LCA-studie krävs en värdering som uttrycker kostnaden per enhet av en viss emission, det vill säga en dos-respons-värdering, tex kr/kg. Det säger sig självt att det krävs en lång rad antaganden för att kunna komma fram till ett sådant värde. Det finns för närvarande inga heltäckande studier på detta område som kan användas i LCA-sammanhang, varför ett kvalitativt urval av olika studier brukar användas. Detta leder till att olika emissioner kan ha värderats på olika sätt, vilket givetvis kan påverka sammanvägningen. Det bör påpekas att olika studier också kommer fram till olika värderingar, beroende på antaganden, använd värderingsmetod, osv. Dessa värderingar kan skilja sig väldigt

³⁸ för en närmare beskrivning av ekonomiska värderingsmetoder och miljöekonomi i allmänhet, se boken Miljöekonomi, Brännlund, R., Kriström, B., 1998, Studentlitteratur, Lund.

mycket åt, där i extremfall en studie kan komma fram till ett värde som är flera tusen gånger större än en annan studies värdering. Vilken värdering man väljer för sin viktning/värdering av emissioner får således stor effekt på resultatet.

En slutsats som kan dras av ovanstående är att en viktning/värdering av olika emissioner är behäftad med väldigt stora osäkerheter i flera led, och att det miljöekonomiska resultatet (som ingår i det samhällsekonomiska resultatet) bör tolkas med försiktighet.

4.1.9 Toxicitet

Vid miljöpåverkansbedömningen har vi inte tagit med toxicitet (humantoxicitet och ekotoxicitet) som resultatparametrar, beroende på att det inte finns några tillförlitliga metoder att väga ihop olika toxiska emissioner, se avsnitt 2.5 i det föregående. Däremot har vi beräknat de flesta flöden av de toxiska emissioner från avfallsbehandling, t.ex. av tungmetaller, dioxiner, PAH, PCB, m.m.. Dessa finns redovisade i LCI-redovisningen, se bilaga 2. Tungmetaller från avfallet finns redovisade i bilaga 3.

Det bör i detta sammanhang påpekas att toxiska emissioner är förhållandevis väl utredda från avfallsförbränning och i viss mån från avfallsdeponering. Däremot finns det betydligt sämre data från t.ex. förbränning av biobränsle och kol.

4.1.10 Hushållens hantering av källsorterat avfall

Vi har i vår studie inte tagit med hushållens hantering av avfallet. I samhällsvetenskapliga systemanalyser av avfallshantering har ibland hushållens arbete diskuterats. Ökad källsortering kräver mer tid för folk för att hantera sitt avfall – det går åt tid för att sortera avfallet och för att forsla det sorterade avfallet till återvinningsgårdar eller återvinningsstationer. Samtidigt kan förmodas att en del av hushållen använder bilen för att transportera det källsorterade avfallet (där enda skälet till resan är att transportera avfallet). Den energiförbrukning och miljöpåverkan som dessa transporter leder till måste vägas in i systemanalyserna. Vidare fordras utrymme för källsorteringen, i synnerhet för att kunna samla upp flera fraktioner samtidigt. Det saknas än så länge säkra uppskattningar hur stor tid hushållen lägger ned på källsorteringen och hur mycket mertransporter med bil som källsorteringen leder till.

Följande räkneexempel från Uppsalastudien kan användas för att illustrera hur hushållens hantering kan påverka resultatet.

- Räkneexempel 1: Hushållens transporter: Antag att 20 % av hushållen använder bilen för transporter av källsorterat avfall en gång i veckan (50 gånger per år), och då kör en sträcka av 500 meter (=0,05 mil) extra för att bli av med det sorterade avfallet. Bilen antas förbruka 0,8 liter/mil bensin. I Uppsala finns 84 500 hushåll, d.v.s 16 900 hushåll antas använda bilen på detta sätt. Den totala körsträckan för hela Uppsala blir då $16\,900 \cdot 0,05 \cdot 50 = 42\,250$ mil per år. Bensin har ett energiinnehåll på ungefär 33,5 MJ/liter. Källsorteringen åstadkommer då en bensinförbrukning på 33 800 liter per år, vilket motsvarar ca 1 100 000 MJ/år eller 1,1 TJ per år. Omräknat till primära energibärare blir det något högre. Den energibesparing som erhålls genom återvinning av plast eller kartong är betydligt större, 36 respektive 4 TJ/år. Om det gjorda antagandet om hushållens transporter stämmer, så är hushållens transporter av sådan omfattning att det inte nämnvärt påverkar resultatet för plaståtervinning och de slutsatser vi dragit tidigare. Däremot kan transportererna påverka slutsatserna för kartongåtervinning.
- Räkneexempel 2: Utrymme för källsortering: För att samla upp flera fraktioner går det åt mer bostadsutrymme. Alla hushåll har en boendekostnad. För många typer av boende är denna av storleksordningen 1000 kr per m² och år, t.ex. en trerumslägenhet om 70 m² som kostar 5830 kr/månad. För källsorteringen antas det gå åt ett extra utrymme på 0,1 m² per källsorterad fraktion i bostaden. Kostnaden för detta utrymme är då 100 kr per år per hushåll och per källsorterad fraktion. I Uppsala med 84 500 hushåll motsvarar det ca 8,5 Mkr/år för varje källsorterad fraktion. Detta är stort jämfört med det samhällsekonomiska resultatet som redovisats för Uppsala. Förbränningsalternativet ger en total samhällsekonomisk kostnad på ca 79,5 Mkr/år för Uppsala. Plaståtervinning och kartongåtervinning ger en samhällsekonomisk kostnad som är 0,5 – 1 Mkr/år högre än förbränning, med de förutsättningar som vi räknat. Tar man hänsyn till det bostadsutrymme som krävs för källsortering ökar kostnaden för plaståtervinning och kartongåtervinning med vardera ca 8 Mkr.
- Räkneexempel 3: Tid för källsortering – minimi-alternativ: Den tid som går åt för källsortering kan diskuteras. En snål uppskattning av tiden kan ge följande resultat. Själva sorteringsarbetet ger försumbart merarbete (att lägga ned avfallet i flera kassar i stället för endast en kasse). Det går åt lika mycket tid för att slänga en kartongbit i en särskild kasse för kartongförpackningar som att slänga den i soppåsen med blandat avfall som går till förbränning. Det är samma totala avfallsvolym som hanteras så det går inte åt mer kassar. Däremot tar det tid att forsla det sorterade avfallet till återvinningsstationen eller annat uppsamlingsutrymme. Vi delar här upp resonemanget i lättnedbrytbart organiskt avfall som samlas upp vid fastigheten, samt plastförpackningar och kartongförpackningar som samlas upp vid särskilda återvinningsstationer som kan ligga några hundra meter från hemmet:
 - Det lättnedbrytbara organiska avfallet samlas upp vid fastigheten bredvid det vanliga, "blandade" avfallet som går till förbränning. Det lättnedbrytbara organiska avfallet bör läggas i avfallskärlet ofta för att undvika luktproblem inne, detta oavsett om man källsorterar eller inte. Om man källsorterar lättnedbrytbart organiskt avfall får man gå ut med detta ofta, kanske fem gånger per vecka, medan övriga restavfallet (som går till förbränning) kan läggas mer sällan. Om man inte har källsortering så läggs det lättnedbrytbara organiska avfallet i det övriga blandade avfallet. Man får gå ut med detta blandade avfall ofta, också kanske fem gånger i veckan. Den tid som går åt för det lättnedbrytbara organiska avfallet är då för varje tillfälle ganska liten, och kan försummas. Detta gäller inte om det lättnedbrytbara organiska avfallet samlas upp längre bort än vad det blandade avfallet skulle ha samlats upp om man inte haft källsortering.
 - Tidåtgången för att forsla plastförpackningar och kartongförpackningar omfattar dels tiden för att ta sig till återvinningsstationen, dels själva tömningen. Antag att för varje hushåll tar den direkta tömningen av varje fraktion 1 minut per vecka, samt att det tar 4 minuter att ta sig till och från återvinningsstationen. Dessa 4 minuter ska då delas på fyra eller fem fraktioner (i de scenarier som vi undersöks källsorteras alltid tidningar, glas och metall, medan vi varierar plast- och kartonginsamling). Vi antar därför att den totala tidsåtgången är 2 minuter per fraktion per vecka per hushåll. Varje hushåll lägger då ned 1 timme och 20 minuter per år för

vardera av fraktionerna plastförpackningar och kartongförpackningar. Med dessa förutsättningar kommer plaståtervinning eller kartongåtervinning att vardera kräva en tidsinsats på ca 140 000 timmar från hushållen i hela Uppsala. Med en värdering av tiden till 60 kr per timme³⁹ motsvarar det en total kostnad på ca 8,5 Mkr per år för varje fraktion. Det innebär en markant ökning av de samhällsekonomiska kostnaderna för plaståtervinning och kartongåtervinning, se räkneexempel 2 ovan.

- Räkneexempel 4: Tid för källsortering – maximi-alternativ: I en nyligen framlagt utredning⁴⁰ har hushållens tid uppskattas till en halv timme per vecka. Om vi antar att tiden delas lika mellan fem fraktioner blir tidåtgången för hela Uppsala ca 420 000 timmar per år per fraktion. Med en värdering av tiden till 60 kr/timme motsvarar det en kostnad på ca 25 Mkr/år per källsorterad fraktion.

Vi vill inte av ovanstående räkneexempel dra alltför långtgående slutsatser. Exemplet grundar sig på data som kan diskuteras. Vi bedömer att med stor sannolikhet spelar hushållens transporter liten roll för total energiförbrukning och miljöpåverkan. Om man däremot värderar den tid som hushållen lägger ned på källsortering så kan denna påverka den samhällsekonomiska kalkylen märkbart, även då erforderlig tid för källsortering uppskattas vara mycket låg (i den samhällsekonomiska kalkylen har då hänsyn tagits till de miljövinster som erhålls genom rötning eller återvinning). Sättet att värdera hushållens tid är kontroversiellt.

4.2. Kommentarer kring några vanliga frågeställningar

- **Är ett ökat energiutnyttjande från avfall positivt?** Resultaten visar tydligt att ett ökat energiutnyttjande från avfall är positivt med hänsyn till miljö och ekonomi. Ökat energiutnyttjande fås främst genom att minska deponering av avfall som kan materialåtervinnas, förbrännas, rötas eller komposteras. Ett ökat energiutnyttjande ger många fördelar. Däremot är det inte entydigt hur man bäst utnyttjar energin i avfallet: genom förbränning, rötning, kompostering eller materialåtervinning, se vidare nedan.
- **När är det motiverat att deponera obehandlat avfall?** Den tydligaste slutsatsen är att deponering av avfall som kan förbrännas, rötas, komposteras eller materialåtervinnas ska undvikas. Då deponering jämförs med materialåtervinning (plast, kartong), rötning, kompostering och förbränning ger deponering den högsta samhällsekonomiska kostnaden. Deponering ger dåligt utnyttjande av den energi som finns i avfallet, även när man tar vara på den gas som bildas i deponin. Deponering ger många negativa miljöeffekter – den tydligaste är läckande metangas som ger bidrag till växthuseffekten. Det bör dock påpekas att det finns andra avfall förutom de som vi studerat, för vilka deponering kan vara motiverat. För exempelvis både organiska och oorganiska avfall med höga halter av tungmetaller kan deponering ha vissa fördelar, eftersom man då undviker att sprida tungmetaller i

³⁹ Marian Radetszky, Återvinning utan vinning, Finansdepartement Ds 1999: 66

⁴⁰ Samma referens som föregående

samhället eller i miljön (deponering ger i allmänhet lägre emissioner av tungmetaller än andra metoder då man utnyttjar avfallet som råvara).

- **Lättnedbrytbart organiskt avfall: rötning, kompostering eller förbränning?** Skillnaderna mellan rötning, kompostering och förbränning är i de flesta fall små och inte entydiga åt något håll. Det är därför svårt att dra en generell slutsats om vilket som är bäst.
 - **Rötning eller kompostering?** Rötning har några fördelar framför kompostering. Kompostering och rötning ger ungefär samma samhällsekonomiska kostnad och företagsekonomiska kostnad. Rötning ger lägre energiförbrukning, både av totala energiråvaror och av icke-förnybara energiråvaror. Rötning ger mindre emissioner av växthusgaser, försurande ämnen och övergödande ämnen, men mer emissioner av fotooxidantbildande ämnen.
 - **Rötning eller förbränning?** Skillnaderna mellan rötning och förbränning är i allmänhet små och inte entydiga – det är svårt att dra en generell slutsats vilket som är bäst. Rötning ger en högre samhällsekonomisk kostnad och en något högre företagsekonomisk kostnad än förbränning. Energiförbrukningen beror på hur gasen används: då biogas från rötning används som drivmedel för bussar eller personbilar blir den totala energiförbrukningen något högre för rötning än för förbränning; då gasen används för framställning av värme och el blir den totala energiförbrukning något lägre för rötning än för förbränning. Rötning ger högre emissioner av försurande ämnen och övergödande ämnen; NO_x-emissionerna är beroende av hur gasen används, se nästa punkt.

Anmärkning: Det bör påpekas att samtliga slutsatser för lättnedbrytbart organiskt avfall grundar sig på antagandet att all rötrest får avsättning i jordbruket och då ersätter handelsgödsel.
- **Plastförpackningar: materialåtervinning eller förbränning?** Skillnaderna mellan materialåtervinning och förbränning av plastförpackningar är små. Enligt de energiparametrar och miljöparametrar som vi studerat är plaståtervinning gynnsammare än förbränning, under förutsättning att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast. Materialåtervinning ger dock en högre företagsekonomisk kostnad än förbränning, vilket sammanslaget med miljökostnaderna ger en obetydligt högre samhällsekonomisk kostnad.

Anmärkning: Det bör påpekas att dessa resultat grundar sig på antagandet att 1 kg återvunnen plast ersätter 1 kg jungfrulig plast. I den plaståtervinning som förekommer idag är det bara en liten del av den återvunna plasten som ersätter jungfrulig plast (tillverkad av olja eller naturgas) – i stället används den återvunna plasten till bullerplank, pallklotsar och liknande där den återvunna plasten i princip ersätter trä.
- **Kartong: materialåtervinning eller förbränning?** Skillnaderna mellan materialåtervinning och förbränning av kartongförpackningar är inte entydiga, och det är svårt att dra en generell slutsats vilket som är fördelaktigast. De samhällsekonomiska kostnaderna och företagsekonomiska kostnaderna är obetydligt högre för återvinning än för förbränning, men återvinning ger något lägre utsläpp av fotoxidanter, övergödande ämnen och försurande ämnen, samt en lägre total energiförbrukning.
- **Är det motiverat att bala och lagra brännbart avfall över sommaren?** Under den tid på sommaren då förbränningsanläggningen står avställd för planerat underhåll och för att värmebehovet är lågt, är det bättre att bala och lagra avfall än att deponera avfallet. Balning och lagring ger lägre samhällsekonomisk och

företagsekonomisk kostnad, lägre total energiförbrukning och mindre miljöpåverkan än deponering.

- **Hur långt kan man transportera avfall?** Transporterna är av liten betydelse energimässigt och miljömässigt, jämfört med energiförbrukning och miljöpåverkan från övriga processer i systemet. Ekonomin påverkas mer än energi och miljö. I transportledet står insamlingen av avfall eller av källsorterade fraktioner för den största energiförbrukningen och största miljöpåverkan. När avfallet väl är insamlat så spelar de vidare transporterna mycket liten roll. Detta gäller avfall både i glesbygd och storstad.
- **Hur påverkar hushållens arbete och transporter?** Vi har i studien inte räknat in transporter av avfall som görs av hushållen, eller den tid och andra resurser som hushållen lägger ned på källsortering. Hushållens transporter bedöms preliminärt inte spela någon roll. Om man prissätter den tid som hushållen lägger ned på källsortering, inkl. tid för att forsla avfallet till återvinningsstationer, så kan detta vara av betydelse i den samhällsekonomiska kalkylen, även om tidsuppskattningen görs konservativt. Om man sätter ett pris på det bostadsutrymme som hushållen måste utnyttja kan detta påverka den samhällsekonomiska kalkylen. Om man på detta sätt sätter pris på tid och utrymme, så får källsorteringsalternativen (materialåtervinning, rötning och kompostering) en högre samhällsekonomisk kostnad än förbränning (där man inte källsorterar).

5. Slutsatser

Studien visar att minskad deponering till förmån för ett ökat utnyttjande av energi och material i avfall är positivt från såväl miljömässig och energimässig synpunkt som samhällsekonomisk synpunkt. Detta beror framför allt på att valet av behandlingsmetod har en påverkan utanför avfallssystemet på framställning av fjärrvärme, elektricitet, fordonsbränsle, plast, kartong och gödselmedel. Denna slutsats innebär att deponering av energiinnehållande avfall ska undvikas i största möjliga utsträckning, p.g.a. det låga energi- och materialutnyttjandet och den miljöpåverkan som erhålls vid deponering.

Förbränning bör utgöra en bas för Älvdalens avfallssystem, även om avfallet måste transporteras till en annan region – i synnerhet gäller detta avfall som annars skulle deponeras. Då avfallet väl är insamlat har även längre regionala transporter liten betydelse, under förutsättning att transportererna genomförs på ett effektivt sätt.

Vid jämförelse mellan materialåtervinning och förbränning, samt mellan biologisk behandling och förbränning, har inga entydiga slutsatser kunnat dras vad gäller miljöpåverkan. Det finns fördelar och nackdelar med alla metoder.

- Materialåtervinning av plast är samhällsekonomiskt jämförbar med förbränning och ger mindre miljöpåverkan och lägre energiförbrukning – detta under förutsättning att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.
- Materialåtervinning av kartong är samhällsekonomiskt och energimässigt jämförbar med förbränning, men har både miljömässiga fördelar och miljömässiga nackdelar.
- Rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall ger en högre samhällsekonomisk kostnad än förbränning och har både fördelar och nackdelar vad gäller miljöpåverkan.
- Kompostering av lättnedbrytbart organiskt avfall är samhällsekonomiskt jämförbar med rötning, men ger högre energiförbrukning och större miljöpåverkan.

Bilaga 1. Indata i studien

Denna bilaga presenterar de indata som använts i studien. Syftet med presentationen är att alla data som använts i modellen skall antingen finnas dokumenterad här eller referenser till andra källor anges.

Bilagan är uppdelad på tre delar, där del A innehåller en generell modellbeskrivning (som är återanvändbar för simuleringar av olika kommuners/regioners avfallshanteringssystem) och del B och C innehåller platsspecifika indata och antaganden för studier av olika fraktioner och material, respektive för studier av ändrad avfallshantering:

- Del A, modellbeskrivningen, innehåller gemensam och generell information. Indata till ORWARE-modellen är mycket detaljerad och den största delen av indata finns publicerad i ett antal publikationer tidigare. För de tidigare publicerade delmodellerna ges en kortare modellbeskrivning samt noggranna referenser till tidigare publicerat material. För nya delmodeller som inte publicerats tidigare finns en mer detaljerade beskrivningar. För delmodeller som uppdaterats eller ändrats från tidigare publikationer presenteras de ändringar som gjorts i samband med denna studie.
- Del B innehåller de platsspecifika indata och antaganden som använts i studierna av olika fraktioner och material för Älvdalen, i den mån dessa skiljer sig från den generella modellbeskrivningen i del A.

Dokumentationen för varje del är indelade i följande kapitel;

- Avfall (beskrivning av de studerade avfallsfraktionerna)
- Delmodeller i avfallshanteringssystemet (inklusive ekonomisk delmodell)
- Delmodeller för processer i det externa systemet (inklusive ekonomisk delmodell)
- Karaktäriseringsfaktorer (enbart i del A)
- Referenser

Innehållsförteckning Bilaga 1

BILAGA 1. INDATA I STUDIEN	1
INNEHÅLLSFÖRTECKNING BILAGA 1	2
A MODELLBESKRIVNING	5
A.1 AVFALL	5
A.1.1 Fraktioner/sammansättning	5
A.1.2 Mängder	9
A.2 DELMODELLER	10
A.2.1 Flödesmodeller	10
A.2.1.1 Insamling	10
A.2.1.2 Transporter	11
A.2.1.3 Förbränning	14
A.2.1.4 Deponering	17
A.2.1.5 Rötning	20
A.2.1.6 Kompostering	21
A.2.1.7 Avloppsreningsverk	23
A.2.1.8 Spridning av rötrest och kompost på åkermark	23
A.2.1.9 Gasanvändning	26
A.2.1.10 Plaståtervinning	27
A.2.1.11 Kartongåtervinning	30
A.2.2 Ekonomimodellen	32
A.3 DELMODELLER FÖR PROCESSER I DET EXTERNA SYSTEMET	41
A.3.1 Flödesmodeller	42
A.3.1.1 Elektricitet	42
A.3.1.2 Fjärrvärme	45
A.3.1.3 Drivmedel	47
A.3.1.4 Näringsämnen	49
A.3.1.5 Plastgranuler	50
A.3.1.6 Kartong	52
A.3.2 Ekonomimodellen	54
A.4 VIKTNINGSFAKTORER	55
A.4.1 Karaktäriseringsfaktorer	55
A.4.2 Ekonomiska viktningmetoder	56
A.5 REFERENSER	57
A.6 BERÄKNINGAR FÖRBRÄNNING, HÖGDALENMODELLEN	61
B SPECIFIKA DATA FÖR ÄLVDALEN	64
B.1 AVFALL	64
B.1.1 FRAKTIONER/SAMMANSÄTTNING	64
B.1.2 AVFALLSMÄNGDER	64
B.2 DELMODELLER	64
B.2.1.1 Insamling	64
B.2.1.2 Transporter	66
B.2.1.3 Förbränning	66
B.2.1.4 Deponering	67
B.2.1.5 Rötning	67

B.2.1.6	Kompostering	67
B.2.1.7	Avloppsreningsverk	67
B.2.1.8	Spridning på åkermark	67
B.2.1.9	Gasanvändning	68
B.2.1.10	Plaståtervinning	68
B.2.1.11	Kartongåtervinning	68
B.2.2	EKONOMIMODELLEN	68
B.3	EXTERNA DELMODELLER	68
B.3.1	FLÖDESMODELLER	68
B.3.1.1	Fjärrvärme	68
B.3.1.2	Elproduktion	68
B.3.1.3	Drivmedel	69
B.3.1.4	Näringsämnen	69
B.3.1.5	Plastgranuler	69
B.3.1.6	Kartong	69
B.3.2	EKONOMIMODELLEN	69
B.4	REFERENSER	69

A Modellbeskrivning

A.1 Avfall

ORWARE är uppbyggd av olika delmodeller som simulerar olika behandlingsmetoder för olika typer av avfall och avloppsvatten. De avfallstyper som kan behandlas i ORWARE är olika avfall från hushåll och verksamheter som kan behandlas genom förbränning, rötning, kompostering, materialåtervinning (plast, kartong) eller deponering. Hit räknas ej olika typer av specialavfall som t.ex. gruvavfall, farligt avfall och riskavfall. Det avfall som avfallssystemet genererar (aska, slagg, slam) leds i modellen till olika behandlingar.

A.1.1 Fraktioner/sammansättning

Modellen hanterar flera olika avfallsfraktioner. För närvarande arbetar modellen med totalt tolv olika fraktioner hushållsavfall, vilka kan separeras från varandra eller sambehandlas. Uppdelningen i dessa tolv fraktioner har gjorts för att det finns tillförlitliga data om elementarsammansättning, m.m. för just dessa fraktioner. Detta innebär dock vissa problem vid fallspecifika studier, eftersom kommunernas statistik sällan är lika detaljerad.

De tolv fraktionerna är lättnedbrytbart organiskt avfall, ej brännbart restavfall, brännbart restavfall, kartong, blöjor, gummi, torrt papper, laminat, glas, metall och blandplast. Analyser på olika fraktioner av hushållsavfall finns redovisade i följande referenser:

- 1 Berg et al, 1998
- 2 Fellers et al, 1996
- 3 Nordesjö och Sundqvist, 1988
- 4 SKAFAB, 1993
- 5 SIS, 1994
- 6 Sjöström, 1993
- 7 Sundqvist et al, 1991
- 8 Sundqvist et al, 1997
- 9 Sonesson et al, 1996

I tabell A1 redovisas den sammansättning som används för olika fraktioner av hushållsavfall. Sammansättningen är beräknad som ett vägt medelvärde av de ovan listade referenser som anges i tabellhuvudet för respektive fraktion. För fraktionen brännbart restavfall har analysdata saknats. Sammansättningen bygger därför på analysdata för olika träfraktioner.

De analysdata som används för olika fraktioner av verksamhetsavfall är hämtade från följande referenser;

10 Sonesson et al, 1996

11 Steineck et al, 1999

Tabell A3 deklarerar ”globala” värmevärden för bensin och diesel (EcoBalance) och metan (Wester 1993) som används på olika ställen i modellen.

Bilaga 1
Sid 7

Tabell A 1. Elementarsammansättning för olika fraktioner hushållsavfall

(kg/kg TS)	Övre värmevärde (MJ/kg)	Organiskt hushåll (9)	Ej brännbar restfraktion (1)	Brännbar restfraktion (2,6 och 7)	Kartong (1,4,5 och 8)	Blöjor (1)	Gummi (1,5 och 7)	Torrt papper (1,4,7 och 8)	Laminat (4)	Glas (5 och 7)	Metall (1)	Blandad plast (1,4,5 och 8)
C tot-fossil	-	0	0	0	0,085	0,38	0,58	0	0,24	0	0	0,73
C-tot biologiskt varav	-	0,434	0	0,48	0,40	0,21	0	0,47	0,24	0	0	0
C-lignin	40,89	0,029	0	0,16	0,059	0	0	0,033	0,036	0	0	0
C-cellulosa	37,51	0,107	0	0,34	0,34	0,21	0	0,31	0,2	0	0	0
C-socker	39,57	0,097	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-fett	51,25	0,135	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-protein	45,07	0,066	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VS	-	0,8	0,09	0,85	0,94	0,89	0,87	0,87	0,85	0	0	0,97
VOC	50,10	2,00*10 ⁻⁰⁶	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHX	35,00	1,00*10 ⁻⁰⁸	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PAH	-	5,00*10 ⁻⁰⁷	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fenoler	-	2,75*10 ⁻⁰⁵	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PCB	-	4,35*10 ⁻⁰⁸	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dioxin	-	9,00*10 ⁻¹⁴	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
O	-	0,287	0	0,38	0	0	0,11	0,47	0	0	0	0,048
H	-	0,058	0	0,06	0,069	0,079	0,089	0,064	0,069	0	0	0,12
N tot	-	0,020	0	0,002	2,60*10 ⁻⁰³	1,30*10 ⁻⁰²	8,70*10 ⁻⁰²	2,80*10 ⁻⁰³	3,00*10 ⁻⁰³	0	0	3,00*10 ⁻⁰³
NH ₃ /NH ₄ -N	-	0	0	0	0	8,40*10 ⁻⁰³	0	0	0	0	0	0
S tot	-	2,40*10 ⁻⁰³	0	0,001	1,20*10 ⁻⁰³	0	0,011	1,20*10 ⁻⁰³	7,00*10 ⁻⁰⁴	0	0	1,50*10 ⁻⁰³
P tot	-	3,80*10 ⁻⁰³	0	0	4,70*10 ⁻⁰⁴	9,90*10 ⁻⁰⁴	0	2,00*10 ⁻⁰⁴	4,20*10 ⁻⁰⁴	0	0	8,20*10 ⁻⁰⁴
Cl	-	3,90*10 ⁻⁰³	0	0,002	1,70*10 ⁻⁰³	0	2,20*10 ⁻⁰²	8,50*10 ⁻⁰⁴	3,60*10 ⁻⁰³	0	0	3,80*10 ⁻⁰²
K	-	9,30*10 ⁻⁰³	0	0	1,20*10 ⁻⁰³	3,30*10 ⁻⁰³	0	1,40*10 ⁻⁰³	1,20*10 ⁻⁰³	0	0	1,50*10 ⁻⁰³
Ca	-	0,028	0	0	1,40*10 ⁻⁰²	9,10*10 ⁻⁰⁴	0	1,90*10 ⁻⁰²	9,80*10 ⁻⁰³	0	0	4,90*10 ⁻⁰³
Pb	-	1,00*10 ⁻⁰⁵	5,00*10 ⁻⁰⁶	19,00*10 ⁻⁰⁶	8,30*10 ⁻⁰⁶	5,00*10 ⁻⁰⁶	2,10*10 ⁻⁰⁶	1,30*10 ⁻⁰⁵	1,80*10 ⁻⁰⁵	0	1,80*10 ⁻⁰⁴	2,10*10 ⁻⁰⁴
Cd	-	1,30*10 ⁻⁰⁷	1,00*10 ⁻⁰⁷	5,00*10 ⁻⁰⁷	1,40*10 ⁻⁰⁷	3,00*10 ⁻⁰⁷	2,10*10 ⁻⁰⁷	1,80*10 ⁻⁰⁷	5,10*10 ⁻⁰⁷	0	0	3,70*10 ⁻⁰⁷
Hg	-	2,80*10 ⁻⁰⁸	5,00*10 ⁻⁰⁸	2,80*10 ⁻⁰⁸	4,00*10 ⁻⁰⁸	5,00*10 ⁻⁰⁸	3,40*10 ⁻⁰⁸	2,10*10 ⁻⁰⁸	3,00*10 ⁻⁰⁸	0	0	6,00*10 ⁻⁰⁸
Cu	-	3,40*10 ⁻⁰⁵	1,50*10 ⁻⁰⁵	53,00*10 ⁻⁰⁶	1,90*10 ⁻⁰⁵	5,00*10 ⁻⁰⁶	8,80*10 ⁻⁰⁶	4,10*10 ⁻⁰⁵	1,50*10 ⁻⁰⁴	0	4,70*10 ⁻⁰³	1,50*10 ⁻⁰⁴
Cr	-	1,00*10 ⁻⁰⁵	5,80*10 ⁻⁰⁵	21,00*10 ⁻⁰⁶	7,30*10 ⁻⁰⁶	5,00*10 ⁻⁰⁶	2,90*10 ⁻⁰⁵	7,30*10 ⁻⁰⁶	8,60*10 ⁻⁰⁶	1,80*10 ⁻⁰⁵	1,10*10 ⁻⁰³	1,60*10 ⁻⁰⁵
Ni	-	7,00*10 ⁻⁰⁶	1,90*10 ⁻⁰⁵	31,00*10 ⁻⁰⁶	5,30*10 ⁻⁰⁶	2,00*10 ⁻⁰⁶	3,10*10 ⁻⁰⁶	5,40*10 ⁻⁰⁶	4,80*10 ⁻⁰⁶	0	5,30*10 ⁻⁰⁴	7,60*10 ⁻⁰⁶
Zn	-	8,00*10 ⁻⁰⁵	1,30*10 ⁻⁰⁵	3,50*10 ⁻⁰⁴	3,40*10 ⁻⁰⁵	4,70*10 ⁻⁰⁵	1,10*10 ⁻⁰⁴	5,60*10 ⁻⁰⁵	1,20*10 ⁻⁰⁴	0	2,00*10 ⁻⁰⁴	3,30*10 ⁻⁰⁴
Blandplast	38,94	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Polyetenplast	46,00	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0
TS-halt (kg/kg avfall)	-	0,3	0,76	0,92	0,79	0,28	0,92	0,88	0,84	1,0	1,0	0,95

Bilaga 1
Sid 8

Tabell A 2. Elementarsammansättning för olika fraktioner verksamhetsavfall

(kg/kg TS)	Övre värmevärde (MJ/kg)	Organiskt rest., handel (10)	Parkavfall (10)	Blandgödsel (10)	Svinggödsel (11)	Nötgödsel (11)	Slakterislam (10)	Maginnehåll (10)	Sockervatten (10)	Trädgårdsavfall (10)	Fettvatten (10)
TS-halt	-	0	0,60	0,16	0,08	0,08	0,18	0,11	0,02	0,70	0,036
C tot-fossil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-tot biologiskt varav	0	0,452	0,463	0,37	0,40	0,37	0,574	0,438	0,40	0,476	0,71
C-lignin	40,89	0,026	0,144	0,052	0,052	0,052	0	0,052	0	0,15	0
C-cellulosa	37,51	0,093	0,266	0,268	0,29	0,288	0	0,179	0	0,29	0
C-socker	39,57	0,083	0,035	0	0	0	0	0,117	0,40	0,02	0,043
C-fett	51,25	0,182	0	0,005	0,005	0,005	0,353	0,038	0	0	0,666
C-protein	45,07	0,068	0,018	0,046	0,043	0,046	0,221	0,053	0	0,016	0
VS	-	0,8	0,902	0,78	0,85	0,80	0,89	0,90	0	0,94	0,94
VOC	50,1	1,10*10 ⁻⁰⁶	1,1*10 ⁻⁶	0	0	0	0	0	0	0	0
CHX	35,0	5,00*10 ⁻⁰⁹	5*10 ⁻⁹	0	0	0	0	0	0	0	0
PAH	-	1,00*10 ⁻⁰⁶	1*10 ⁻⁶	0	0	0	0	0	0	0	0
Fenoler	-	2,70*10 ⁻⁰⁵	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PCB	-	5,50*10 ⁻⁰⁹	0	0	0	0	100*10 ⁻⁹	0	0	0	2,92*10 ⁻⁹
Dioxin	-	1,10*10 ⁻¹³	0	0	0	0	1,5*10 ⁻¹²	0	0	0	0
O	-	0,263	0,39	0,36	0,36	0,36	0,148	0,391	0,533	0,417	0
H	-	0,031	0,04	0,037	0,037	0,037	0,086	0,051	0,067	0,045	0
N tot	-	0,022	0,007	0,02	0,08	0,045	0,068	0,016	0	0,005	0
NH ₃ /NH ₄ -N	-	0	0	0,006	0,033	0,028	0,003	0,0015	0	0	0
S tot	-	2,00*10 ⁻⁰³	0,0005	0,0013	0,008	0,0061	0,006	0,0013	0	0,0005	0
P tot	-	1,10*10 ⁻⁰³	0,001	0,01	0,02	0,012	0,009	0,01	0	0,001	0
Cl	-	3,90*10 ⁻⁰³	0,005	0,0039	0,0039	0,0039	0,003	0,0039	0	0,005	0
K	-	11,90*10 ⁻⁰³	0,005	0,0175	0,037	0,053	0,0005	0,0175	0	0,005	0
Ca	-	0,028	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0	0,01	0
Pb	-	4,00*10 ⁻⁰⁸	12,7*10 ⁻⁶	6,6*10 ⁻⁶	5*10 ⁻⁶	5*10 ⁻⁶	2*10 ⁻⁸	6,6*10 ⁻⁶	0	12,7*10 ⁻⁶	0
Cd	-	2,00*10 ⁻⁰⁸	0,16*10 ⁻⁶	0,32*10 ⁻⁶	0,5*10 ⁻⁶	0,5*10 ⁻⁶	0,2*10 ⁻⁸	0,32*10 ⁻⁶	0	0,16*10 ⁻⁶	0
Hg	-	5,00*10 ⁻⁰⁹	0,04*10 ⁻⁶	9*10 ⁻⁸	0,06*10 ⁻⁶	0,06*10 ⁻⁶	0,5*10 ⁻⁸	9*10 ⁻⁸	0	0,04*10 ⁻⁶	0
Cu	-	1,30*10 ⁻⁰⁶	16*10 ⁻⁶	4*10 ⁻⁵	142*10 ⁻⁶	129*10 ⁻⁶	1,5*10 ⁻⁶	4*10 ⁻⁵	0	16*10 ⁻⁶	0
Cr	-	2,00*10 ⁻⁰⁸	10,1*10 ⁻⁶	5,2*10 ⁻⁶	4,4*10 ⁻⁶	2,1*10 ⁻⁶	4*10 ⁻⁸	5,2*10 ⁻⁶	0	10,1*10 ⁻⁶	0
Ni	-	1,30*10 ⁻⁰⁷	5,4*10 ⁻⁶	7,8*10 ⁻⁶	10*10 ⁻⁶	10*10 ⁻⁶	5*10 ⁻⁸	7,8*10 ⁻⁶	0	5,4*10 ⁻⁶	0
Zn	-	1,05*10 ⁻⁰⁵	67,3*10 ⁻⁶	2,2*10 ⁻⁴	447,5*10 ⁻⁶	275*10 ⁻⁶	3*10 ⁻⁵	2,2*10 ⁻⁴	0	67,3*10 ⁻⁶	0

Tabell A 3. Energivärden som används i modellen

Energibärare	Effektivt värmevärde	Enhet
Bensin	40,8	MJ/kg
Diesel	42,8	MJ/kg
Metan CH ₄	55,5	MJ/kg

A.1.2 Mängder

Mängderna avfall och deras procentuella sammansättning av de redovisade fraktionerna redovisas under kapitel B.1.2.

A.2 Delmodeller

A.2.1 Flödesmodeller

A.2.1.1 Insamling

Insamlingsmodellen finns beskriven i Sonesson (1996) samt i Sonesson (1998).

Modellerna för sopbilar beräknar energiförbrukning, emissioner och kostnader för insamling och transport av avfall. Indata utgörs av:

- uppgifter om avstånd till insamlingsområdet
- medelhastighet på väg till och från insamlingsområdet
- mängd avfall som ska samlas in
- medellast på sopbilen
- antal insamlingsställen på rundan
- tidsåtgång på varje insamlingsställe
- avstånd mellan insamlingsställena
- medelhastighet vid insamling.

Utifrån detta räknas total energiåtgång, total tidsåtgång och totala kostnader ut. Utifrån energiåtgången räknas även totala emissioner ut.

För hämtning av plast- och kartongförpackningar vid återvinningsstationer finns en frontlastare modellerad. Till denna behövs även data om återvinningskärlstorlek, tidsåtgång för tömning av kärl, samt tidsåtgång för städning av återvinningsstation.

Tabell A4 anger allmänna data i insamlingsmodellen och tabell A5 anger emissioner per MJ bränsle. Källor finns angivna i Sonesson (1996), samt artikel IV i Sonesson (1998).

Tabell A 4. Allmänna data för insamlingsmodellen

Tidsåtgång per stopp	0,015 h (~ 54 sekunder, dvs. 66 soptunnor per timma, OBS! insamlingstimma, ej arbetstimma)
Energikonsumtion per km	8,7 MJ (samma siffra används både för insamlingsrundan och körning till insamlingsområde)
Extra energiåtgång per stopp	2,25 MJ
Däckslitage	0,027 g däck/MJ förbrukat bränsle

Tabell A 5. Emissioner till luft från sopbilar

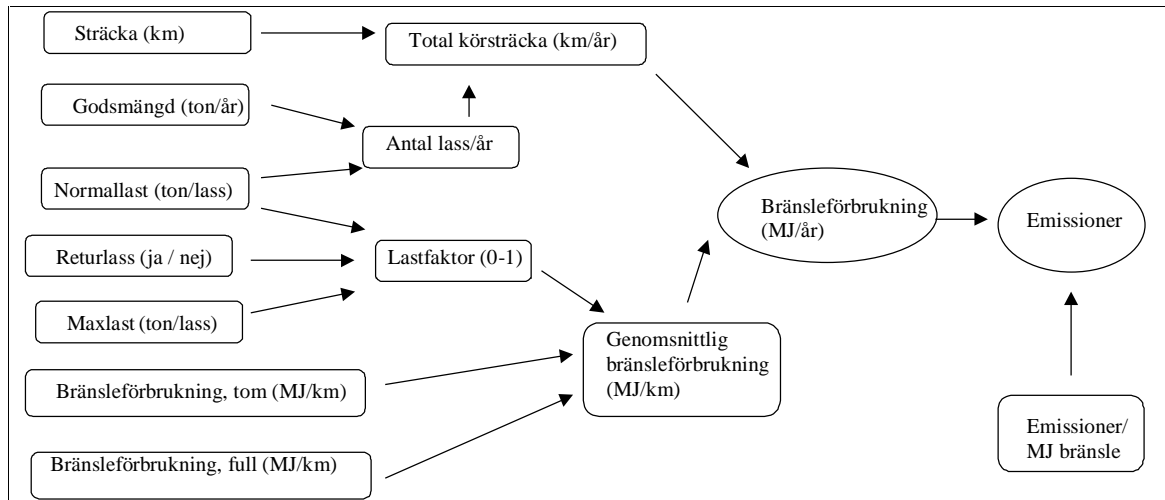
Emission	g/MJ
CO ₂ - fossilt	74
CH ₄	0,001
VOC	0,035
PAH	0,0000017
CO	0,15
NO _x	0,42
N ₂ O	0,0026
SO _x	0,018
partiklar	0,009

Antagna data för insamling av avfall finns i kapitel B.2.1.

A.2.1.2 Transporter

Transportmodellen finns dokumenterad i Sonesson (1996).

Modellerna för lastbil och lastbil med släp används för att beräkna energiförbrukning, emissioner och kostnader för transport av avfall eller råvaror från ett ställe till ett annat. Skillnaden mot sopbil är att lastningen och lossningen antas vara så liten del av transporten att dessa moment har lämnats utanför modellen. Transportmodellen och insamlingsmodellen (se föregående avsnitt) är identiska till sin struktur, det är enbart indata rörande bränsleförbrukning, lastkapacitet, etc., som varierar. Modellstrukturen visas i figur A1.



Figur A 1. Modellstruktur för transportmodellen

Antalet lass som behöver köras per år beräknas utifrån godsmängd och normallast för det aktuella godset. Antalet lass ger tillsammans med sträckan mellan källa och destination total körsträcka per år. Total körsträcka används för att beräkna:

- Total bränsleförbrukning.
- Körtiden per år i timmar. Körtiden ger antalet bilar som krävs, vilket ger grund för de fasta kostnaderna. Körtiden ger också underlag för de rörliga kostnaderna som är en funktion av tidsåtgången vid transporten (främst löner).

Normallast och maxlast ger tillsammans med uppgifter om bilens returlast underlag för lastfaktorn, d.v.s. hur stor del av maxlasten som bilen i genomsnitt är lastad med (exempelvis om bilen går fullastad i ena riktningen och tom tillbaka ger det en lastfaktor på 0,5). Denna lastfaktor samt uppgifter om bränsleförbrukning både vid maxlast och tomkörning ger genomsnittlig bränsleförbrukning.

Den totala bränsleförbrukningen tillsammans med emissioner per MJ använt bränsle används för att beräkna emissioner per år. Dessutom används total bränsleförbrukning för att beräkna bränslekostnader. Slutligen fås de totala kostnaderna för transporten som summan av rörliga kostnader, fasta kostnader samt bränsleförbrukning.

Strukturen gör modellen flexibel på flera sätt. Gods med låg densitet orsakar fler lass med en lägre genomsnittlig bränsleförbrukning. Det är enkelt att ändra många parametrar så att förändringar i priser, lokaliseringar, etc. kan efterliknas. Den största svagheten är att antagandet av medelhastighet, vilket styr beräkningen av total körtid, vilket i sin tur styr mycket av kostnadsberäkningen. Denna medelhastighet ska alltså spegla medelhastigheten för transporter av detta godsflöde under ett helt år, inkluderat lastning och lossning, arbetsdagar då bilen står stilla för reparation, etc. Detta är naturligtvis mycket svårt att uppskatta. Hittills har uppgifter på normala körsträckor per år för fjärrtransporter dividerats med antal arbetstimmar per år för att beräkna medelhastigheter.

Tabell A6 visar indata i transportmodellerna, tabell A7 visar emissionsdata per MJ.

Tabell A 6. Indata för transportmodellerna

Maxlast, lastbil	12 ton
Maxlast, släpbil	35 ton
Medelhastighet	30 km/h *
Bränsleförbrukning lastbil, tom	2 liter / 10 km
Bränsleförbrukning lastbil, full last	3,5 liter / 10 km
Bränsleförbrukning släpbil, tom	3 liter / 10 km
Däckslitage	0,027 g däck / MJ förbrukat bränsle
Bränsleförbrukning släpbil, full last	5 liter / 10 km

* motsvarar vid en användning av lastbilen på 1760 h/år en årlig körsträcka på ca 5 000 mil.

Tabell A 7. Emissioner till luft från lastbilar

Emission	g/MJ
CO ₂ - fossilt	74
CH ₄	0,001
VOC	0,066
PAH	0,0000025
CO	0,00029
NO _x	0,53
N ₂ O	0,0026
SO _x	0,093
partiklar	0,013

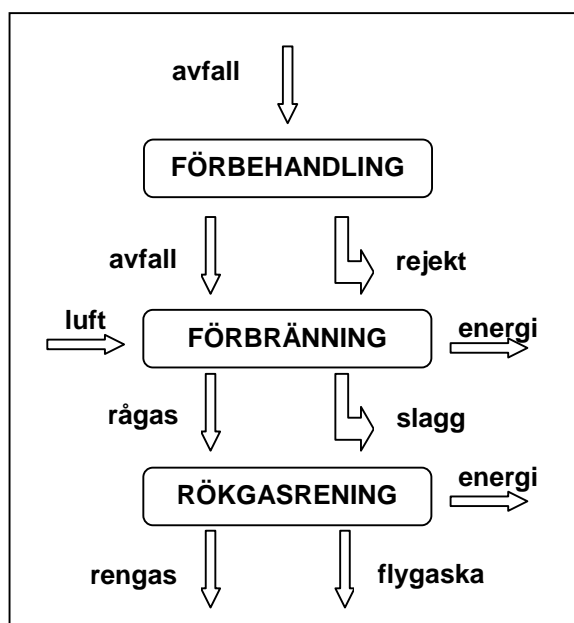
Antagna fallspecifika data för de olika transporterna finns i kapitel B.2.1.2.

A.2.1.3 Förbränning

Förbränningsmodellen finns beskriven i Björklund (1998), appendix E.

Underlaget för beräkningar är från 1996. I dagsläget finns två varianter av modellen, en som beskriver den förbränningsanläggning som finns i Uppsala och drivs i Uppsala Energis regi och en modell för Birka Energis förbränningsanläggning i Högdalen, Stockholm. Modellen för Stockholm har justerats och vidareutvecklats jämfört med den anläggning som finns beskriven i Björklund (1998), appendix F. Ändringarna redovisas i kapitel A6. I båda fallen är modellerna platspecifika och utgår från de emissioner och massflöden som mätts upp på respektive anläggning. Det finns även en förbränningsmodell som är anpassad efter Moras förhållanden, utvecklad utifrån Högdalen-modellen.

Modellen är uppbyggd av tre delar: förbehandlingssteg, förbränningskammare och rökgasrening. Figur A2 ger en schematisk bild av den uppbyggnad som gäller för båda modellerna.



Figur A 2. Principbild över förbränningsmodellen

Förbehandling

I förbehandlingssteget ges möjlighet att avskilja en del av inkommande avfall som kan komprimeras, förpackas och inneslutas i plast. Denna möjlighet att bala in avfallet kan användas då den inkommande avfallsmängden till förbränningsanläggningen är större än vad som kan förbrännas för tillfället. Denna situation kan uppstå sommartid då delar av förbränningsanläggningen ofta är stängd för underhåll. För att slippa deponera brännbart avfall (som kan vara avfall från den egna kommunen eller avfall från annan kommun som deponeras någon annanstans) kan balningsalternativet vara intressant.

Modelltekniskt innebär detta att inkommande avfall till balningsanläggningen tillförs 2 kg plast/ton avfall och en elförbrukning om 14,5 MJ elektricitet/ton avfall uppstår. Data för balningen har erhållits från Åberg (1998).

Förbränning

I förbränningskammaren förbränns avfallet och bildar en förorenad rökgas (rågas). Icke brännbart och oförbränt material avskiljs som slagg. Rågasen leds sedan till en rökgasreningsanläggning, där rökgasrening och energiutvinning beräknas, se figur A2. I rökgasreningsanläggningen ingår även kondenseringsutrustning och en vattenreningsanläggning som renar kondensvattnet. Från rökgasreningen ger avskilt material ett utflöde i form av flygaska och den renade rågasen emitteras som rengas.

Rökgasrening

Avskiljning av föroreningar och fördelning av ämnen beräknas i modellen till största delen genom materialbalanser. Dessa relateras antingen till inkommande mängd av ett specifikt ämne eller till inkommande total mängd avfall. Vissa emissioner har bedömts vara mest realistiskt att relatera till rådande tillståndsvärde, som till exempel NO_x som är linjärt beroende av avfallsets energiinnehåll. För dessa ämnen tillämpas således *inte* massbalans i modellen.

Det som händer med olika komponenter vid förbränning i båda delmodellerna är:

- Tungmetaller. I modellen beräknas först hur stor andel av metallerna i inkommande avfall som hamnar i slaggen och i rågasen. Sedan beräknas hur mycket av metallerna i rågasen som avskiljs i rökgasreningen till flygaska, rökgasrenings slam och avloppsvatten, och som emitteras till luften. Flygaska och slam blandas med varandra till ett stabilt cementliknande material. Emissioner till luft och vatten är proportionella mot mängden tungmetaller i avfallet. Emissionerna av tungmetaller till luft är för alla tungmetaller utom kvicksilver mindre än 0,5 % av ingående mängd. Askan och slammet som bildas i rökgasreningsdelen, samt slaggen från förbränningskammaren transporteras till avfallsdeponi.
- Kväveoxider och lustgas. Kväveoxidemission och lustgasemission beräknas efter avfallsets energiinnehåll. Det beror på att NO_x -emissionen enligt tillståndet är angivet som $\text{kg NO}_x/\text{MJ}$.
- Svaveloxider. Beräkningen sker på liknande sätt som för kväveoxider.
- Dioxiner. Dioxinutsläppet beräknas utifrån hur stor mängd avfall som förbränns.
- Värmeproduktion. Modellen räknar ut avfallsets energiinnehåll utifrån avfallsets sammansättning. Den utvunna energin beräknas ur avfallsets effektiva värmevärde och avfallsets fukthalt. I rökgaskondensorn återvinns knappt 70 % av den teoretiskt tillgängliga värmemängden i ångan.
- Kemikalietillsats. Varierar till antal och mängd för respektive anläggning.

Generella indata till förbränningsmodellen redovisas i tabell A8.

Tabell A 8. Indata i förbränningsmodellen

Parameter		Enhet
Plasttillskott i balning	0,002	kg plast / kg avfall
Elförbrukning balning	0,0145	MJ el /kg avfall
Kondenseringsgrad vid kondensering	0,80	MJ värme/MJ i rökgas

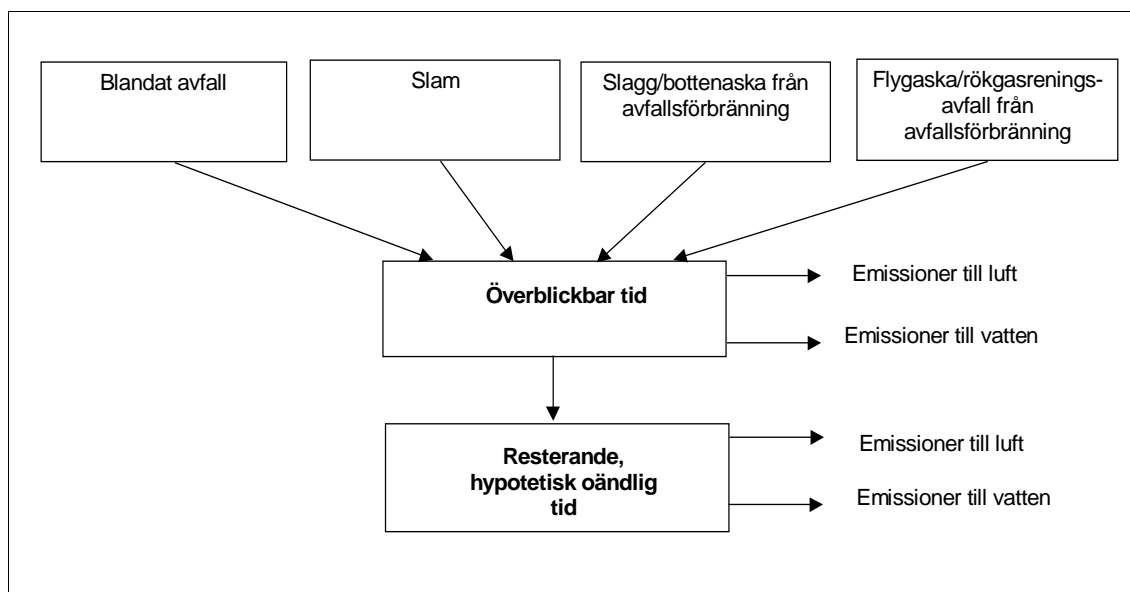
A.2.1.4 Deponering

Deponeringsmodellerna beskrivs i sin helhet i Björklund (1998), appendix D och i Fliedner (1999).

Fem olika deponityper finns modellerade; biocell (Fliedner, 1999), deponi för blandat avfall, slamdeponi, askdeponi och slaggdeponi (Björklund, 1998). Modellen är avsedd att spegla svenska "medeldeponier", och de platsspecifika anpassningarna av dessa delmodeller är mycket begränsade. Normalt varierar endast metangasutvinning och lakvattenrening.

Avfall som deponeras idag kommer att avge emissioner under mycket lång tid framöver. Ett dilemma är därför hur emissionerna från deponin ska kunna jämföras med mer omedelbara emissionerna från övriga processer i systemet. Att endast inkludera omedelbara deponiemissioner skulle innebära en orimlig underskattning av den totala belastningen. Om man däremot försöker uppskatta de totala emissionerna blir osäkerheten mycket stor och tidsperspektivet blir inte jämförbart med övriga processer. Som en kompromiss har den framtida belastningen från deponering delats upp i två tidsperioder, vars definition skiljer sig åt något för de olika deponityperna, se figur A3:

- **Överblickbar tid:** tiden fram till dess de mest aktiva processerna i deponin har avklingat och deponin nått ett skenbart stationärt tillstånd. För blandat avfall och slam samt biocellen definieras överblickbar tid av slutet av den metanbildande fasen, för slagg- och askdeponierna att huvuddelen av de lösliga salterna lakats ut. Den överblickbara perioden är alltså ett funktionellt tidsmått och varierar från fall, men är generellt av storleksordningen ett sekel.
- **Resterande, hypotetisk oändlig tid:** tiden tills dess allt material spridits ut i omgivningen genom gasbildning, utlakning, erosion och eventuella inlandsisar. Den oändliga tiden omfattar emissionerna i ett slags värsta scenario.



Figur A 3. Principbild över materialflöden i deponeringsmodellen.

Beräkningarna baseras på den mängd avfall som deponeras under ett år. Emissionerna under den överblickbara tiden motsvarar medelårsutsläppet under motsvarande tid från en deponi där man år efter år deponerar samma mängd avfall. När emissionerna under den överblickbara tiden beräknats, räknar modellen ut kvarvarande emissioner som kommer att ske under resterande oändlig tid. Vid de utvärderingar och diskussioner som görs beaktas i första hand endast emissionerna under den överblickbara tiden.

I delmodellerna för deponering av blandat avfall och slam sker kortfattat följande under överblickbar tid (Björklund 1998, appendix D):

- Nedbrytning av organiskt material ger upphov till utsläpp av främst metan. Vi räknar med att socker, stärkelse och fett bryts ned fullständigt, cellulosa bryts ned till 70%, medan lignin, humus och plast inte bryts ned alls. Gasens sammansättning varierar beroende på det organiska materialets sammansättning, men innehåller i de flesta fall 50 – 60% CH_4 och resten i huvudsak CO_2 .
- Utlakning av tungmetaller är liten under den överblickbara tiden, i storleksordningen 0,1 till 0,001 % av den deponerade mängden.
- Utlakning av näringsämnen sker i form av fosfor (2% av deponerad mängd, 15 % för slam), kväve (90 % av deponerad mängd).
- För organiska miljöfarliga föreningar finns bristande kunskaper över deras långsiktiga öde i avfallsupplag. Dessa ämnen kan under den överblickbara tiden bildas, brytas ned, omvandlas till gas, förångas, lakas ut eller adsorberas till deponerat material. Mycket förenklade uppskattningar har gjorts för varje förening som studerats.
- Gasen kan samlas in under den överblickbara perioden med effektiviteten 50 % av bildad gasmängd. Den insamlade gasen kan facklas av eller förbrännas i en gasmotor vilken beskrivs i kapitel A.2.1.9. Den resterande gasen passerar täckskiktet där 15 % av metanet oxideras till koldioxid.

Biocellmodellen är baserad på modellen för deponering av blandat hushållsavfall. Biocellen ger emellertid avsevärt snabbare nedbrytning (d.v.s. den överblickbara perioden avser kortare tid) och effektivare gasuppsamling än en konventionell deponi (65 % av bildad gasmängd). Dessutom bildas mindre lakvatten av lägre föroreningsgrad. Biocellen kan därvid betraktas som ett mellanting mellan konventionell deponi och röt-kammare. Biocellmodellen finns beskriven i Fliedner (1999).

Vid deponering av aska och slagg sker utlakning av tungmetaller. Metaller i aska lakas ut i storleksordningen 0,002 till 10 % av deponerad mängd under överblickbar tid. Metaller i slagg är något mer svårlakade, 0,002 till 3 % av deponerad mängd under överblickbar tid. I dessa deponier bildas ingen deponigas. Ask- och slaggdeponering är beskriven i Björklund (1998, appendix D).

Lakvattenrening kan kopplas till samtliga delmodeller. Lakvattenreningsmodellen bygger på biologisk rening med kemisk fällning. Av det fosfor som läcker ut under den överblickbara perioden avskiljs 80 % som återförs till deponin (och läcker med andra ord ut under den resterade oändliga tiden). Av kväveläckaget antas 90 % avskiljas som kvävgas, resten emitteras med lakvattnet. Ingen metallavskiljning modelleras. Lakvattenreningsmodellen är beskriven i Fliedner (1999).

Arbetsmaskiner förbrukar 40 MJ diesel per ton deponerat material i alla delmodellerna.

Tabell A9 redovisar indata till deponeringsmodellen.

Tabell A 9. Parametrar i deponimodellerna, samtliga gäller för överblickbar tid.

Parameter		Enhet
nedbrytning av socker, stärkelse, fett	100	% av deponerad mängd
nedbrytning av cellulosa	70	% av deponerad mängd
nedbrytning av lignin och plast	0	% av deponerad mängd
utlakning fosfor	2	% av deponerad mängd
utlakning kväve	90	% av deponerad mängd
utlakning tungmetaller, hushållsavfall och slam	0,1 – 0,001	% av deponerad mängd
utlakning tungmetaller, förbränningsaska	1 – 10	% av deponerad mängd
utlakning tungmetaller, förbränningsslag	0,1 – 5	% av deponerad mängd
reningsgrad, N i lakvatten	90	% av lakvatteninnehåll
reningsgrad, P i lakvatten	0.8	% av lakvatteninnehåll
gasinsamling, blandat avfall och slam	50	% av genererad gas
gasinsamling, biocell	65	% av genererad gas
markoxidation, metan	15	% av metanläckage
dieselförbrukning, samtliga deponier	40	MJ/ton deponerat material

A.2.1.5 Rötning

Den modellerade röttningsanläggningens uppbyggnad beskrivs i Dalemo (1996).

Utöver vad som anges i Dalemo (1996), har modellen anpassats från mesofila förhållanden till termofila. Anpassning av röttningsmodellen till termofil anläggning sker med en formfaktor som förändrar nedbrytningshastigheten till att motsvara termofil rötning (Dalemo, 1999). De nya nedbrytningshastigheterna beräknas enligt;

$$v_{termo} = v_{meso} * 4^{t_{termo}/t_{meso}}$$

där v_{termo} är termofil nedbrytningshastighet, v_{meso} är mesofil nedbrytningshastighet, t_{termo} är termofil rötningstemperatur och t_{meso} är mesofil rötningstemperatur.

Inkommande material till röttningsanläggningen kan förbehandlas genom avskiljning av påsar och metallföremål, hygienisering vid 70°C eller 130°C, samt sönderdelning. Vid påsavskiljning följer 1% organiskt material med påsarna (Källman, 1999). För hygieniseringen beräknas energiförbrukningen utifrån den teoretiska värmemängden som behövs för att värma upp materialet från 10°C till aktuell hygieniseringstemperatur plus 20 % förluster. Efter förbehandling tillsätts vätska till önskad TS-halt, vanligtvis 15 %, därefter slussas materialet in i rötkammaren.

Röttningsprocessen är en kontinuerlig enstegs totalomblandad process. Efter rötning passerar rötresten genom en värmeväxlare där 50 % av värmen kan återvinnas. Den återvunna värmen nyttjas till att förvärma inkommande material. Rötresten avvattnas och lagras i täckta behållare i väntan på att användas. Avskilt vatten från avvattningen används till att späda ut det inkommande materialet till rätt torrsubstanshalt för rötningen. I nuvarande modell används allt vatten till att späda ut materialet. Rötresten lagras i täckta tankar vilket medför att ammoniakavgången blir låg, 1 % av ammoniumkvävehalten i rötresten.

Mängden gas som kan erhållas från rötningen är beroende av det inkommande materialets sammansättning av olika organiska föreningar, fett, proteiner, cellulosa, hemicellulosa, lignin och snabbt nedbrytbara kolhydrater och uppehållstiden i rötkammaren. Modellen antar att allt organiskt kväve och svavel är bundet till proteiner. Vid mineralisering bildas ammoniumkväve och svavelväte. Mängden ammonium och svavelväte som bildas är proportionell mot nedbrytningshastigheten för proteiner.

Totalt har biogasanläggningen ett elektricitetsbehov motsvarande 5 % av energiinnehållet i den producerade metangasen. Elektricitetsbehovet för pumpning och omblandning av substrat motsvarar ungefär 2,5 % av den producerade energimängden i gasen och ytterligare 2,5 % av den producerade energimängden utnyttjas av olika förbehandlingar.

Den i biogasanläggningen producerade gasen kan antingen förbrännas i en gasmotor, facklas av eller uppgraderas till fordonsbränslekvalitet. När gasen förbränns i gasmotor kan den förbrännas orenad. För gasanvändning, se kapitel A.2.1.9.

A.2.1.6 Kompostering

För en detaljerad beskrivning av hur kompostmodellen är uppbyggd, se Sonesson (1996).

Tre typer av kompostering kan modelleras i ORWARE:

- storskalig reaktorkompostering med eller utan gasrening,
- storskalig strängkompostering med eller utan gasrening
- småskalig hemkompostering

De nedbrytningsprocesser som sker har antagits vara samma i alla tre typerna. Det som främst skiljer en liten trädgårdskompost från en stor reaktorkompost är hastigheten med vilken nedbrytningen fortlöper. De emissioner som uppstår under processens gång är teoretiskt desamma och den färdiga produkten, komposten, har samma sammansättning (om avfallet är detsamma). Modellerna bygger därmed på ett antagande om väl fungerande komposteringsprocesser.

Förbehandling i form av påsavskiljning är en möjlighet för sträng- och reaktorkomposten. Detta innebär att 1% av det organiska materialet avskiljs tillsammans med påsarna (Källman 1999).

Energiförbrukningen för hanteringen är olika för de tre komposteringsprocesserna. Reaktorkompostering kräver relativt mycket el, medan hemkompostering nästan inte kräver någon energiinsats alls (så när som en del kroppsarbete). Energiförbrukningen för strängkompostering är lägre än för reaktorkompostering, se tabell A10.

Energiförbrukningen för strängkompostering är uppdaterade jämfört med Sonesson (1996), enligt tabell A10 nedan. De uppdaterade energiförbrukningsdata för strängkomposten är beräknade som medelvärden för fyra anläggningar (Bengtsson, 1996). Elförbrukningen vid påsavskiljning är ytterst liten (Källman, 1999) och betraktas som försumbar.

Tabell A 10. *Energianvändning för olika komposttyper (kJ/kg behandlat avfall)*

Komposttyp	Elförbrukning	Dieselförbrukning
Reaktor	97	5
Sträng	0	15

En annan viktig skillnad är att vid reaktorkompostering, och även vid strängkompostering (vilket dock är ovanligt och mera komplicerat), kan gaserna från komposteringen renas innan de släpps ut i luften, medan de i hemkompostering släpps ut direkt. Det är främst emissionerna av ammoniak och kväveoxider som reduceras vid rening. Ytterligare en skillnad är att reaktorkompostering möjliggör utnyttjande av en del av den värme som bildas under processen.

Dessutom skiljer sig givetvis den ekonomiska bilden mellan de tre olika komposteringsprocesserna. Reaktorkompostering är betydligt dyrare än strängkompostering.

Kompostering innebär en rad olika mikrobiologiska processer som är mycket komplexa och dessutom starkt påverkade av kemiska och fysiologiska förhållanden. Kännetecknande för kompostering är att nedbrytningen av organiskt material sker under förbrukning av syre varvid det utvecklas koldioxid och värme, med samtidigt bildande av en mullrik fast återstod, s.k. kompost.

Modellen har formulerats utifrån praktiska erfarenheter från drifanläggningar, resultat från olika laboratorieförsök och olika publicerade ansatser, se vidare Sonesson (1996).

De viktigaste parametrarna som påverkar emissionerna från komposteringen, samt påverkar slutproduktens sammansättning och värde är mängden organiskt kol och mängden kväve i inkommande avfall.

Modellen bygger på följande antaganden:

- Vattenhalten är lämplig hela tiden (cirka 50 %).
- Luftningen är tillfredsställande.
- Komposten får mogna helt.
- Vi beaktar inte tidsfaktorn, bara vad som händer från det komposteringen startar tills dess materialet är färdigkomposterat, och inte med vilken hastighet detta sker.

Nedbrytningen av organiskt material sker i modellen enligt följande:

- En viss del av det organiska kolet bryts ned till koldioxid och resten kan sägas omvandlas till humus (mullämnen). Ungefär 50-70% bryts ner till koldioxid, men det varierar för olika material, t.ex. humus och lignin bryts inte ned alls medan cellulosa bryts ned till 95 %.
- Av det kväve som finns i avfallet kan bildas ansevärliga mängder ammoniak och möjligen också lustgas, båda dessa gaser är miljöstörande. Det som troligen styr bildningen av ammoniak och lustgas är kvoten mellan kol och kväve i avfallet. Om denna kvot understiger cirka 50 (d.v.s. det är mindre än 50 gånger så mycket kol som kväve) börjar ammoniak och lustgas bildas. Av det kväve som avgår i gasform antas 5 % vara lustgas, 93 % ammoniak och 2 % kvävgas. Det kväve som finns kvar är till 93 % i organisk form, medan 1% föreligger som ammonium och 6 % som nitrat.
- Tungmetallerna påverkas inte av komposteringsprocessen, utan finns kvar i den färdiga komposten.
- Miljöfarliga organiska ämnen kan bete sig på tre sätt i komposten, de kan adsorberas på det fasta materialet, de kan förångas och de kan omvandlas eller brytas ned. I modellen har vi för varje berört ämne gjort en bedömning över dess öde.

A.2.1.7 Avloppsreningsverk

Avloppsreningsverksmodellen är beskriven i Dalemo (1996).

A.2.1.8 Spridning av rötrest och kompost på åkermark

Spridningsmodellen finns inte dokumenterad tidigare. En detaljerad beskrivning av vad som händer efter det att spridning har skett på marken återfinns i Dalemo et al (1998b).

Delmodellen för spridning av organiska gödselmedel (som kan vara slam, rötrest eller kompost) är uppdelad i tre olika huvuddelar;

- Beräkning av areal och transportbehov
- Spridning
- Markmodell

Tabell A11 visar använda parametrar i spridnings- och markmodellen.

Tabell A 11. Indata till spridning- och markmodellerna

		Referens
Max tillåten årlig tillförsel till åkermark		
Fosfor (kg/ ha & år)	22	SNFS, 1994
Effektivt kväve (kg/ ha & år)	100	Satt efter grödans behov
Bly (kg/ ha & år)	0,125	SNFS, 1994
Kadmium (kg/ ha & år)	0,00075	SNFS, 1994
Kvicksilver (kg/ ha & år)	0,0015	SNFS, 1994
Koppar (kg/ ha & år)	0,3	SNFS, 1994
Krom (kg/ ha & år)	0,04	SNFS, 1994
Nickel (kg/ ha & år)	0,025	SNFS, 1994
Zink (kg/ ha & år)	0,6	SNFS, 1994
Traktorns vikt, (kg/ ha & år)	5 900	Valmet 8450
Flytgödselspridare		
Flytgödselspridarens vikt tom (kg)	4 000	Referens saknas
Spridartankens volym (l)	10 000	Referens saknas
Spridarens pumpkapacitet (l/ h)	210 000	Referens saknas
Spridarens arbetsbredd (m)	12	Referens saknas
Ekipagets hastighet på landsväg (km/ h)	15	Elinder, 1983
Ekipagets hastighet vid spridning (km/h)	5	Elinder, 1983
Tidstillägg för transport till och från fält (h/lass)	0,05	Elinder, 1983
Tidstillägg för vändningar i fält (h/ha)	0,02	Elinder, 1983
Tidstillägg i fält (% av eff. tid)	75	Elinder, 1983
Fastgödselspridare		
Fastgödselspridarens vikt, tom (kg),	4 000	Referens saknas
Lastkapacitet för fastgödselspridare (kg)	8000	Referens saknas
Ekipagets hastighet på landsväg (km/ h)	15	Elinder, 1983
Ekipagets hastighet vid spridning (km/h)	10	Elinder, 1983
Tidstillägg för lastning av gödsel (h/ha)	0,083	Elinder, 1983
Tidstillägg för vändningar i fält (h/ ha)	0,02	Elinder, 1983
Tidstillägg i fält (% av effektiv arbetstid)	60	Elinder, 1983

Beräkning av areal- och transportbehov

Spridningsmodellen kan hantera sex olika material samtidigt. Arealbehovet för varje material beräknas, och genom att summera arealbehovet per material fås det totala arealbehovet. Mängden material som årligen får spridas på åkermark beräknas utifrån vilket ämne som begränsar tillförseln till åkermark, se tabell A11.

Tillgänglig areal och medeltransportavstånd till spridningsstället anges för varje geografiskt avgränsat område. Utifrån tillgången på areal och avståndet dit beräknas transportbehovet i ton*km. Transporten från behandlingsanläggning till mellanlager sker med lastbil, se transporter kap A.2.1.2.

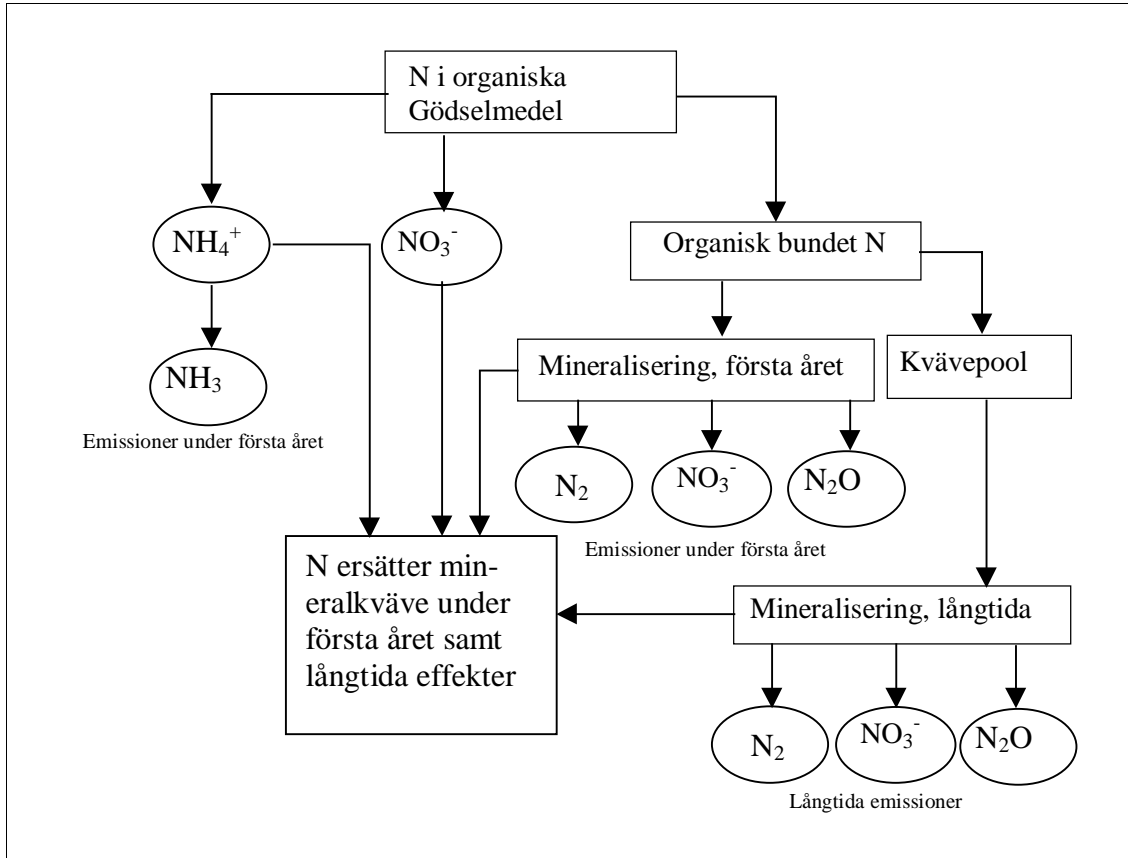
Spridning

Spridning kan ske med fast- eller flytgödselspridare. Modellen väljer själv vilken typ av spridare som ska användas. För torrsubstanshalter upp till 10 % används flytgödselspridare och för TS-halter över 10 % används fastgödselspridare. För varje material som sprids beräknas tid och energi som åtgår för transport av ekipaget ut till fält samt tidsåtgång och energiförbrukning vid spridning av material.

Emissioner från spridaren approximeras med de emissioner som används för lastbilsmissioner i modellen, se transporter kap A.2.1.2.

Markmodell

Markmodellen i ORWARE är ett komplement till spridningsmodellen. Markmodellen beskriver vad som sker med kvävet vid spridning på åkermark. Det antas att kväve förekommer i tre former, ammoniumkväve, nitratkväve och organiskt bundet kväve. Modellen ger emissioner från mineralisering av organiskt bundet kväve under första året efter spridning samt de långtida effekterna av mineralisering (Dalemo, 1998a), se figur A4.



Figur A 4. Markmodellens uppbyggnad i ORWARE

Genom att inkludera markmodellen får man med skillnaden mellan organiska gödselmedels och handelsgödselmedels långtida miljöpåverkan efter gödsling. Effektiviteten för de organiska gödselmedlen jämförs med handelsgödsel med avseende på växttillgänglighet. För de organiska gödselmedlen antas att 100 % av fosfor samt att 80 % av mineralkvävet och 30 % av det organiskt bundna kvävet utnyttjas av växterna jämfört med handelsgödselmedlens tillförsel av fosfor och kväve (Dalemo 1998a).

A.2.1.9 Gasanvändning

Gas kan erhållas från systemet som metangas från deponi och metangas från rötning. Gasen kan användas som bränsle i gasbilar eller i gasbussar, eller förbrännas i en gasmotor (samma typ av motor oavsett gaskälla) som levererar el/värme eller facklas av.

Gas som fordonsbränsle

Innan gasen används som fordonsbränsle behöver den uppgraderas till ca 97 % metanhalt. Innehållet av koldioxid kommer att vara mindre än 3 % och svavelvätehalten understiger 10 ppm (FEAB,1997). Uppgraderingen av biogas till fordonsbränslekvalitet sker i två steg, i steg ett renas gasen från koldioxid och i steg två komprimeras den rena gasen till 250 bars tryck. De båda stegen har ett energibehov av elektricitet motsvarande 3 % av energiinnehållet i gasen för koldioxidrening (FEAB, 1997) och 2 % av energiinnehållet i gasen för komprimering (Källman, 1999).

Förbränningen av den rena gasen i fordon och av den rena gasen i gasmotor ger upphov till emissioner enligt tabell A12.

Data för drift av personbilar och bussar med biogas kommer från Egeback et al (1997a), och speglar 1996 års teknik.

Bussar

I Egeback (1997b) anges bränsleförbrukningen i bussar till 0,4 kg/km (medelvärde av två mätserier). Med energiinnehållet 47 MJ/kg för gasen (biogas, ej ren metangas) för fås en energiförbrukning av 18,8 MJ/km. I Egeback (1997b) är emissionsdata angivna per km; här är de omräknade per MJ bränsle i tabell A12.

Bilar

Mätdata på den biltyp som data representerar finns även redovisad i Rahm et al (1997) och anges där till ca 0,085 kg/km, vilket har använts här. Energiinnehållet är 47 MJ/kg (Egeback et al 1997b). Det här motsvarar en energiförbrukning av 4 MJ/km. Emissionerna redovisas i tabell A12.

Användning av gas i gasmotor

Energien som erhålls från gasmotorn beräknas utifrån energiinnehållet i metangasen (enligt tabell A3). Om gasen facklas upp blir emissionerna enligt tabell A12, men energiutvinningen noll. Om energi utvinns kan upp till 30 % el och 60 % värme erhållas, men denna parameter är fallspecifik, se kapitel B. Emissionsdata för den stationära gasmotorn har hämtats från Dalemo (1996).

Tabell A 12. Emissioner från förbränning av renad gas i bussar, personbilar och orenad gas i stationär gasmotor (Egebäck et al (1997a), Egebäck et al (1997b)).

	Buss	Bil	Gasmotor
CH ₄ (mg/MJ gas)	124	26,62	100
VOC (mg/MJ gas)	113	69,7	160
CO (mg/MJ gas)	70	58,2	250
NO _x (mg/MJ gas)	450	28,5	200
Partiklar (mg/MJ gas)	0,32	0	0

A.2.1.10 Plaståtervinning

Plaståtervinningsmodellen är ny för detta projekt och finns inte dokumenterad tidigare.

Den plast som återvinns i stora kvantiteter i Sverige idag är polyeten (PE), både lågdensitetspolyeten (LDPE) och högdensitetspolyeten (HDPE). Den plaståtervinning som modelleras är PE-återvinning. Återvinningen modelleras fram till plastgranulat.

Modellen baseras i huvudsak på uppgifter från plaståtervinningsanläggningen i Arvika.

Plaståtervinningen i Arvika är likartad för mjukplast och hårdplast. Det har inte heller gått att urskilja skillnader från andra studier, och därför antas den konstruerade modellen representera återvinning av både hård- och mjukplast.

Plasten sorteras först av hushållen själva. Detta arbete beaktas dock ej av modellen. Därefter sorteras plasten i en grovsorteringsanläggning, och slutligen i en finsorteringsanläggning före återvinning. Av den plastmängd som kommer till plaståtervinningsanläggningen (d.v.s. efter hushållens sortering och grovsortering) finsorteras en del ut som icke återvinningsbart. 40 % av hårdplastfraktionen från hushåll och 15 % av hård- och mjukplastfraktionerna från industri/verksamheter sorteras ut som rejekt. Denna siffra bekräftas av Plastkretsen som anger att 40 % av hårdplastfraktionen och 15 % av mjukplastfraktionen sorteras ut på vägen mellan insamlingscontainrar och återvinning, och att andelen som sorteras ut vid grovsorteringen är försumbar (Johansson, 1999).

Rejektet från sorteringen består till största delen av plast men innehåller även en del skrot, fiber och annan ickeplast. Sammansättningen på rejektet är inte bättre definierad och har antagits bestå av "blandplast" enligt tabell A1. Rejektet transporteras till förbränning. Samma förbränningsprestanda antas föreligga som anläggningarna modellerade i ORWARE.

En liten andel av den plast som sedan går in i återvinningsanläggningen blir sannolikt spill, men uppgifter saknas för hur stor denna andel är. Därför antas all plast som går in i återvinningsprocessen resultera i återvunnen produkt.

Emissioner till luft

Ingen mätning av luftemissioner förekommer vid anläggningen. Vid omsmältningen kommer polyetenet upp i temperaturer runt 180-190°C. Andra studier som beaktar

plaståtervinning har inte heller dessa redovisat emissioner till luft. Inga luftemissioner har därför beaktats vid modelleringen.

Emissioner till vatten

Analysdata på utgående vatten från hårdplasttvätten har erhållits från återvinningsanläggningen i Arvika. Ingen kontinuerlig mätning görs, utan nedanstående data är uppmätta vid ett enstaka tillfälle (Andersson 1998). De ligger dock nära motsvarande värden för liknande återvinningsanläggningar, som hittats i litteraturen (Roseen, 1995). I tabell A13 anges data dels som mg/l, dels som mg/kg plast, omräknat genom vattenförbrukningen 20 l/kg, vilket motiveras nedan.

Tabell A 13. Emissioner till vatten från återvinningsprocessen

	BOD	COD	SS	tot-P	tot-N
mg/l vatten	55	330	115	0,56	1,51
mg/kg plast	1100	6600	2300	11,2	30,2

I Arvika tvättas mjukplasten i en bassäng, med en vattenförbrukning motsvarande 0,168 l/kg plast (Mjukplasttvätten har en volym av $14 \cdot 16 \cdot 3 = 672 \text{ m}^3$, och vattnets byts två gånger om året, vilket ger en vattenförbrukning på 1344 m^3 för en produktion av 8000 ton mjukplast, vilket motsvarar 0,168 l/kg plast.) För den kontinuerliga hårdplasttvätten har ingen vattenförbrukning uppmätts i Arvika.

Den beräknade vattenförbrukningen ovan är mycket låg. Siffror om 20 l/kg och 30 l/kg har angetts i litteraturen, vilket anses ligga närmare sanningen, även om dessa värden verkar vara något höga. I Roseen (1995) anges 20 l/kg för plasttvätten. Denna vattenförbrukning är den som har använts i modellen.

Slam

Mängden utgående slam från hårdplasttvätten är inte känd. Mängden slam beräknas utifrån mjukplasttvätten, till 0,028 kg slam/kg plast. (När mjukplasttvätten töms innehåller den ca 112 m^3 slam. Två tömningar per år görs, vilket ger 224 m^3 slam per år. Slammets densitet har antagits vara ungefär 1 kg/l p.g.a. ett högt vatteninnehåll. Per år produceras 8000 ton mjukplast, vilket ger en slamproduktion av 0,028 kg slam/kg plast)

Slammet har antagits ha 5 % TS-halt. Analysdata på slammet har erhållits från återvinningsanläggningen, och redovisas i tabell A14. Räknat på TS-mängden är 21,9 % aska och 78,1 % brännbart. Den brännbara delen består till en stor del av cellulosa (pappersetiketter o dylikt), vilket innebär ungefär 50 % kol, 44 % syre och 6 % väte. Baserat på TS-halt blir det 39,05 % kol, 34,4 % syre och 4,7 % väte. Analysdata var angivet i ett intervall men här har medelvärdet använts. I tabellen redovisas kg av varje ämne per kg torrt slam. Kolet har antagits vara till 80 % medelnedbrytbart kol i form av cellulosa och 20 % lättnedbrytbart kol.

Tabell A 14. Slammets sammansättning, kg/kg torrt slam

C	0,3905	K	$2,74 \cdot 10^{-3}$
O	0,344	Ca	$8,76 \cdot 10^{-3}$
H	0,047	Pb	$2,19 \cdot 10^{-5}$
S	$6,57 \cdot 10^{-4}$	Cu	$1,31 \cdot 10^{-4}$
P	$6,57 \cdot 10^{-4}$	Cr	$1,31 \cdot 10^{-4}$
Cl	$6,57 \cdot 10^{-4}$	Zn	$6,57 \cdot 10^{-4}$

Slammet deponeras och från deponin kommer emissioner till vatten och luft enligt deponeringsmodellen, kapitel A.2.1.4.

Energiförbrukning

För framställning av 1 kg återvunnen plast åtgår 1 kWh (3,6 MJ) el, Andersson (1998). I denna siffra ingår alla processer på återvinningsanläggningen. En liten del av det återvunna plastgranulatet åtgår för tillverkning av produkt. Eftersom enbart framställning av granulat studeras här så skulle sannolikt elförbrukningen minska något, men denna förändring anses vara försumbar.

Denna siffra har jämförts med litteraturdata där siffror alltifrån 0,5-4,7 MJ har angivits.

A.2.1.11 Kartongåtervinning

Kartongåtervinningsmodellen är ny för detta projekt och finns inte dokumenterad tidigare.

Kartongåtervinningen modelleras fram till återvunnen kartong.

Den returfiberbaserade kartongen antas ha en vikt som är 15 % större än den jungfruliga kartongen för att de båda ska få lika stor böjstyvhet, en egenskap som är viktig då det gäller kvalitet på kartong, Fogelberg (1998). Det innebär att vid en jämförelse med nyproducerad kartong går det åt 15 % mer av den återvunna än den nyproducerade kartongen.

Fiberråvaran i processen består av förpackningsmaterial och tidningar från hushåll och konverteringsspill från industri. Här studeras enbart den del av den återvunna kartongen som har sitt ursprung i det insamlade kartongavfallet, vilket innebär att vi antar att miljöpåverkan från den delen av kartongen som härrör från det insamlade kartongavfallet är likadan som miljöpåverkan från den del av kartongen som kommer från andra källor (förpackningsspill etc.).

Data är hämtade från kartongåtervinningsanläggningen Fiskeby Boards miljöredovisning 1997, Fiskeby Board (1998) och från personlig kommunikation med Fiskeby Board, Fogelberg (1998).

I den studerade kartongfraktionen är plastandelen 10% (se tabell A1). Plastdelen skiljs av som plastrejekt och skickas till förbränning som polyeten. Resterande del, 90 %, antas kunna återvinnas.

Energiförbrukningen i processen är fördelad mellan olja och elektricitet. Fördelningen mellan energislagen skiljer sig mycket åt från år till år. Här har ett medelvärde för åren 1996 och 1997 använts, enligt tabell A14 nedan.

Tabell A 15. *Energiåtgång i kartongåtervinningsmodellen*

Energislag	MJ/kg
Olja	2,5
Elektricitet	6,9

Energiförbrukningen är för tillverkning av kartong och inkluderar inte t.ex. plastbeläggingssteget, som är en möjlighet för den färdiga kartongen.

Emissioner till luft och vatten

Emissioner till luft och vatten från processen är medelvärden från Fiskeby Boards produktion för 1996 och 1997, Fiskeby Board (1998). Faktorer för både luft- och vattenutsläpp återfinns i tabell A16 nedan. Vattenemissioner återfinns i det renade avloppsvattnet som återförs till Motala Ström. Luftemissionerna härrör från oljeförbränningen på bruket.

Tabell A 16. Emissionsfaktorer i kg per kg producerad kartong.

Emissionsfaktorer till vatten		Emissionsfaktorer till luft	
COD	$2,33 \cdot 10^{-3}$	CO2 fossilt	0,165
BOD	$0,25 \cdot 10^{-3}$	SO _x -S	$0,057 \cdot 10^{-3}$
Suspenderade ämnen	$0,62 \cdot 10^{-3}$	NO _x -N	$0,050 \cdot 10^{-3}$
AOX	$3,5 \cdot 10^{-6}$	Partiklar	$0,031 \cdot 10^{-3}$
Fosfor	$8,0 \cdot 10^{-6}$		
Kväve	$0,11 \cdot 10^{-3}$		

Slam

Ett bioslam uppkommer i reningsanläggningens sedimenteringsdel. Bioslammängden är beräknad som ett medelvärde för Fiskeby för åren 1996 och 1997 (Fiskeby Board 1998). Slammängden är 0,0315 kg/kg kartong och innehåller mycket cellulosa-fibrer men också en del oorganiskt material som sand. Analysdata på slammet har erhållits från återvinningsanläggningen, och redovisas i tabell A17. TS-halten är 19 %. Askandelen är 21 % och 72 % är brännbart material. Detta antas i huvudsak bestå utav cellulosa, vilket innebär ungefär 50 % kol, 44 % syre och 6 % väte. Baserat på TS-halt blir det 37 % kol, 33 % syre och 4,4 % väte. Kolet har antagits vara till 80 % medelnedbrytbart kol i form av cellulosa och 20 % lättnedbrytbart kol.

Tabell A 17. Slammets sammansättning, kg/kg torrt slam

C	0,37	Cd	$0,58 \cdot 10^{-6}$
O	0,33	Hg	$0,15 \cdot 10^{-6}$
H	0,044	Pb	$14 \cdot 10^{-6}$
S	-	Cu	$43 \cdot 10^{-6}$
P	$7,2 \cdot 10^{-3}$	Cr	$8,7 \cdot 10^{-6}$
Cl	-	Zn	$77 \cdot 10^{-6}$
N	$57 \cdot 10^{-3}$	PAH	$0,21 \cdot 10^{-6}$
PCB	$0,063 \cdot 10^{-6}$		

Slammet antas deponeras och från deponeringen kommer vatten- och luftemissioner enligt deponeringsmodellen, kapitel A.2.1.4.

A.2.2 Ekonomimodellen

Den ekonomiska modelleringen påbörjades i Carlsson (1997), men nya delmodeller har sedan dess tillkommit, och flera av modellerna har ändrats.

Kostnaderna fördelas jämt över anläggningarnas och tillgångarnas beräknade livslängd enligt annuitetsmetoden, då dataredovisning i ORWARE sker på årsbasis. Annuitetsfunktionen ser ut som följer:

$$a = \frac{k \cdot (1+r)^t \cdot r}{(1+r)^t - 1}$$

där a = annuitetskostnad, kr/år, k = kapitalinvestering, t = avskrivningsperiod i år, och r = kalkylränta, uttryckt i decimalform (5% ränta = 0,05)

Allmänna ekonomiska antaganden redovisas i tabell A18.

Tabell A 18. Allmänna antaganden i modellen

Kalkylränta	5%
Lönekostnad	170 kr/h
Arbetstimmar	1 760 h/person och år
Kostnad järnvägstransport	20 kr/ton*km

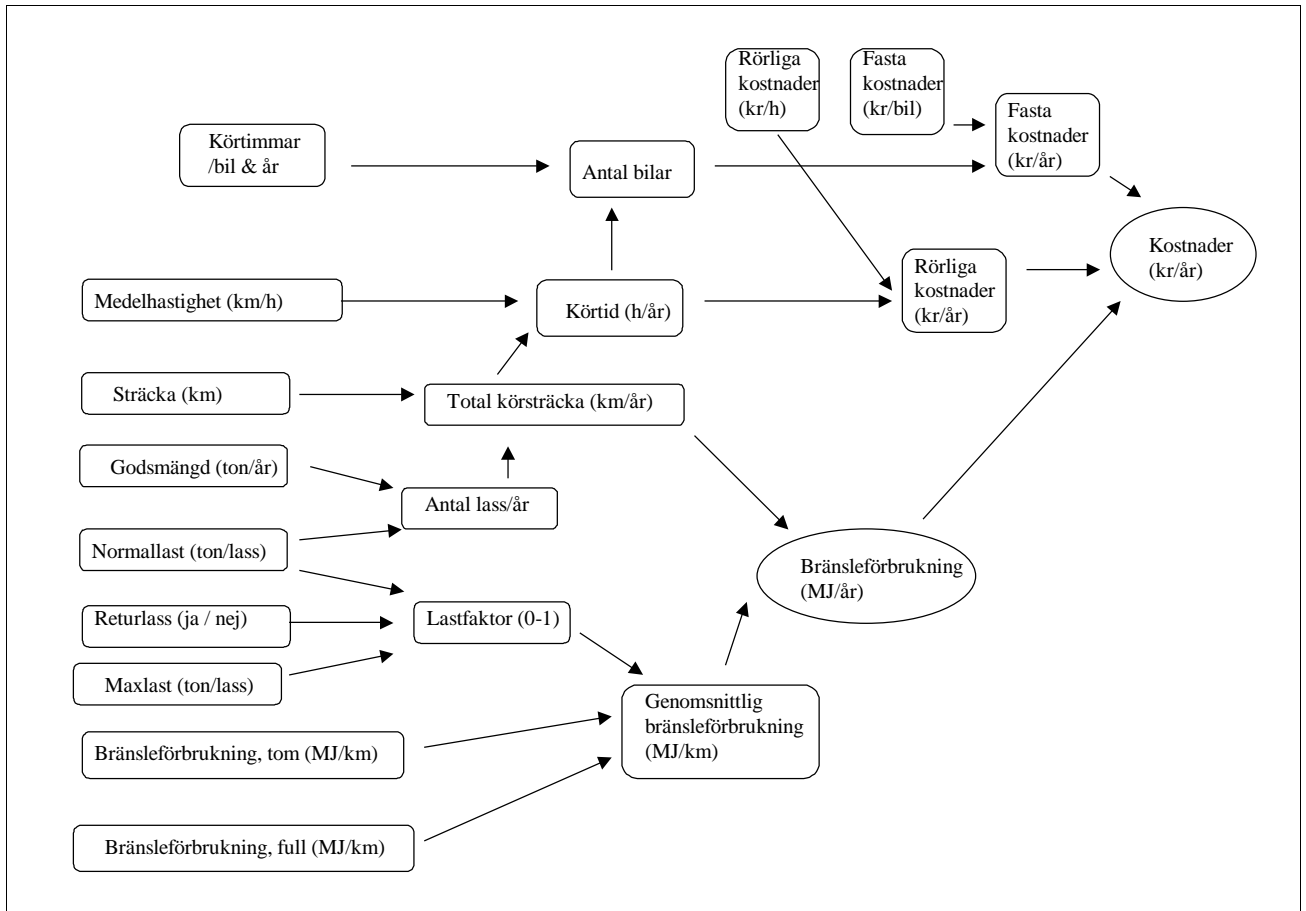
Dessutom konsumerar olika komponenter i avfallshanteringssystemet olja och diesel (såsom transporter och behandlingsanläggningar), som i de fall de inte är inkluderade i kostnadsberäkningarna på annat sätt värdesätts enligt tabell A19.

Tabell A 19. Prissättning av olja och diesel i delmodeller

Olja, Eo5	26,23 öre/kWh (900 kr/ton plus skatter för svavel, CO2, energi)
Diesel, miljöklass 2	4,2 kr/l

Insamling och transporter

Den ekonomiska modellen för transporter och insamling är beroende av flera olika indata från den tekniska delen av ORWARE-modellen; mantimmar, trucktimmar, och bränslekonsumtion. Kostnaden för lastbilar är således beroende av transportsträcka och medelhastighet, medan sopbilar är beroende av insamlingsrundelängd, avstånd till insamlingsrunda, och tidsåtgång för dessa transporter (se figur A5 nedan).



Figur A 5. Flödesschema för kostnadsberäkningar för transporter

De ekonomiska indata som används för de olika transport- och insamlingsmodellerna är hämtade från RVF (1992), samt Lastbilscentralen i Uppsala (LBC, 1998) enligt tabell A20 och A21.

Tabell A 20. Indata för kostnadsberäkning av transportkostnader

			Referens:
Inköpskostnad för en lastbil	1 300 000 kr	livslängd 7 år	LBC (1997)
Inköpskostnad för en släpbil	2 000 000 kr	livslängd 7 år	LBC (1997)
Fasta kostnader per bil och år	54 000 kr		RVF (1992)
Körtid per bil och år	1 700 h		RVF (1992)
Underhåll per kilometer körsträcka	2.6 kr		RVF (1992)

Tabell A 21. Indata för beräkning av insamlingskostnader

			Referens:
Inköpskostnad för en sopbil	1 100 000 kr	livslängd 7 år	RVF (1992)
Inköpskostnad för frontlastare	1 700 000 kr	livslängd 7 år	LBC (1997)
Fasta kostnader per bil och år	54 000 kr		RVF (1992)
Körtid per bil och år	1 700 h		RVF (1992)
Underhåll per kilometer körsträcka	2.6 kr		RVF (1992)

För uttransport av rötrest till åkermark har en förenklad modell använts, där totalkostnaden per tonkilometer är satt till 2,5 kr.

Återvinningsstationer

Återvinningsstationsmodellen är konstruerad efter egna antaganden.

Då återvinningsfraktioner (såsom plast- och kartongförpackningar) samlas in från hushåll antas detta göras via återvinningsstationer. Det antas att det samlas in fem fraktioner vid varje återvinningsstation, och varje fraktion bär en femtedel av kostnaden för stationen. Denna kostnad består av städning en halvtimme per vecka per återvinningsstation. Ingen kostnad för mark är medräknad. För data, se tabell A9.

Tabell A 22. Antaganden för kostnader för återvinningsstationer

Städning av återvinningsstation	0,5 h/vecka
Volym container	6 kubikmeter, dvs. ca 300 kg plast- eller kartongförpackningar
Pris per container	9 000 kr (livslängd 10 år)
Medelfyllnadsgrad av container vid tömning	70%
Tid för tömning och städning, per kärl	3,6 minuter
Bil för insamling	Frontlastare (1 700 000 kr i inköpspris)

Förbränning

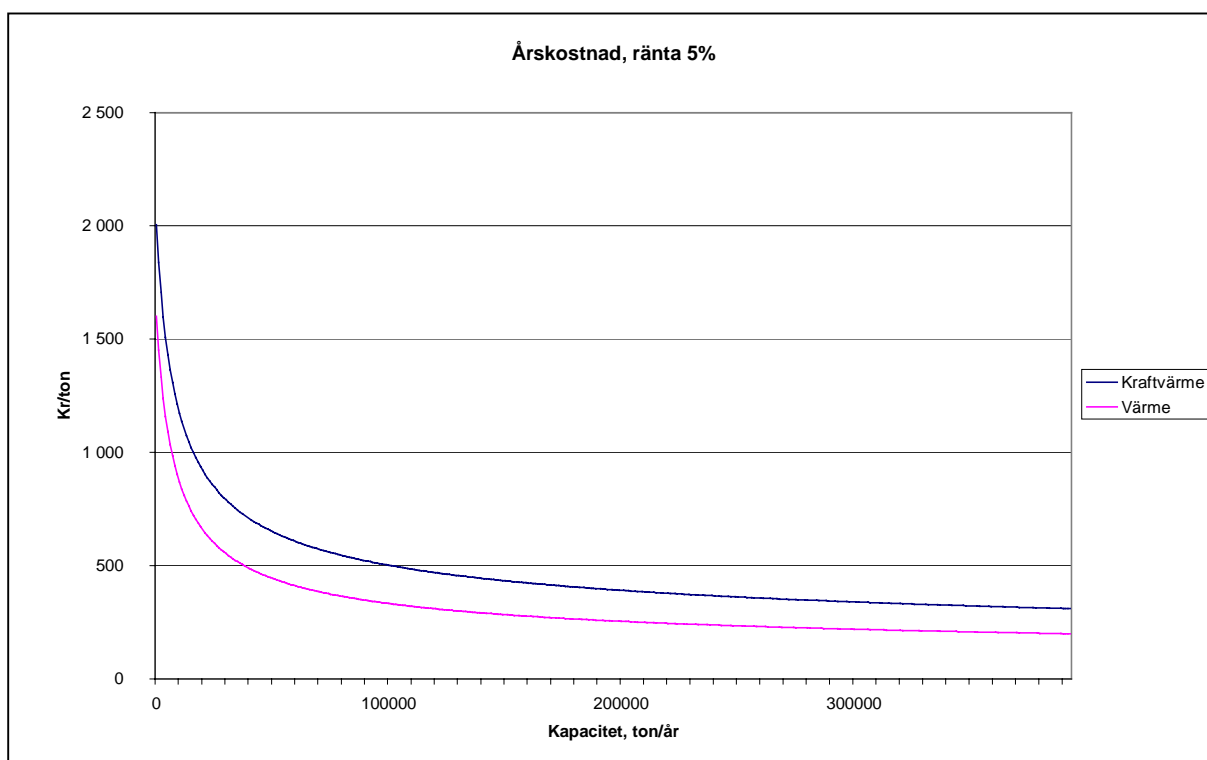
Den ekonomiska modellen för förbränning baseras på Dalroth (1998). De funktioner som används för att beräkna kostnader är enligt tabell A23.

Tabell A 23. *Kostnadsantaganden för förbränningsanläggningar*

Investering, kraftvärme	$\text{Kapacitet}^{0,68} * 145\ 000$
Investering, värme	$\text{Kapacitet}^{0,68} * 145\ 000 * 0,55$
Avskrivningstid	20 år
Effekt, MW	$\text{Kapacitet} * 0,38 * 10^{-3}$
Personal	$10 + (14,3 * \text{Effekt} + 200)^{0,5}$ (avrundas uppåt)
Underhåll och löpande kostnader	2,5% av investering
Kemikalier och kalk	20 kr/ton avfall

Kapacitet = anläggningskapacitet, ton/år

Vid en ränta på 5 % ger kostnadsantagandena en kostnad per ton behandlat avfall enligt figur A6 nedan.



Figur A 6. *Kostnader per ton behandlat avfall*

Balning

Vid avställning av förbränningsverk för översyn kan avfallet balas istället för att skickas till deponi. Kostnaderna för denna anläggning är baserade på Åberg (1998), och redovisas i tabell A24.

Tabell A 24. Data för balningsanläggning

Balningsmaskin	3 800 000 kr, avskrivningstid 10 år
Kapacitet	12 000 ton/år
Underhåll	4% av investering per år
Driftskostnader	bemannning: 2 man kostnad plast: 50 kr/ton avfall el, 14,4 MJ/ton avfall

Detta ger en kostnad på ca 145 kr/ton vid 5% ränta.

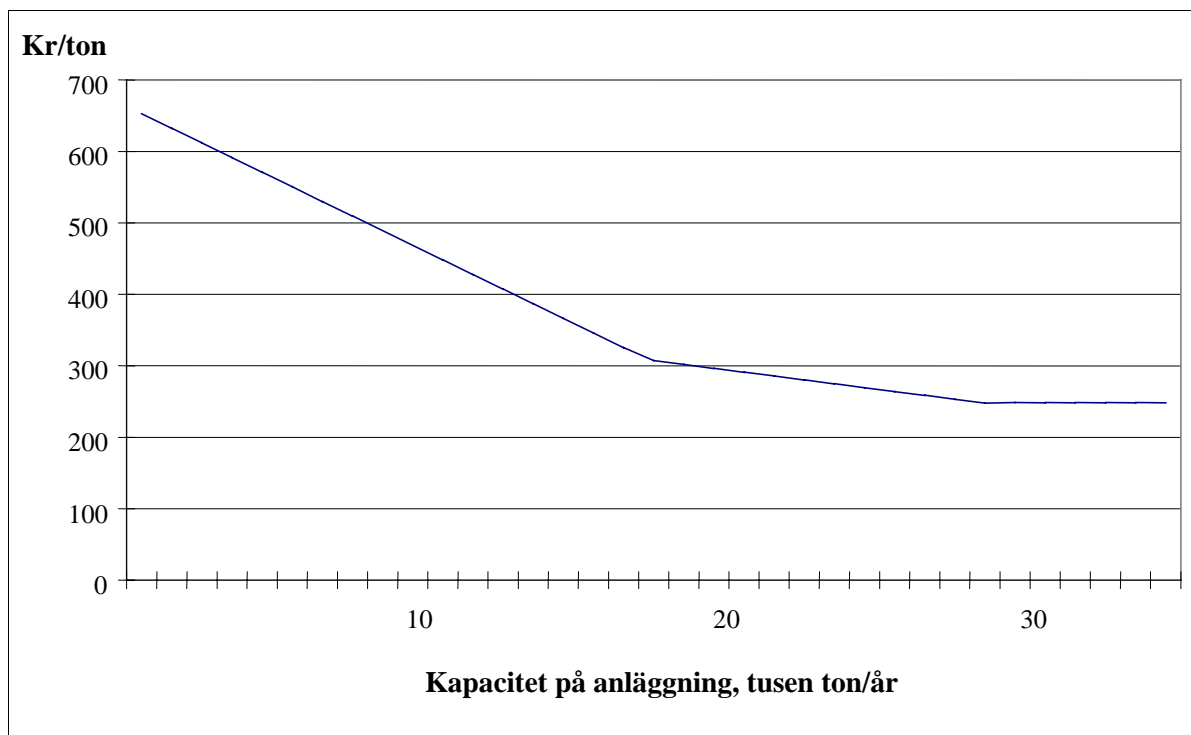
Deponering

Modellen är baserad på uppgifter om celldeponering, Persson (1997). De data som används är enligt tabell A25.

Tabell A 25. Kostnadsdata för celldeponering

Kapacitet, ton/år	Investeringar, Mkr		Driftskostnader, Mkr/år
	Mark	Maskin	
3 600	1,5	3,9	1,4
4 100	2,1	4,3	1,5
17 400	3,8	10	3,3
28 800	3,8	11,1	5

Sambandet i figur A7 här under gäller för deponering av organiskt material. För deponering av slagg och flygaska har antagits en kostnad som ligger på 80 % av den ovan givna, enligt Fliedner (1999).



Figur A 7. Medelkostnad per ton behandlat avfall i celldeponi vid varierande anläggningsstorlek

Rötning

Röttningsmodellen finns i två versioner: en som är nära överensstämmande med den som finns i bruk i Uppsala, samt en som är modifierad för att bättre stämma överens med den röttningsanläggning som planeras i Stockholmsområdet.

I grunden är själva biogasanläggningens kostnader baserade på den revisionsrapport Öhrlings Coopers&Lybrand gjorde 1998 angående Uppsalas biogasanläggning, Öhrlings Coopers&Lybrand (1998). Data från denna rapport har modifierats i vissa hänseenden enligt samtal med personer som arbetar med anläggningen ifråga, Källman (1999).

Kostnader för Uppsalanläggningen redovisas i tabell A26.

Tabell A 26. Kostnadsrelationer för röttningsanläggning i Uppsala

Fasta kostnader	20 Mkr	20 års livslängd
Hygienisering	1,5 Mkr + 50 * Kapacitet*	10 års livslängd
Rötkammare	4 Mkr + 240 * Kapacitet	20 års livslängd
Lagring av rötrest	2 Mkr + 80 * Kapacitet	20 års livslängd
Drift och underhåll	1,9 Mkr/år	-

* Kapacitet står för anläggningskapacitet uttryckt i ton/år

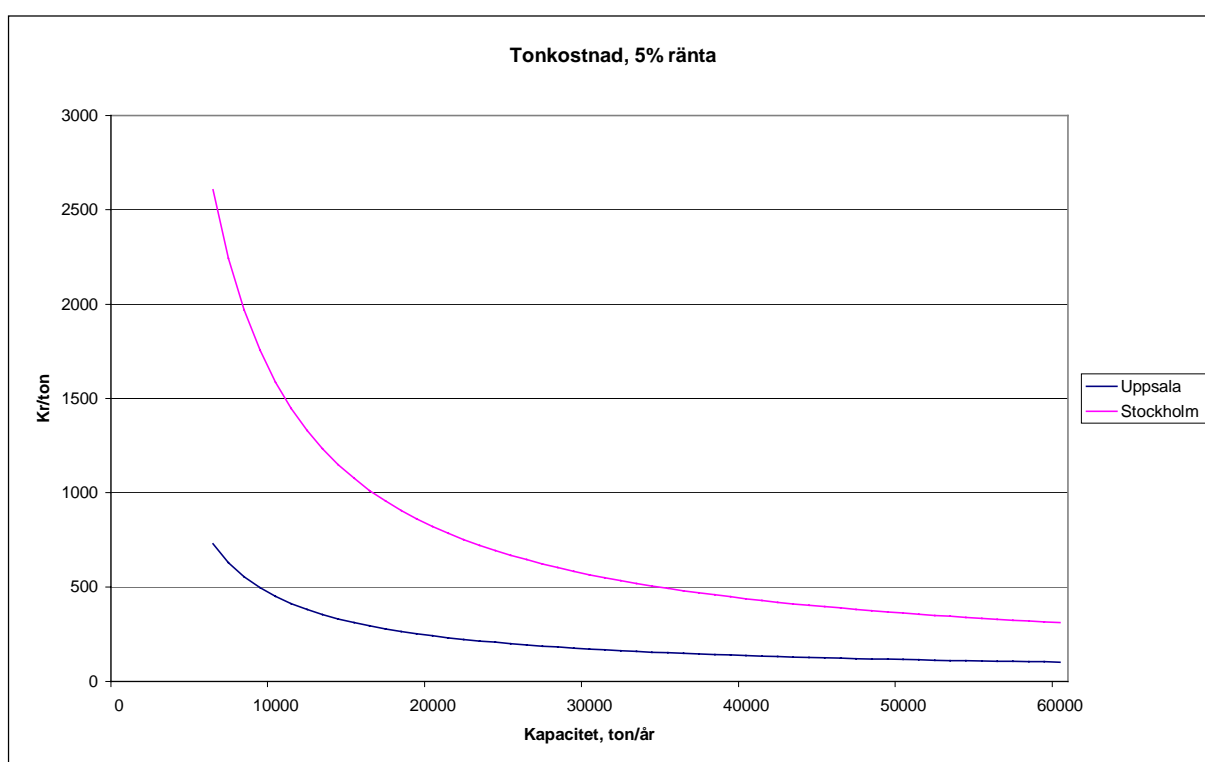
Stockholmsmodellen är upplagd på samma sätt som Uppsalamodellen, fast kostnadsnivåerna har ändrats enligt projektering för den röttningsanläggning som skall

byggas i Stockholmsområdet (Hammerfeldt, 1999). Kostnader för Stockholmsanläggningen presenteras i tabell A27.

Tabell A 27. *Kostnadsrelationer för rötningsanläggning i Stockholm*

Fasta kostnader	20 Mkr	20 års livslängd
Hygienisering	15 Mkr + 50 * Kapacitet *	10 års livslängd
Rötkammare	50 Mkr + 240 * Kapacitet	20 års livslängd
Lagring av rötrest	15 Mkr + 80 * Kapacitet	20 års livslängd
Drift och underhåll	5 Mkr/år	-

Vid en ränta på 5 % ger de två modellerna följande kostnader per ton vid olika anläggningsstorlekar:



Figur A 8. *Kostnader för rötning, baserad på data från tabell A 26 samt A 27.*

Kompostering

Komposteringsmodellen är uppdelad på tre separata modeller; strängkompostering, reaktorkompostering och hemkompostering. Källdata kommer från Persson (1997). De funktioner som används är enligt tabellerna A28, A29 och A30.

Tabell A 28. *Kostnadssamband för strängkompostering*

Maskininvestering	2 Mkr + 0,3 * Kapacitet,	livslängd 7 år
Markkostnader	2 Mkr + 0,75* Kapacitet,	livslängd 20 år

Övriga kostnader	$750\,000 + 0,2 * \text{Kapacitet}$,	livslängd 15 år
Löpande kostnader	$750\,000 + 0,2 * \text{Kapacitet(per år)}$	-

Tabell A 29. Kostnadssamband för reaktorkompostering

Maskininvestering	$8,1 \text{ Mkr} + 0,55 * \text{Kapacitet}$, livslängd 10 år
Mark- och byggnads- kostnader	$9,5 \text{ Mkr} + 0,6 * \text{Kapacitet}$, livslängd 20 år
Övriga kostnader	$3,2 \text{ Mkr} + 0,24 * \text{Kapacitet}$, livslängd 15 år
Löpande kostnader	$600\,000 + 0,1 * \text{Kapacitet (per år)}$

Tabell A 30. Indata för hemkompostering

Investering per hushåll	600 kr (ett komposteringskärl)
Livslängd på investering	5 år

Med en realränta på 5% blir årskostnaden för strängkompostering mellan ca 200-400 kr, beroende på anläggningsstorlek.

Reaktorkomposteringen används inte i nuvarande projekt.

Hemkomposteringen kostar ca 280 kr/ton, vid ett antagande om att ett hushåll producerar 500 kg organiskt avfall per år och en ränta på 5%.

Avloppsreningsverk

Modellen finns beskriven i Carlsson (1997) sidan 22-23. Den används inte i detta projekt.

Spridning på åkermark

Dessa kostnader är baserade på data från Maskinring Väst (1994). Modellen hämtar indata från spridningsmodellen för tidsåtgång och bränslekonsumtion och räknar utifrån detta ut lönekostnad samt bränslekostnad och lägger dessutom till kostnad för traktor och spridare, som baseras på leasingkostnad. Denna uppgår till 524 kr/h för torrspridning, och 558 kr/h för våtspridning.

Gasanvändning

Biogasen kan antingen uppgraderas och användas till fordonsdrift, facklas av, eller driva en gasmotor och producera värme och/eller el.

Fordonsdrift

Uppgifter till denna modell är tagna från anläggningen i Linköping, enligt tabell A31.

Tabell A 31. Indata för fordonsdrift med biogas

Rening, uppgradering av gas, tankstation	12 Mkr	15 års livslängd
Ledningsdragning mellan biogasanläggning och tankstation	2,8 Mkr	25 års livslängd
Extrakostnad per biogasbil	50 000 kr	7 års livslängd
Extrakostnad per biogasbuss	300 000 kr	10 års livslängd

Uppgraderingen anses vara en fast kostnad som inte beror på gasmängden som behandlas. Dessutom tillkommer en extra kostnad per biogasbuss, då Ottomotorn som används vid gasdrift är dyrare än en dieselmotor.

Gasmotor

Denna kostnad är baserad på den gasmotor som används vid Uppsala reningsverk, enligt tabell A32.

Tabell A 32. Indata för gasmotor

Investering gasmotor	5 Mkr, livslängd 10 år
Driftskostnader	900 000 kr/år

Materialåtervinning - Plast

På grund av svårigheter med att få kostnadsdata som är jämförbara vad gäller plaståtervinning samt nyproduktion av plast, skiljer sig den ekonomiska systemgränsen från den tekniska vad gäller materialåtervinning av plast. Extern produktion av plast tillskrivs ingen intäkt eller kostnad i modellen. Plast som återvinns i systemet värdesätts med vad den inbringar på råvarubörsen. Detta värde är satt till 400 kr/ton (Råvarubörsen, 1999).

Materialåtervinning - Kartong

På grund av svårigheter med att få kostnadsdata som är jämförbara vad gäller kartongåtervinning samt nyproduktion av kartong, skiljer sig den ekonomiska systemgränsen från den tekniska vad gäller materialåtervinning av kartong. Extern produktion av kartong tillskrivs ingen intäkt eller kostnad i modellen. Kartong som återvinns i systemet värdesätts med vad den inbringar på råvarubörsen. Detta värde är satt till 450 kr/ton (Råvarubörsen, 1999)

A.3 Delmodeller för processer i det externa systemet

Införsel av material och energi till det externa systemet utgörs av råvaror ”i naturen”, d.v.s. uran i obruten uranmalm, olja i råoljekälla, biomassa som träd i skogen, etc. Utflödet från systemet utgörs av specifika mängder (enligt de funktionella enheterna) av fjärrvärme (hetvatten), elektricitet, näringsämnen (kväve- och fosforgödsel), drivmedel till fordon, PE-plast och kartong.

Generellt för alla delmodeller i det externa systemet (kringsystemet), samt också i avfallssystemet, gäller att de endast beaktar emissioner och material- och energiförbrukning som är direkt förknippade med själva processen. Byggnadsfasen eller rivningsfasen beaktas inte.

För elektricitet från kärnkraftverk redovisas den termiska energin (nyttiggjord elektricitet och bortkyld värme) från kärnkraftverket. För vattenkraft anges den levererade mängden energi från vattenkraftverket, hänsyn tas alltså inte till förluster i turbiner och kraftöverföring. Frånsett kärnkraftsel och vattenkraftsel räknas energiåtgång och emissioner tillbaka till vaggan. Nedströmsprocesser som avfallshantering av t.ex. aska från el och värmeproduktion innefattas ej i data för det externa systemet. Det beror på att de livscykelinventeringar som vi har använt oss av inte har inkluderat detta i sina system. För att analysera effekterna av detta har data för utlakning av olika ämnen från avfallsförbränningsaska jämförts med motsvarande för biobränsle och kolaska. Både biobränsle och kolaska har många gånger lägre utlakning av olika metaller än avfallsförbränningsaska, och effekten av att utelämna nedströmsprocesser anses därför vara försumbar.

De ekonomiska effekterna omfattar hela livscykeln, d.v.s. även byggskedet ingår.

A.3.1 Flödesmodeller

A.3.1.1 Elektricitet

Elektricitet används inom avfallshanteringsystemet till olika behandlingsprocesser och i det externa systemet för framställning av exempelvis jungfrulig kartong. Dessutom används den i förekommande fall för att fylla upp den funktionella enheten el (om avfallshanteringsystemet i något fall uppvisar en nettoproduktion av el). I avfallshanteringsystemet anges för varje aktivitet elförbrukning i MJ. Denna elförbrukning kan kopplas till valfri elproduktionsmetod, såsom kolkondenskraft, svensk medelelmix etc.

Den elektricitet som konsumeras i hela systemet kan därvid indelas i tre olika delar:

1. Elektricitet som används till processer i avfallssystemet.
2. Elektricitet som används till processer i det externa produktionssystemet.
3. Elektricitet som används för att fylla upp funktionell enhet.

I tidigare ORWARE-studier har de funktionella enheterna för elektricitet och värme satts efter det uppkomna nettobehovet (produktion-konsumtion). Numera beräknas först el- och värmebehovet för att täcka systemets funktion och sedan behovet för att fylla upp den funktionella enheten. Storleken på den funktionella enheten sätts till maximal värme/el-produktion från avfallssystemet.

För elåtgången i de externa funktionerna (elförbrukning vid nyplastproduktion, nykartongproduktion, konstgödselproduktion, drivmedelproduktion, värme- och elproduktion) ser det lite annorlunda ut. För dessa funktioner har inte någon grundlig modellering gjorts, utan befintliga studier har använts. För värmeproduktion används t.ex. Vattenfalls LCA-studier. I de använda data ligger elåtgången ofta "inbakad". Har Vattenfall i sin LCA för biobränslevärme t.ex. använt en svensk medelelmix så ligger denna inbakad i de angivna emissionerna från hela systemet.

Den el som används för att producera kolkraftsel, svensk medelel, kolvärme, biobränslevärme, bensin, diesel och näringsämnen utgörs av olika typer av "medelelmixar", svensk eller europeisk. I produktion av dessa material går det åt mycket lite elektricitet, vilket gör att typen av elproduktion får en försumbar påverkan på slutresultatet. För nyproduktion av kartong och plast får elektriciteten en större inverkan.

Kartongproduktionen förbrukar relativt mycket el. Den sker också till stor del i Sverige, vilket gör att det är viktigt att elproduktionsmixen är likadan som för återvinningsprocessen för kartong. I nyproduktionsdata har elförbrukningen angetts separat, därför kan samma elproduktionsdata kopplas på som i avfallshanteringsystemet. För nyproduktion av plast har PWMI:s data för plastproduktion i Europa använts (Boustead 1993). Räknat i primära energibärare är ca 20 % av energiåtgången el. Om vi skulle titta på elproduktionsmixen i de länder där vi köper vår plast, skulle den se något annorlunda ut än den medelel som PWMI använt (troligen något mer vattenkraft och mindre fossilt). I den stora åtgången av naturgas och

olja som är i plastproduktionsprocessen skulle inte denna korrektion få någon stor påverkan.

Slutsatsen av denna analys blir att inga felaktiga slutsatser kommer att dras för att vi använder olika elproduktionssätt i vissa delar av det externa systemet. Den enda modell där det är viktigt är nyproduktion av kartong, och denna kopplas också till samma elproduktionssätt som avfallshanteringssystemet.

Kolkraft

Vi har i våra beräkningar använt data från ett kolkondenskraftverk (Fynsverket) i Danmark som är ett genomsnittligt danskt kraftverk, Uppenberg et al (1999). Kolet, i form av pulver, förbränns i ett gammalt och ett nyare block där det nyare blocket är utrustat med semitorr svavelrening och låg-NO_x-brännare medan det gamla blocket saknar rening av svavel- och kväveoxider.

I tabell A33 och A34 visas resursförbrukning och emissionsfaktorer för elproduktion från kol. Data i Uppenberg (1999) bygger på Vattenfalls LCA för kolkraft (Buhre et al 1997). Uppenberg (1999) redovisar data per MJ bränsle. För kolkondens gas verkningsgraden 44 % och för kraftvärme 88 %.

Tabell A 33. Resursförbrukning för produktion av elektricitet från kol (MJ/MJ bränsle)

Energiresurs	Utvinning MJ/MJ bränsle	Användning MJ/MJ bränsle	Summa MJ/MJ bränsle
Förnybar			
Vattenkraftsel	0	9,5*10 ⁻⁵	9,5*10 ⁻⁵
Icke förnybar			
Kärnkraftsel	0	1,6*10 ⁻⁴	1,6*10 ⁻⁴
Naturgas	0	9,24*10 ⁻⁴	9,24*10 ⁻⁴
Olja	2,32*10 ⁻²	4,19*10 ⁻³	2,74*10 ⁻²
Kol	2,07*10 ⁻²	5,72*10 ⁻⁴	2,1*10 ⁻²

Tabell A 34. Emissionsfaktorer för produktion av elektricitet från kol (g/MJ bränsle)

Emission till luft	Utvinning g/MJ bränsle	Användnin g g/MJ bränsle	Summa g/MJ bränsle
NO _x	6,27*10 ⁻²	0,257	0,32
SO ₂	4,84*10 ⁻²	0,284	0,33
CO	5,03*10 ⁻³	6,23*10 ⁻⁵	5,09*10 ⁻³
Partiklar	6,65*10 ⁻³	1,19*10 ⁻²	1,86*10 ⁻²
HC (NMVOC)	1,88*10 ⁻³	8,62*10 ⁻⁴	2,74*10 ⁻³
CO ₂	4,3	99	1,03*10 ⁻²
CH ₄	8,94*10 ⁻²	1,53*10 ⁻⁴	8,96*10 ⁻²
N ₂ O	4,17*10 ⁻⁷	6,45*10 ⁻⁷	1,06*10 ⁻⁶

Svensk elmix

Data gäller för den elproduktionsmix som rådde i Sverige 1997 (STEM, 1999). Grunddata är omräknade med hjälp av import- och exportsiffror för att spegla den medelemix som verkligen användes i Sverige 1997, och inte bara den som producerades i Sverige. Elmixen redovisas i tabell A35.

Tabell A 35. Svensk elanvändningsmix 1997

Elproduktionssätt	Andel av använd el (%)
Förnybar	
Vattenkraft	45,6
Biobränsle	6,2
Icke förnybar	
Kärnkraft	41,9
Naturgas	1,1
Olja	1,2
Kol	3,3

Data för respektive elproduktionsslag är hämtade från Vattenfalls livscykelinventeringar (Vattenfall, 1996).

A.3.1.2 Fjärrvärme

Generering av fjärrvärme kan ske på flera sätt. Här anges data för värmeproduktion genom förbränning av biobränsle, kol och olja.

Biobränsle

Data för biobränsleddad fjärrvärme har erhållits från Vattenfall (1996).

Värmegenerering från biobränsle antas ske i ett kraftvärmeverk med rökgaskondensering eldat med skogsbränsle och med en totalverkningsgrad om 109 % baserat på det effektiva värmevärdet. Valet av kraftvärmeverk framför värmeverk har egentligen ingen större betydelse för resultatet. Typ och funktion hos rökgasreningen är den faktor som påverkar slutresultatet. Uppströmsflöden som uttag av skogsråvara, bränsleförädling och transport är inräknade. Nedströmsflöden under driftskedet såsom emissioner från deponering av aska ingår inte. Dessa emissioner bedömer vi vara så små att de kan utelämnas i analysen, se kapitel A.3.1. I tabell A36 och A37 visas resursförbrukning och emissionsfaktorer för fjärrvärmeproduktion från biobränsle.

Tabell A 36. Resursförbrukning för produktion av fjärrvärme (MJ nyttig energi) från skogsbränsle i kraftvärmeverk

Energiresurs	Utvinning MJ/MJ	Användning MJ/MJ	Summa MJ/MJ
Förnybar			
Vattenkraft	-	$7,46 \cdot 10^{-6}$	$7,46 \cdot 10^{-6}$
Biobränsle	-	$6,72 \cdot 10^{-7}$	$6,72 \cdot 10^{-7}$
Icke förnybar			
Kärnkraft	-	$6,21 \cdot 10^{-6}$	$6,21 \cdot 10^{-6}$
Naturgas	-	$4,81 \cdot 10^{-5}$	$4,81 \cdot 10^{-5}$
Olja	$3,53 \cdot 10^{-2}$	$5,67 \cdot 10^{-5}$	$3,54 \cdot 10^{-2}$
Kol	-	$1,71 \cdot 10^{-4}$	$1,71 \cdot 10^{-4}$

Luftemissionerna från kraftvärmeverket allokeras lika per MJ för elektricitet och värme. Koldioxiden som släpps ut under drift av kraftvärmeverket (användning) är till största delen biogen koldioxid vilken - med tanke på biobränslets kretslopp - inte beaktas i utvärderingen av miljöeffekter.

Tabell A 37. Emissionsfaktorer för produktion av fjärrvärme (i MJ nyttig energi) från skogsbränsle i kraftvärmeverk

Emission till luft	Utvinning g/MJ	Användning g/MJ	Summa g/MJ
NO _x	$4,22 \cdot 10^{-2}$	$5,03 \cdot 10^{-2}$	$9,25 \cdot 10^{-2}$
SO ₂	$2,41 \cdot 10^{-3}$	$9,17 \cdot 10^{-3}$	$1,16 \cdot 10^{-2}$
CO	$1,33 \cdot 10^{-2}$	$4,58 \cdot 10^{-2}$	$5,92 \cdot 10^{-2}$
HC (VOC)	$3,86 \cdot 10^{-3}$	$2,92 \cdot 10^{-5}$	$3,89 \cdot 10^{-3}$
CO ₂ fossil	2,69	$2,64 \cdot 10^{-2}$	2,71
CO ₂ biogen	0	92	92

Kol

Data för produktion av fjärrvärme genom förbränning av kol tas från samma källa som för produktion av el genom förbränning av kol. Här används verkningsgraden 88 %, enligt kapitel A.3.1.1.

Olja

Data för utvinning av olja kommer från Uppenbergs (1999) som bygger sin rekommendation på Vattenfalls (1996). Emissionsdata för förbränning av olja kommer från Anderssons (1999) och är uppmätta data från fjärrvärmeproduktion med lättolja i Högdalenverket (verkningsgrad 90 %) i Stockholm. Dessa data saknade dock uppgift om emissioner av kolmonoxid (CO) och flyktiga organiska föreningar (VOC). Därför har en komplettering för dessa emissioner gjorts från Brännström-Norbergs (1996) för oljekondenskraftverk (verkningsgrad 40 %) med justering av verkningsgraden. Samma förfarande har använts för energiresursförbrukning.

Tabell A 38. Resursförbrukning för produktion av fjärrvärme från olja i värmeverk

Energiresurs	Utvinning MJ/MJ	Användning MJ/MJ	Summa MJ/MJ
Förnybar			
Vattenkraft	$1,60 \cdot 10^{-3}$	$2,11 \cdot 10^{-5}$	$1,62 \cdot 10^{-3}$
Biobränsle	$6,67 \cdot 10^{-8}$	$1,91 \cdot 10^{-6}$	$1,98 \cdot 10^{-6}$
Icke förnybar			
Kärnkraft	$5,82 \cdot 10^{-7}$	$1,66 \cdot 10^{-5}$	$1,72 \cdot 10^{-5}$
Naturgas	$1,04 \cdot 10^{-2}$	$1,68 \cdot 10^{-5}$	$1,04 \cdot 10^{-2}$
Olja	$4,24 \cdot 10^{-2}$	$3,57 \cdot 10^{-5}$	$4,24 \cdot 10^{-2}$
Kol	$9,33 \cdot 10^{-5}$	$3,75 \cdot 10^{-5}$	$1,31 \cdot 10^{-4}$

Tabell A 39. Emissionsfaktorer för produktion av fjärrvärme från olja i värmeverk

Emission till luft	Utvinning kg/MJ	Användning kg/MJ	Summa kg/MJ
NO _x	$2,28 \cdot 10^{-5}$	$8,25 \cdot 10^{-5}$	$1,05 \cdot 10^{-4}$
SO ₂	$9,73 \cdot 10^{-6}$	$5,21 \cdot 10^{-5}$	$6,18 \cdot 10^{-5}$
CO	$2,74 \cdot 10^{-6}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$1,97 \cdot 10^{-5}$
HC (VOC)	$4,49 \cdot 10^{-5}$	$5,02 \cdot 10^{-6}$	$4,99 \cdot 10^{-5}$
CO ₂ fossil	$3,96 \cdot 10^{-3}$	$84,43 \cdot 10^{-3}$	$8,84 \cdot 10^{-2}$
CO ₂ biologisk	0	0	0

A.3.1.3 Drivmedel

Biogasen kan användas till att driva bussar i linjetrafik eller till personbilar. De alternativa bränslena i dessa båda fall är diesel för bussar och bensin (95 oktan) för personbilarna. De funktionella enheterna är ett visst antal körda kilometer per år med buss och ett visst antal körda kilometer per år med personbil. Modellen tar hänsyn till att förbränning av biogas sker med en annan verkningsgrad än för diesel och bensin. Bussar drivna på biogas antas förbruka 12 % mer energi än motsvarande buss driven på diesel. En personbil med biogasmotor förbrukar 57 % mer energi än motsvarande bensindrivna bil.

För att de använda data skall vara så jämförbara som möjligt har samma referens använts för biogasdrift av buss och bil, dieseldrift av buss och bensindrif av bil. Referensen är en sammanställning gjord på uppdrag av KFB, Kommunikationsforskningsberedningen (Egebäck et al 1997a). För produktion av diesel och bensin används data sammanställda av Uppenberg (1999), som för båda drivmedlen bygger på Blinge (1997). I Uppenberg (1999) framgår inte energiåtgången för produktion och distribution av bensin och diesel. Dessa data har extraherats ur bilaga 1 och 3 till Blinge (1997). Den el som åtgår i produktionen härrör från raffineringprocessen och en svensk medelelmix har använts, se bilaga 1 till Blinge (1997). Elförbrukningen är mycket liten i förhållande till övrig energiförbrukning i framställningen av drivmedlen.

Dieselolja och bussar

Utvinning av dieselolja har en resursförbrukning enligt tabell A40.

Tabell A 40. Resursförbrukning för produktion av dieselolja.

Energiresurs	Resursförbrukning MJ/MJ
Förnybar	
Vattenkraft	$1,51 \cdot 10^{-3}$
Biobränsle	$8 \cdot 10^{-5}$
Icke förnybar	
Kärnkraft	$1,37 \cdot 10^{-3}$
Naturgas	$9,64 \cdot 10^{-3}$
Olja	$3,63 \cdot 10^{-2}$
Kol	$1,2 \cdot 10^{-4}$

Utvinning av dieselolja och bussar som drivs med dieselolja ger emissioner enligt tabell A41. En buss drar 0,34 l diesel per km och dieseln har ett energiinnehåll om 42,8 MJ/kg (se tabell A3) och en densitet av 830 kg/m³ (Uppenberg 1999). Det ger en bränsleförbrukning av 12,1 MJ/km. Data i Egebäck et al (1997a) är givna per km; här är data omräknade per MJ diesel.

Tabell A 41. Emissionsfaktorer för framställning av dieselolja och för dieseldrift av bussar

Emission till luft	Utvinning kg/MJ	Användning kg/MJ	Summa kg/MJ
NO _x	3,1*10 ⁻⁵	8*10 ⁻⁴	8,31*10 ⁻⁴
SO ₂	1,9*10 ⁻⁵	3,61*10 ⁻⁵	5,51*10 ⁻⁵
CO	2*10 ⁻⁶	1,6*10 ⁻⁴	1,62*10 ⁻⁴
HC (VOC)	3,5*10 ⁻⁵	5,95*10 ⁻⁵	9,45*10 ⁻⁵
CO ₂ fossil	3,5*10 ⁻³	0,087	0,0905
CH ₄	2*10 ⁻⁶	-	2*10 ⁻⁶
N ₂ O	0	-	0
Partiklar	1*10 ⁻⁶	1,65*10 ⁻⁵	1,75*10 ⁻⁵
PAH	-	3,2*10 ⁻⁹	3,2*10 ⁻⁹

Bensin och personbilar

Framställning av bensin ger upphov till resursförbrukning enligt tabell A42 och emissioner från bensindrivna personbilar återfinns i tabell A43.

Tabell A 42. Resursförbrukning för produktion av bensin, 95 oktan

Energiresurs	Resursförbrukning vid utvinning MJ/MJ
Förnybar	
Vattenkraft	2,09*10 ⁻³
Biobränsle	1,2*10 ⁻⁴
Icke förnybar	
Kärnkraft	1,9*10 ⁻³
Naturgas	9,66*10 ⁻³
Olja	6,66*10 ⁻²
Kol	1,7*10 ⁻⁴

En bil drar 0,103 l bensin per km och bensinen har ett energiinnehåll om 42,8 MJ/kg (se tabell A3) och en densitet av 730 kg/m³ (Uppenberg 1999). Det ger en bränsleförbrukning av 3,2 MJ/km. Data i Egebäck et al (1997a) är givna per km; här är data omräknade per MJ bensin.

Tabell A 43. Emissionsfaktorer för bensindrift av bilar, inkl. emissioner från utvinning och framställning

Emission till luft	Utvinning kg/MJ	Användning kg/MJ	Summa kg/MJ
NO _x	3,3*10 ⁻⁵	8,05*10 ⁻⁵	1,1*10 ⁻⁴
SO ₂	2,1*10 ⁻⁵	-	2,1*10 ⁻⁵
CO	2*10 ⁻⁶	1,13*10 ⁻³	1,13*10 ⁻³
HC (VOC)	4,3*10 ⁻⁵	2,7*10 ⁻⁴	3,1*10 ⁻⁴
CO ₂ fossil	5,3*10 ⁻³	0,077	0,0823
N ₂ O	0	-	0
Partiklar	1*10 ⁻⁶	4,02*10 ⁻⁶	4,02*10 ⁻⁶
CH ₄	2*10 ⁻⁶	-	2*10 ⁻⁶

A.3.1.4 Näringsämnen

I föreliggande modell är produktionsbetingelserna för handelsgödsel obekanta varför en bättre referens är under framtagande. Uppgifterna för produktion av handelsgödsel har hämtats från Patyk (1996). Förbrukning av lignit har beräknats som kol.

I tabell A44 och A45 ges resursåtgång och emissionsfaktorer för produktion av kvävegödsel och fosforgödsel.

Tabell A 44. Resursåtgång för framställning av handelsgödsel.

Energiresurs	Kvävegödsel MJ/kg	Fosforgödsel MJ/kg	Summa MJ/kg
Förnybar			
Vattenkraft	0,11	0,48	0,59
Biobränsle	0	0	0
Icke förnybar			
Kärnkraft	0,62	3,73	4,35
Naturgas	35,30	8,31	43,61
Olja	5,74	15,30	21,04
Kol	5,35	8,31	13,66

Tabell A 45. Emissionsfaktorer för handelsgödselproduktion

Emission till luft	Kvävegödsel g/ kg	Fosforgödsel g/ kg	Summa g/ kg
NO _x	3,50	4,13	7,63
SO ₂	3,59	22,9	21,49
CO	0	1,95	1,95
HC (VOC)	6,99	3,87	10,86
CO ₂ fossil	2 760	2 480	5 240
CO ₂ biologisk	0	0	0
CH ₄	6,69	3,25	9,94
N ₂ O	6,13	8,74*10 ⁻²	6,22

A.3.1.5 Plastgranuler

Data för jungfrulig plastproduktion är hämtade från PWMI:s Polyethylene and Polypropylene (Boustead 1993) och BUWAL:s Life Cycle Inventories for Packagings (SAEFL 1998). SAEFL bygger sina data på PWMI:s arbete, men har gjort en del omarbetningar och korrigeringar. Genomgående så har SAEFL:s data använts i första hand. Data för tillverkning av HDPE-granulat har använts. Denna jämförs sedan både med återvunnen hård- och mjukplast. Detta kommer, om någon effekt över huvud taget kan urskiljas, ge den jungfruliga plasten en fördel eftersom tillverkning av LDPE konsumerar mer energi och orsakar mer emissioner än tillverkning av HDPE (Boustead 1993). Transporten av jungfrulig PE till Sverige är antagen till 700 km med lastbil. Detta antagande baserar sig på importuppgifter från SCB. Majoriteten av den PE som importeras till Sverige kommer från Norge eller Nordeuropa (SCB 1998).

Uppgifterna från PWMI och SAEFL baseras på medelvärden för flera europeiska PE-producenter. Data från PWMI är inte riktigt representativt för den plast som köps in i Sverige i dagsläget. Jämförliga data för modernare plastproduktion finns dock inte att erhålla (Walenius, 1999).

I tabell A46 nedan följer energiresurserna som åtgår vid plastproduktion. Elen som åtgår är en europeisk bränslemix bestående av 0,39 MJ vattenkraft, 1,29 MJ kärnkraft, 2,19 MJ kol, 0,4 MJ olja och 1,52 MJ naturgas (omräknat med verkningsgrader, dvs. elåtgången är i verkligheten 1,88 MJ).

Tabell A 46. Resursförbrukning vid produktion av jungfrulig plast

Resurs	Resursförbrukning MJ/kg HDPE
Elektricitet	1,88
Olja till bränsle	11,39
Olja till material	25,01
Naturgas till bränsle	16,78
Naturgas till material	22,72

I tabell A47 nedan följer emissionsfaktorer för emissioner till luft för produktion av 1 kg jungfrulig HDPE. Värdena omfattar kedjan från utvinning av råmaterial tills granulerna efter transport kommit till Sverige. Emissionsfaktorerna är en summering av emissionerna från PE-tillverkning och transporten till Sverige. I samtliga fall utgör bidraget från transporten mindre än 10 % av den totala emissionen, i de flesta fall avsevärt mycket mindre. En del omräkningar har gjorts från SAEFL:s data för att passa ORWARE-vektorn.

Tabell A 47. Emissionsfaktorer till vatten och luft vid produktion av jungfrulig HDPE

Emission	Emissioner till luft kg/kg HDPE	Emissioner till vatten kg/kg HDPE
CO ₂	2,11	-
CH ₄	3,70*10 ⁻³	-
VOC	1,74*10 ⁻²	1,47*10 ⁻⁵
CHX	6,72*10 ⁻⁸	1,90*10 ⁻⁸
PAH	1,48*10 ⁻⁸	1,85*10 ⁻⁷
CO	6,00*10 ⁻⁴	-
NH ₃ -N	5,44*10 ⁻⁷	7,80*10 ⁻⁶
NO _x -N	3,41*10 ⁻³	-
NO ₃ -N	-	2,26*10 ⁻⁶
Partiklar	2,01*10 ⁻³	2,00*10 ⁻⁴
N ₂ O-N	4,96*10 ⁻⁶	-
SO _x -S	3,07*10 ⁻³	-
Cl	4,86*10 ⁻⁵	8,00*10 ⁻⁴
Pb	6,80*10 ⁻⁸	6,10*10 ⁻⁷
Cd	1,30*10 ⁻⁸	2,10*10 ⁻⁸
Hg	3,00*10 ⁻⁸	1,70*10 ⁻⁹
Cu	-	5,10*10 ⁻⁷
Cr	-	1,10*10 ⁻⁶
Ni	7,20*10 ⁻⁷	5,30*10 ⁻⁷
Zn	3,10*10 ⁻⁷	1,40*10 ⁻⁶
BOD	-	1,00*10 ⁻⁴
COD	-	2,00*10 ⁻⁴
AOX	-	5,50*10 ⁻⁸
Fenoler	-	2,20*10 ⁻⁶
S-tot	-	4,30*10 ⁻⁴
P-tot	-	3,26*10 ⁻⁷

I ursprungsreferenserna anges också data för förbrukning av olika material och generering av avfall, som inte har beaktats i modellen. Dessa presenteras i tabell A48.

Tabell A 48. Materialråvaror och avfallsgenerering för produktion av 1 kg PE

Materialråvaror kg/kg PE	Avfall kg/kg PE		
Järnmalm	3*10 ⁻⁴	Industriavfall	3*10 ⁻³
Kalksten	2*10 ⁻⁴	Mineralavfall	1,8*10 ⁻²
Vatten	9,5	Slagg och aska	5*10 ⁻³
Bauxit	2*10 ⁻⁴	Toxiska kemikalier	4*10 ⁻⁵
Lera	2*10 ⁻⁵	Icketoxiska kemikalier	6*10 ⁻³
NaCl	4*10 ⁻³		

A.3.1.6 Kartong

Modellen består av skogsbruk och avverkning, transport av biomassa samt kartongtillverkning. Den studerade kartongen är en klorfri falskartong, vilken är en kartongkvalitet som kan anses jämförlig med den återvunna kartongen.

För skogsbruk och avverkning har data hämtats från databasen KCL DataMaster (KCL 1997), sammanställda av KCL (Finnish Pulp and Paper Research Institute). Data inkluderar mängd tillförd näringsämne och emissioner till vatten från näringsämnena under odlingen. Uppdrivning av plantor samt utkörning på hygge är ej inkluderat.

Transportdata kommer från transportmodellen i ORWARE-modellen. Transportavståndet mellan avverkning och kartongproduktion har uppskattats till 150 km.

Data för kartongprocessen är hämtade från KCL DataMaster och inkluderar aktiviteter som trähantering på bruket, mekanisk massatillverkning, kemisk massatillverkning, pappersmaskin, värmeproduktion samt en aktiv slamanläggning.

Energiåtgång i kartongproduktionskedjan framgår av tabell A49.

Tabell A 49. Energiförbrukning vid produktion av jungfrulig kartong

Energislag	MJ/kg kartong
Elektricitet	6,38
Olja	6,24

Biomassaåtgången räknas i MJ, och är beräknade utifrån sammansättningen på biomassadelen av kartongen, enligt tabell A1, vilket ger 15,17 MJ/kg kartong. Vi räknar därmed bara på den del av biomassan som verkligen blir kartong, dvs avverkningsrester etc antas tas om hand för annat ändamål.

Emissionsfaktorer redovisas i tabell A50.

Tabell A 50. Emissionsfaktorer vid produktion av jungfrulig kartong

Emission	Emission till luft kg/kg kartong	Emission till vatten kg/kg kartong
CO ₂	0,51	-
CH ₄	1,10*10 ⁻⁶	-
VOC	2,90*10 ⁻⁴	-
PAH	5,70*10 ⁻¹⁰	1,50*10 ⁻⁹
CO	4,50*10 ⁻⁴	-
NO _x -N	0,80*10 ⁻³	-
Partiklar	0,80*10 ⁻³	-
N ₂ O-N	2,30*10 ⁻⁶	-
SO _x -S	1,20*10 ⁻³	-
Cd	-	1,10*10 ⁻¹¹
Zn	-	9,20*10 ⁻⁸
BOD	-	1,80*10 ⁻³
COD	-	2,90*10 ⁻²
Fenoler	-	9,20*10 ⁻⁸
S-tot	-	6,10*10 ⁻⁸
N-tot	-	4,10*10 ⁻⁴
P-tot	-	3,90*10 ⁻⁵
SÄ	-	4,60*10 ⁻³

Skogsbruk och transporter står för en ytterst liten del av den totala resursåtgången och emissionerna. Av oljan åtgår ca 3 % vardera i skogsbruk och transport, resterande mängd hänförs till kartongproduktionen.

I referensen anges också kemikalieförbrukning och avfallsgenerering från kartongtillverkningskedjan. Dessa används inte i modellen men presenteras i tabell A51.

Tabell A 51. Kemikalieförbrukning och avfallsgenerering i kartongtillverkningsprocessen

Kemikalie	kg/kg kartong	Kemikalie/avfall	kg/kg kartong
Kemikalier		N-kemikalie	2,7*10 ⁻⁴
CaO	2,0*10 ⁻³	O ₂ kemikalie	3,3*10 ³
EDTA	1,3*10 ⁻³	O ₃ kemikalie	1,4*10 ⁻³
H ₂ O ₂	8,2*10 ⁻³	NaOH	1,5*10 ⁻²
H ₂ SO ₄	8,0*10 ⁻³	Avfall	
MgSO ₄	8,0*10 ⁻⁴	Industriellt avfall	4,8*10 ⁻²
Näringsämne	3,04*10 ⁻³		
Sågkedjeolja	3,2*10 ⁻⁴		
Hydraulolja	9,9*10 ⁻⁵		

A.3.2 Ekonomimodellen

För produktion av el, värme, näringsämnen, drivmedel, kartong och plast finns kostnader ansatta enligt tabell A52.

Tabell A 52. Kostnader för extern produktion

Handelsgödsel, kväve	7,7 kr/kg
Handelsgödsel, fosfor	10,5 kr/kg
HDPE-plast	0 kr/kg (enligt resonemang under A.2.2 plaståtervinning)
Kartong	0 kr/kg (enligt resonemang under A.2.2 kartongåtervinning)
Värme, biobränsle	20,9 öre/kWh (Ericson, 1999)
Värme, kol	39,3 öre/kWh (inkl. skatt för svavel, CO2, energi) (Ericson, 1999)
El, kol	56,1 öre/kWh (inkl. skatt för svavel, CO2, energi, el) (Ericson, 1999)

A.4 Viktningsfaktorer

A.4.1 Karaktäriseringsfaktorer

De miljöpåverkanskategorier som används för att utvärdera utdata från ORWARE-modellen med avseende på miljö är växthuseffekt, försurning, eutrofiering och fotooxidantbildning. Utöver dessa studeras energi- och resursåtgång i form av primära energibärare och metallflöden, men dessa aggregeras ej med hjälp av karaktäriseringsfaktorer.

De använda karaktäriseringsfaktorerna är rekommenderade som bästa val i de produktspecifika utgångspunkterna för certifierade miljövarudeklarationer för bränslen Uppenberg & Lindfors (1999). Detta är en sammanställning av bästa val av tillgängliga karaktäriseringsfaktorer, gjord 1999. Använda faktorer redovisas i tabell A53.

Tabell A 53. Karaktäriseringsfaktorer

	Växthuseffekt (kg CO ₂ - ekvivalenter/ kg emission)	Försurning (max) (kg SO ₂ - ekvivalenter/kg emission)	Eutrofiering (max) (kg O ₂ - förbrukning/kg emission)	Fotooxidant- bildning (VOC) (kg eten- ekvivalenter/kg emission)
CO ₂ (fossilt) (luft)	1			
NO _x (luft)		0,7	6	
N ₂ O (luft)	310			
SO ₂ (luft)		1		
CH ₄ (luft)	21			0,006
CO (luft)				0,03
VOC förutom CH ₄ (luft)				0,416
NH ₃ (luft)		1,88	16	
HCl (luft)		0,88		
NH ₄ (vatten)			15	
NO ₃ (vatten)			4,4	
COD (vatten)			1	
P (vatten)			140	

För försurning och eutrofiering har här valts att enbart studera maxscenarier, d.v.s. att kvävet räknas som maximalt försurande respektive eutrofierande.

A.4.2 Ekonomiska viktningametoder

De ekonomiska viktningarna kommer främst från en norsk studie, ECON 1995. Som komplettering till denna studie har Gren (1993) använts för eutrofieringsvärdering. Dessa värderingar har sedan applicerats till den karaktäriseringsdata som används i modellen, så att viktningsexponenterna i tabell A54 erhållits.

Tabell A 54. Ekonomiska viktningar

	Luftemission, kr/kg	Vattenemission, kr/kg	Markemission, kr/kg	Referens
CO ₂ (fossilt)	0,4	0	0	Econ (1995)
CH ₄	8,4	0	0	Econ (1995)
VOC	1,49	0	0	Econ (1995)
CO	0,11	0	0	Econ (1995)
NH ₃ /NH ₄	0	47	0	Gren (1993)
NO _x	54	0	0	Econ (1995)
N ₂ O	124	0	0	Econ (1995)
SO ₂	34,01	0	0	Econ (1995)
P	439	439	0	Gren (1993)
Cl	68	0	0	Econ (1995)
Pb	310000	310000	310000	Econ (1995)
Cd	1123000	1123000	1123000	Econ (1995)
Hg	232000	232000	232000	Econ (1995)

A.5 Referenser

- Andersson, G., (1999), Birka Teknik och Miljö, personlig kommunikation
- Andersson, L., (1998), Arvika plaståtervinning, personlig kommunikation
- Bengtsson, R., och Svensson, S-E., (1996), Systemstudie av metoder för hantering och recirkulering av organiska restprodukter från grönområden-Fallstudie av Lunds kommun, rapport 210, institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala
- Berg, P.E.O., Mathisen, B., Ryk, L., Torstenson, L. och Hovsenius, G. (1998), Utvärdering av Rondecos komposteringsförsök i pilotskala i Stora Vika, Jordbrukstekniska institutet, JTI rapport, kretslopp och avfall, nr 14, Uppsala
- Björklund, A., (1998), Environmental systems analysis of waste management with emphasis on substance flows and environmental impact, licentiatavhandling, Avd. för Industriellt Miljöskydd, Institutionen för kemiteknik, KTH, Stockholm, Sverige (ISSN 1402-7615, TRITA_KET_IM 1998:16, AFR-rapport 211)
- Blinge, M. et al, (1997), "Livscykelanalys (LCA) av drivmedel", KFB-meddelande 1997:5, Kommunikationsforskningsberedningen, Stockholm.
- Boström, C-Å et al, (1998), Emissionsfaktorer för energiproduktion, IVL-internt material, Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, Stockholm
- Boustead, I., (1993), Polyethylene and Polypropylene, PWMI report 3
- Buhre M, Eriksson Å, (1997), Livscykelanalys för kolkraft, Examensarbete vid Vattenfall Energisystem AB
- Carlsson, M., (1997), Economics in ORWARE – a welfare analysis of organic waste management, rapport 117, institutionen för ekonomi, SLU
- Dalemo, M., (1996); The Modelling of an Anaerobic Digestion Plant and Sewage Plant in the ORWARE Simulation Model, rapport 213, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Dalemo, M., Björklund, A., Oostra, H., Sonesson, U., (1998a), Systems Analysis of Nutrient Recycling from Organic Waste, JTI rapport nr 15, kretslopp och avfall, JTI-institutet för jordbruks och miljöteknik, Uppsala
- Dalemo, M., Sonesson, U., Jönsson, H., och Björklund, A., (1998b), Effects of including nitrogen emissions from soil in environmental systems analysis of waste management strategies, resources, Conservation and recycling vol. 24: 363-381
- Dalemo, M, (1999), Jordbrukstekniska institutet, personlig kommunikation
- Dalroth, B., (1998), Avfall och energi, STOSEB-rapport.

- Ecobalance, DEAM Ecobalance. Databasen DEAM TM, Data for Environmental Analysis and Management.
- ECON (1995), Miljökostnader knyttet till ulike typer av avfall, Rapport 338/95, Oslo (ISSN: 0803-5113, ISBN 82-7645-131-4)
- Edström, M., (1999), Jordbrukstekniska institutet, personlig kommunikation
- Egebäck, K-E. et al, (1997a), Emissionsfaktorer för fordon drivna med fossila respektive alternativa bränslen, KFB meddelande 1997:22 och 1997:23
- Egebäck, K-E., (1997b), Avgasemissioner från biogasdriven buss använd inom Uppsala lokaltrafik, rapport för tekniska kontoret i Uppsala
- Elinder, M., Falk, C., (1983), Arbets- och maskindata inom jordbruket, Maskindata 6, SLU
- Ericson, J., 1999, Uppsala Energi AB, personlig kommunikation
- ExternE /Nilsson M, Gullberg M, (1997), ExternE National Implementation – Sweden, Stockholm Environmental Institute
- FEAB, (1997), Produktinformation CSFR 200-04.HD60 och C 90-250, FEAB Flotechnology AB, Sundbyberg
- Fellers, C., Norman, B. (1996), Pappersteknik, Avd. för Pappers- och Massateknik, KTH
- Fiskeby Board (1998), Miljöredovisning 1996 och 1997
- Fliedner, A., (1999), Organic Waste Treatment in Biocells - A Computer-based Modelling Approach In the Context of Environmental Systems Analysis, examensarbete, Avd. för Mark- och vattenresurser och Avd. för Industriellt Miljöskydd, KTH, Stockholm, Sverige (TRITA KET-IM 1999:5)
- Fogelberg, A., (1998), Fiskeby Board, personlig kommunikation
- Gren, I.-M., (1993), Alternative nitrogen reduction policies in the Mälars region, Sweden, Ecological Economics 7 (1993):159-172
- Johansson, M, (1999), Plastkretsen, personlig kommunikation
- KCL (1997), KCL DataMaster, utgiven av KCL, The Finnish Pulp and Paper Research Institute
- Källman, M, (1999), Uppsala kommun, Tekniska kontoret, personlig kommunikation
- LBC (1997), Lastbilscentralen i Uppsala, personlig kommunikation
- Maskinring Väst, (1994), Timkostnader för maskiner 1994, kalkylexempel, Länsstyrelsen Älvsborgs län, Borås

- Naturvårdsverket, (1995), Användning av avloppsslam i jordbruket, rapport nr 4418, Naturvårdsverket, Stockholm
- Nordesjö P, Sundqvist J-O., (1990), Konsekvenser av kommunal glasåtervinning: en studie av några svenska fall 1988. Miljövårdscentrum/Institutionen för mark och vattenresurser. Stockholm, KTH 1990
- Patyk, A., (1996), Balance of energy consumption and emissions of fertilizer production and supply. Proceedings in the international conference on application of life cycle assessment in agriculture, Bryssel, Belgien
- Persson, P.-E., (199X), Vafab, personlig kommunikation.
- Rahm, L., et al, (1997), Biogas som drivmedel för fordon, KFB rapport 1997:37
- Roseen, M., (1995), Återvinning av polyeten för tillverkning av sopsäckar- en miljömässig vinst eller förlust? Linköpings tekniska högskola, Institutionen för fysik och mätteknik, Rapport nr LiTH-IFM-EX-642
- RVF (1992), Nulägesrapport Insamlings- och Transportsystem för hushållsavfall, Svenska Renhållningsverksföreningen, RVF rapport 92:13, 1992
- Råvarubörsen, den 12 december 1999, <http://www.ragnsells.se/ravarubors/index.htm>
- SAEFL (BUWAL), (1998), Life Cycle Inventories for packagings, Swiss Agency for the Environment
- SCB, (1998), importstatistik för polyeten
- SIS, (1994), Packaging: energy recovery from used packaging. CEN-CR 1460, Stockholm, Swedish Standards Institute 1994
- Sjöström, E., (1993) Wood chemistry: Fundamentals and Applications", 2:nd ed. Academic Press, San Diego.
- SKAFAB, (1993), Inventering av avfall från hushåll, Stockholm, Stockholms kommuns avfallsförädling AB 1993
- SNFS, (1994), Författningssamling 1994:2
- Sonesson, U., (1996), Modelling of the Compost and Transport Process in the ORWARE Simulation Model, Report 314, Dept. Of Agricultural Engineering, SUAS, Uppsala.
- Sonesson, U., (1998), Systems Analysis of Waste Management – The ORWARE Model, Transport and Compost Sub-Models, Agraria 130, SUAS, Uppsala.
- STEM (1999), Svensk Elmarknad, Statens Energimyndighet, rapport ET 48:1999

- Sundqvist, J-O, (1991), Källsorteringsförsök i Botkyrka, sortering av hushållsavfall i brännbart, organiskt och deponirest, Reforsk FoU 60, Stockholm 1991
- Sundqvist J-O, Finnveden G, Stripple H, Albertsson A-C, Karlsson S, Berendson J, Höglund L-O. (1997), Life cycle assessment and solid waste- stage 2. AFR report 173, Stockholm, Naturvårdsverket 1997
- Uppenberg, S., Brandel, M., Lindfors, L.-G., Marcus, H.-O., Wachtmeister, A., Zetterberg, L., (1999), Miljöfaktabok för bränslen, Institutet för vatten- och Luftvårdsforskning, Stockholm, Sverige (IVL-rapport B 1334)
- Uppenberg, S., Lindfors, L.-G., (1999), EPD Produktspecifika utgångspunkter för drivmedel, PSR 1999:6, finns på hemsidan; <http://www.sms-standard.se/pdf/epd/psr9906.pdf>
- Vattenfall, (1996), Livscykelanalys för vattenfalls elproduktion – Sammanfattande rapport, Vattenfall Energisystem AB, Stockholm
- Walenius, M., (1999), Maria Walenius, Institutet för Fiber- och Polymerteknik, personlig kommunikation, 1999
- Wester, L., (1993), Tabeller och Diagram för energitekniska beräkningar
- Åberg, A., (1998), Borlänge Energi, personlig kommunikation
- Öhrlings Coopers&Lybrand, (1998), revisionsrapport, uppföljning av biogasprojektet i Uppsala kommun

A.6 Beräkningar förbränning, Högdalenmodellen

Nedanstående text och beräkningar utgör ett komplement till beskrivningen av Högdalenmodellen i Björklund (1998) och beskriver de förändringar som är gjorda i modellen.

Nitrogen

Björklund, 1998, p. F-7:

N-NO_x to clean gas = threshold value * stoich. factor = $40 \cdot 10^{-6} \cdot i_N = 12,17 \cdot 10^{-6}$ kg N-NO_x/MJ

Adjustment in current model:

with $i_N = 14/46$

N-NO_x to clean gas = threshold value * stoich. factor = $45 \cdot 10^{-6} \cdot i = 13,70 \cdot 10^{-6}$ kg N-NO_x/MJ

Sulphur

Björklund, 1998, p. F-8:

Calculation was based on material balance

New calculation in current model:

part to clean gas = $30 \cdot 10^{-6} \cdot i_S = 30 \cdot 10^{-6} \cdot 32/64 = 15 \cdot 10^{-6}$ kg Stot/MJ

part to clean gas = $X \cdot 0,795 \cdot 0,25 = 15 \cdot 10^{-6}$ kg Stot/MJ $\Rightarrow X = 7,55 \cdot 10^{-5}$

part to raw gas = $X \cdot 0,795 = 60 \cdot 10^{-6}$ kg Stot/MJ

part to slag = $X \cdot 0,205 = 15,47 \cdot 10^{-5}$ kg Stot/MJ

part to fly ash = $X \cdot 0,795 \cdot 0,75 = 45 \cdot 10^{-6}$ kg Stot/MJ

Dioxines

Björklund, 1998, p. F-6:

amount to clean gas = concentration * total volume = $0,03 \cdot 10^{-12} \cdot 1,369 \cdot 10^9 = 4,107 \cdot 10^{-5}$ kg

amount to raw gas = amount to clean gas/removal = $4,107 \cdot 10^{-5} / 0,05 = 8,21 \cdot 10^{-4}$ kg

Adjustment in current model:

amount to clean gas = concentration * total volume = $0,10 \cdot 10^{-12} \cdot 1,369 \cdot 10^9 = 1,369 \cdot 10^{-4}$ kg

amount to raw gas = amount to clean gas/removal = $1,369 \cdot 10^{-4} / 0,05 = 2,738 \cdot 10^{-3}$ kg

amount waste = $(200,316 + 17,504 + 31,888) \cdot 10^6 = 249,708 \cdot 10^6$ kg

to raw gas = amount dioxin in raw gas/amount waste = $2,738 \cdot 10^{-3} / 249,708 \cdot 10^6 = 10,96 \cdot 10^{-12}$ kg/kg waste

to slag = to raw gas $\cdot 0,10 = 10,96 \cdot 10^{-13}$ kg/kg waste

to fly ash = removal = 0,95 kg/kg dioxin to raw gas (as before)

to clean gas = 1 - removal = 0,05 kg/kg dioxin to raw gas (as before)

Particles

Björklund, 1998, p. F-13:

particles to raw gas = $0,10 \cdot (\text{DM in waste} - \text{VS in waste})$

part to clean gas = 1 - part to fly ash = 0,001 kg/kg to raw gas

Adjustment in current model:

amount to clean gas = concentration * total volume = $10 \cdot 10^{-6} \cdot 1,369 \cdot 10^9 = 13\,690$ kg

amount to raw gas = amount to clean gas/removal = $13\,690 / 0,001 = 13,69 \cdot 10^6$ kg

to raw gas = amount particles in raw gas/amount waste = $13,69 \cdot 10^6 / 249,708 \cdot 10^6 = 54,82 \cdot 10^{-3}$ kg/kg waste

to slag = 0 kg/kg waste (as before)

to fly ash = 0,999 kg/kg to raw gas (as before)

to clean gas = 1 - part to fly ash = 0,001 kg/kg to raw gas (as before)

Changes in the input data to the model

Because of expansion to mixed wastes and adjustments to new threshold values, the following parameters have been introduced or changed compared to the earlier version of the model. *Italic expressions within parentheses states the former value and unit.*

icRawGasConstant(45) = 0,978 [kg Ctot-f in raw gas/kg Ctot-f in waste] (same as Ctot-b, not included before)

*icRawGasCO2f = icRawGasConstant(45)*44/12 [kg CO2-f to gas] (not included before)*

icRawGasCO = 180e-6 [kg CO in raw gas/MJ in waste] (3.4e-3)

icRawGasDioxin = 10.96e-12 [kg dioxine in raw gas/kg waste] (3.29e-12)

icSlagDioxin = 10.96e-13 [kg dioxine/kg waste] (3.29e-13)

icRawGasNOx_N = 13.7e-6 [kg N-NOx to raw gas/MJ in waste](1.217e-5)

icRawGasSOx_S = 60.06e-6 [kg S-SOx to raw gas/MJ in waste] (0.795 kg/kg S in waste)

icRawGasHCl = 1.11e-3 [kg Cl to raw gas/MJ in waste]

(icRawGasConstant(31) = 0.893 kg/kg Cl in waste)

icRawGasHg = 30.00e-6 [kg Hg to raw gas/MJ in waste]

(icRawGasConstant(36) = 0.965 kg/kg Hg in waste)

icRawGasParticles = 54.82e-3 [kg particles/kg waste] (0.10)

The threshold values are given for clean gas. The calculations have been made in order to keep the vectors for partitioning between clean gas and fly ash (*icToCleanGas* and *icToFlyAsh* constant).

Instead of relating HCl emissions to the threshold value (or actually, the gas volume) as before, a simple calculation has been introduced using the fact that the reduction of Cl is 97,8 % (Björklund 1998):

icToCleanGas(Cl)=0,022

icToFlyAsh(Cl)=0,978

B Specifika data för Älvdalen

B.1 Avfall

B.1.1 Fraktioner/sammansättning

Sammansättningen på avfallet är enligt kapitel A.1.2.

B.1.2 Avfallsmängder

Avfallsmängderna i Älvdalen är uppdelade på norra kommundelen, södra kommundelen och turisternas avfallsmängder. Med hjälp av plockanalyser som använts i andra fallstudier (data använda i Uppsaladelen av den här studien), samt mer begränsade plockanalyser som genomförts i Älvdalen har mängderna avfall av olika fraktioner beräknats enligt tabell B1 nedan.

Tabell B 1 Beräknade och använda avfallsmängder i Älvdalen

Avfallsfraktion	Norra delen	Södra delen	Turister
Lättnedbrytbart organiskt	298,05	643,97	444,22
Icke brännbar rest	29,02	62,70	43,25
Brännbar rest	94,12	169,47	116,90
Blöjor	40,00	86,43	22,21
Gummi m.m.	21,18	45,76	31,56
Torrt papper	145,89	315,21	217,43
Kartong	41,57	89,82	61,96
Mjukplast	17,26	37,28	25,72
Hårdplast	19,61	42,37	29,23
Laminat	8,63	18,64	12,86
Glas	58,04	125,41	116,90
Metall	11,77	59,31	46,76
Totalmängd (kg)	785,12	1696,36	1169,00

B.2 Delmodeller

B.2.1 Flödesmodeller

B.2.1.1 Insamling

I Älvdalen används lastbilar i stor utsträckning för att samla in avfall. Dessa lastbilar antas utgå från platsen där avfallet lämnas och kör därifrån en insamlingsrunda, varpå

den återvänder till lämningsstället. Data för insamling av avfall i Älvdalen redovisas i tabell B2, B3 och B4.

Tabell B 2 Insamling av avfall i Älvdalen tätort med sopbil

Medelavstånd mellan stopp	0,05 km
Antal hushåll per stopp	25
Medelavstånd mellan insamlingsområde och behandlingsanläggning	50 km
Medelhastighet insamling	15 km/h
Bemanning per sopbil	2 personer
Antal hämtningar/år, komposterbart	52
Antal hämtningar/år, restfraktion	52
Medellast, komposterbart	4,5 ton
Medellast, restfraktion	4,5 ton

Tabell B 3 Lastbilar som används för insamling av avfall i Älvdalen kommun

	Sträcka (km)	Normallast (ton)
Allpapp från återvinningsstationer till omlastningsstationer	1000	8
Plastförpackningar från återvinningsstationer till omlastningsstationer	1000	2
Kompost och deponirest från återvinningsstationer i norra kommundelen till Storåsen deponi	300	8
Kompost och deponirest från återvinningsstationer vid turistanläggningar och fritidsboende till Storåsen deponi	200	8
Frontlastare, brännbart avfall från återvinningsstationer i norra kommundelen till Storåsen deponi	350	8
Frontlastare, brännbart avfall från återvinningsstationer i södra kommundelen till Storåsen deponi	60	8
Frontlastare, brännbart avfall från återvinningsstationer vid turistanläggningar och fritidsboende till Storåsen deponi	380	8
Frontlastare, brännbart avfall från återvinningsstationer i norra kommundelen till förbränning i Mora	390	8
Frontlastare, brännbart avfall från återvinningsstationer i södra kommundelen till förbränning i Mora	100	8
Frontlastare, brännbart avfall från återvinningsstationer vid turistanläggningar och fritidsboende till förbränning i Mora	420	8

Tabell B 4 Antaganden för återvinningsstationer

Antal återvinningsstationer i kommunen	55
Volym container för allpapp och förbränningsavfall	1600 kg
Volym container för övriga fraktioner	20 kg
Pris per container för allpapp och förbränningsavfall	9 000 kr (livslängd 10 år)
Pris per container för övriga fraktioner	300 kr (livslängd 10 år)
Medelfyllnadsgrad av container vid tömning	70%
Tid för tömning av container för allpapp eller förbränningsrest	3,6 minuter
Tid för tömning av övriga fraktioners containrar och städning, per återvinningsstation	15 minuter

B.2.1.2 *Transporter*

Data för transporter av avfall i Älvdalen redovisas i tabell B5 (lastbil med släp) och i tabell B6 (lastbil utan släp).

Tabell B 5 Transporter, lastbil med släp

	Sträcka (km)	Normallast (ton)
Allpapp från omlastningsstationer till återvinningsanläggning i Norrtälje	391	25
Plastförpackningar från omlastningsstationer till återvinningsanläggning i Arvika	379	10
Rejekt från kartongåtervinning till förbränning	9	25
Rejekt från plaståtervinning till förbränning	85	10

Tabell B 6 Transporter, lastbil utan släp

	Sträcka (km)	Normallast (ton)
Organiskt avfall från Storåsens deponi till rötning i Borlänge	137	8
Rejekt från kompostering vid Storåsens deponi till förbränning i Mora	40	2
Rejekt från rötning till förbränning i Borlänge	0	8

Inga returlass har antagits för någon transport. Bemanningen är en person per lastbil.

B.2.1.3 *Förbränning*

Älvdalens avfall som skall förbrännas transporteras till Mora förbränningsanläggning. Modellen för Mora Värmeverk tar sin utgångspunkt i modellen för Högdalens avfallsförbränning som används i Stockholm. Justeringar har gjorts av följande parametrar:

Luftemissioner

Utgående från utsläpp till luft under 1997 (RVF 1998) har emissionsfaktorerna i tabell B7 använts:

Tabell B 7 Emissionsfaktorer, förbränning i Mora

Parameter	Värde	Enhet
CO	$1,11 \cdot 10^{-5}$	kg CO/ MJ avfall
NO _x	$3,30 \cdot 10^{-5}$	kg N/ MJ avfall
SO _x	$2,20 \cdot 10^{-5}$	kg S/ MJ avfall
Hg	$2,89 \cdot 10^{-9}$	kg Hg/ MJ avfall

Verkningsgrad

Från RVF (1998) erhöles:

Bränsleeffekt 3,15 ton/h

Värmeeffekt 6,5 MW

Under antagandet om att avfallet har ett energiinnehåll om 2,7 MWh/ton erhöles en bränslereffekt om 8,5 MW vilket ger en verkningsgrad om 76%. Pannan är inte utrustad med rökgaskondensering

Förbränningen producerar fjärrvärme. Aska och slagg från förbränningen deponeras.

B.2.1.4 Deponering

Ingen uppsamling av deponigas sker, och lakvattenrening modelleras inte heller. De deponiemissioner som redovisas i resultatpresentationen härrör från överblickbar tid.

B.2.1.5 Rötning

Rötning antas ske i anläggningen i Borlänge. Den modell som används är modellerad efter Uppsalas anläggning. Processen är termofil, med en temperatur i röt-kammaren av 55°C och en uppehållstid på 20 dagar.

Det organiska material som skiljs av vid påsavskiljningen antas förbrännas.

Rötresten förutsätts kunna spridas på åkermark, dvs även med ett för högt tungmetallinnehåll antas rötresten spridas på åkermark.

B.2.1.6 Kompostering

I Älvdalen används dels hemkompostmodellen och strängkompostmodellen. Varken hemkomposterna eller komposten som produceras vid centrala kompostering antas ersätta konstgödsel, på grund av bristen på lämplig åkermark i området.

Strängkomposten modelleras utan gasrening, och det organiska material som följer med vid påsavskiljning antas förbrännas.

B.2.1.7 Avloppsreningsverk

Avloppsreningsverket ingår inte i studien.

B.2.1.8 Spridning på åkermark

Data för uttransport och spridningsarealer av rötresten i Borlänge är de samma som har inventerats för Uppsala.

Spridning av restprodukter på åkermark använder spridarutrustning etc. enligt tabell A10. Maximal areal och avstånd dit inom geografiskt avgränsat område anges i tabell B8 (Sonesson, 1999).

Tabell B 8 Indata till spridningsmodellen

Avstånd till åkermark (km)	Areal (ha)
0-5	7500
5-10	7500
10-15	7500
15-20	7500
20-28	7500
28-33	7500
33-37	7500
37-40	7500
40-47	7500

Areal tillgänglig för spridning av organisk restprodukt i andel av maximal areal är 45%.

Komposten antas inte spridas på åkermark eftersom det inte finns tillgänglig åkermark omkring Älvdalen.

B.2.1.9 Gasanvändning

Biogas producerad i rötningsanläggningen i Borlänge används till drift av bussar.

B.2.1.10 Plaståtervinning

Det erhållna plastgranulatet antas ersätta nyproducerad plast.

B.2.1.11 Kartongåtervinning

Den erhållna kartongen antas ersätta nyproducerad kartong.

B.2.2 Ekonomimodellen

Förutom det som finns dokumenterat under B.2.1.1, återvinningsstationer, finns ingen skillnad mot allmänna antaganden.

B.3 Externa delmodeller

B.3.1 Flödesmodeller

B.3.1.1 Fjärrvärme

Fjärrvärme produceras genom förbränning av biobränsle eller olja.

B.3.1.2 Elproduktion

El antas produceras genom kolkraft eller med svensk medelelmix.

B.3.1.3 Drivmedel

Rötgasen antas ersätta diesel som bussbränsle.

B.3.1.4 Näringsämnen

Rötresten antas ersätta konstgödsel. Komposten antas inte ersätta konstgödsel.

B.3.1.5 Plastgranuler

Ingen skillnad från den generella modellen.

B.3.1.6 Kartong

Ingen skillnad från den generella modellen.

B.3.2 **Ekonomimodellen**

Förutom det som finns dokumenterat under B.2.1.1, återvinningsstationer, finns ingen skillnad mot allmänna antaganden.

B.4 **Referenser**

RVF (1998), RVFs faktapärm Avfallsförbränning Energi och Miljö

Sonesson, U., (1996), SIK, Institutet för Bioteknik och Livsmedel, personlig kommunikation

Bilaga 2 LCI-data (inventeringsdata)

Inom ramen för projektet har utarbetats en fullständig redovisning av alla resultat från simuleringar av avfallshantering. Den fullständiga redovisningen är mycket omfattande. Vi har samlat samtliga LCI-data (inventeringsdata) i en Excel-fil. Eftersom en utskrift av LCI för varje simulering (åtta stycken per kommun) med olika typer av ersättningsenergi (fyra stycken) skulle uppta enormt mycket plats i bilageform till rapporten har vi valt att tillhandahålla informationen i digital form genom att på ORWARE:s hemsida www.ima.kth.se/forskning/orware/ lägga ut länkar till Excelfiler som kan laddas ned till den egna datorn. Den information som kan hämtas är enligt följande.

1. Nyckeltal

Behandlingskostnad (kr/ton)

Förbränning
Rötning
Kompostering
Plaståtervinning
Kartongåtervinning
Deponering

Flöden - avfallsförbränning (kg/ton slagg)

Torrsubstans
Fosfor
Kalium
Kalcium
Bly
Kadmium
Kvicksilver
Koppar
Krom
Nickel
Zink

Flöden - spridning av rötrest/kompost på åker (kg/hektar)

Kvävegiva
Fosforgiva
Bly
Kadmium
Kvicksilver
Koppar
Krom
Nickel
Zink

Flöden - avfallsdeponering

Metangasbildning (kg/ton våt substans, kg/ton torr substans)

Flöden - rötning

Metangasbildning (kg/ton våt substans, kg/ton torr substans)

2. Flöden - avfall

Material- och energiflöden från avfallskällorna hushåll, verksamheter och industrier före och efter källsortering.

3. Flöden – material och energi

Material- och energiflöden till och från olika behandlingsanläggningar i avfallssystemet.

4. Flöden - avfallssystemet

Emissioner till luft, vatten och mark

Energiförbrukning (fördelad på uppström och produktion)

Energigenerering: el och fjärrvärme

Företagsekonomiska och miljöskattejusterade kostnader för transporter och behandlingsprocesser

Transportsträcka per år för varje fordon

5. Flöden - externt system

Emissioner till luft, vatten och mark

Bidrag till funktionell enhet

Förbrukning av energiråvaror

Bilaga 3 Resultat –studier av olika fraktioner och material

1. Inledning

1.1 Studerade scenarier

En analys har gjorts av ett urval scenarier. Studien har lagts upp så att en fraktion i taget sorterar ut och endast ytterlighetsfallen undersöks: 0 % utsortering eller ”full utsortering”, d.v.s. 70 % (i vissa fall 80 %) ¹. Avfall som inte sorterar ut förbränns. Det resultat som erhålls svarar då på frågan hur varje studerad fraktion/material ska tas omhand för att ge minsta bidrag till respektive studerad effektkategori *om avfallshanteringssystemet byggs upp från början*, utan att ta hänsyn till vilka behandlingsanläggningar som redan finns i kommunen ². Scenarierna är hypotetiska och bygger på olika tänkta ytterlighetsfall. Den verkliga avfallshanteringen stämmer i princip inte överens med något scenario. De scenarier som undersöks är i huvuddrag:

- A. Förbränning av allt avfall inkl. lättnedbrytbart organiskt avfall, kartongförpackningar och plastförpackningar. Vi har undersökt två hypotetiska förbränningsfall: dels när förbränningsanläggningen (som finns i Mora) ställs av en månad på sommaren och avfallet deponeras under denna tid, dels när förbränningsanläggningen ställs av en månad på sommaren och avfallet balas och lagras samt förbränns senare.
- B. Biologisk behandling genom rötning eller kompostering. Lättnedbrytbart organiskt avfall sorterar ut. Allt övrigt avfall förbränns.
 - . B1. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet rötas i en anläggning i Borlänge. Den biogas som produceras vid rötningen används för att driva bussar. Rötresten förutsätts spridas på jordbruksmark och ersätta handelsgödsel.
 - . B2. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet komposteras, 30% i hemmen och 70% i en central kompost i Älvdalen. Komposten används som utfyllnad och ersätter inte handelsgödsel.
 - . B3. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet komposteras i en central komposteringsanläggning i Älvdalen. Komposten används som utfyllnad och ersätter inte handelsgödsel.
- C. Utsortering av plastförpackningar för återvinning av polyetenplast. Återvunnen polyetenplast ersätter jungfrulig polyetenplast. Allt övrigt avfall förbränns.
- D. Utsortering av kartongförpackningar för återvinning av kartong. Återvunnen kartong ersätter jungfrulig kartong. Allt övrigt avfall förbränns.
- E. Deponering av allt avfall i Älvdalen.

¹ Den övre gränsen 70 – 80 % har satts eftersom andra fraktioner uppnått dessa insamlingsgrader. Insamlingen av glas och tidningar (returpapper) i Sverige ligger idag på denna nivå. Vidare har i Tyskland insamlingsmålen satts till omkring 70 % för förpackningar.

² Se fotnot 23.

Returpapper (tidningar, o.dyl.) har i alla studerade fall antagits sorteras ut till 75 %, metallförpackningar till 50 % och glasförpackningar till 70 %³, och behandlas inte vidare inom det studerade systemet. Den mängd av respektive fraktion som inte sorteras ut ingår i det brännbara restavfall som förs till förbränningsanläggningen, alternativt deponin.

1.2 Läsanvisning

För varje resultatparameter presenteras först resultatet för det totala systemet, d.v.s. avfallssystemet plus det externa systemet, och sedan mer detaljerat för avfallssystemet. Under varje diagram redovisas mängden avfall som går till olika behandlingsmetoder i de olika fallen.

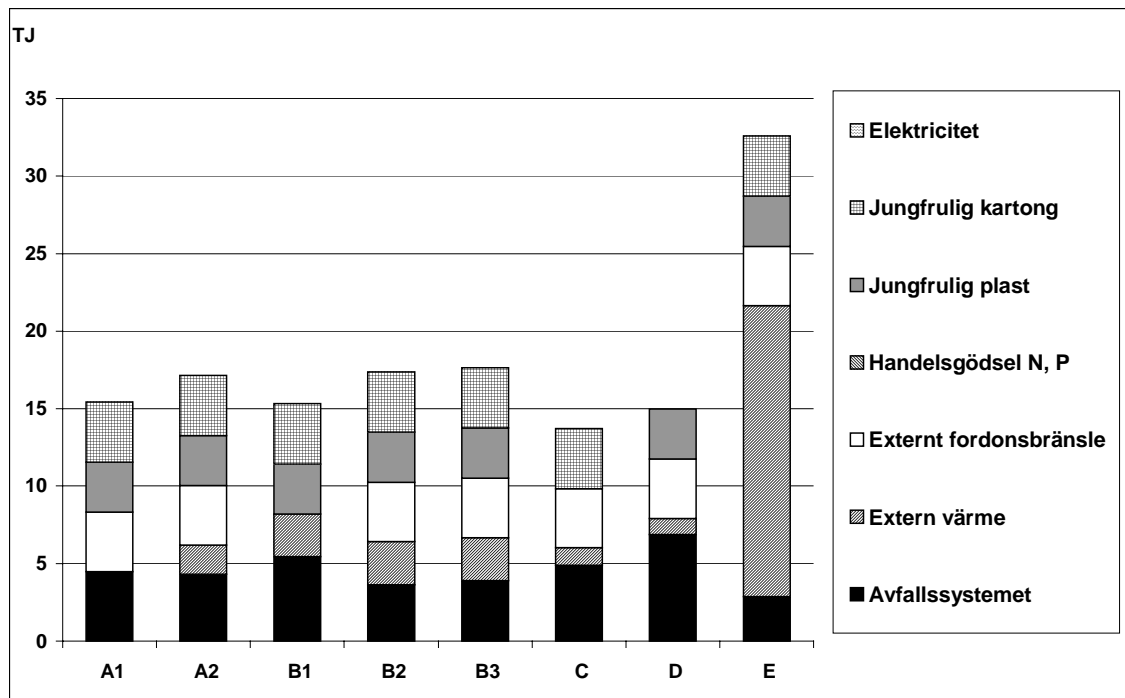
Resultaten presenteras i form av stapeldiagram. Höjden på staplarna visar energiförbrukning, miljöpåverkan respektive kostnader för systemet (totala systemet eller avfallssystemet). För samtliga resultatparametrar gäller att det ”bästa” alternativet är det som ger lägst resultat.

I avsnitt 2, 3 och 4 nedan redovisas resultaten från normalfallet, då elektricitet produceras med kolkondenskraft och fjärrvärme i det externa systemet produceras genom förbränning av biobränsle.

I avsnitt 5 visas känslighetsanalyser då fjärrvärme i det externa systemet produceras genom förbränning av olja.

³ Dessa utsorteringsgrader är satta till samma som de återvinningskrav som ställs i Förpackningsförordningen för dessa material.

2. Energi



Behandling [ton]	A 1	A 2	B 1	B 2	B 3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

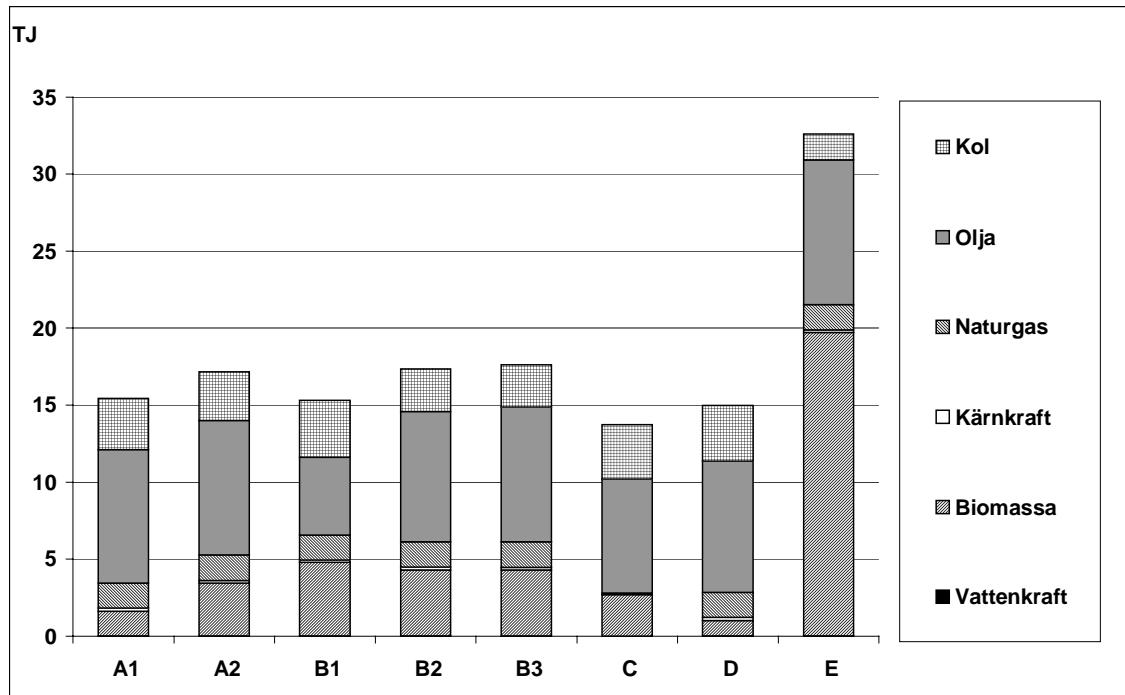
Figur 1 Primära energibärare för det totala systemet, uppdelat på funktionella enheter, samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

Figur 1 visar den mängd primära energibärare som går åt vid de olika behandlingsstrategierna, uppdelat på användningsområde. Ju bättre energin i avfallet utnyttjas, desto mindre energi behövs från andra källor för att fylla de funktionella enheterna.

Den tydligaste skillnaden mellan behandlingsmetoderna är det stora behovet av extern värme när avfallet deponeras (E).

Rötning av lättnedbrytbart organiskt material ger en primärenergiförbrukning av samma storlek som förbränning. Kompostering orsakar en högre primärenergiförbrukning genom behovet av extern fjärrvärme.

Plaståtervinning minskar förbrukningen av primära energibärare, genom undviken nyproduktion av plast. Kartongåtervinning ger en marginell minskning av primärenergibehovet jämfört med förbränning.



Behandling [ton]	A 1	A 2	B 1	B 2	B 3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

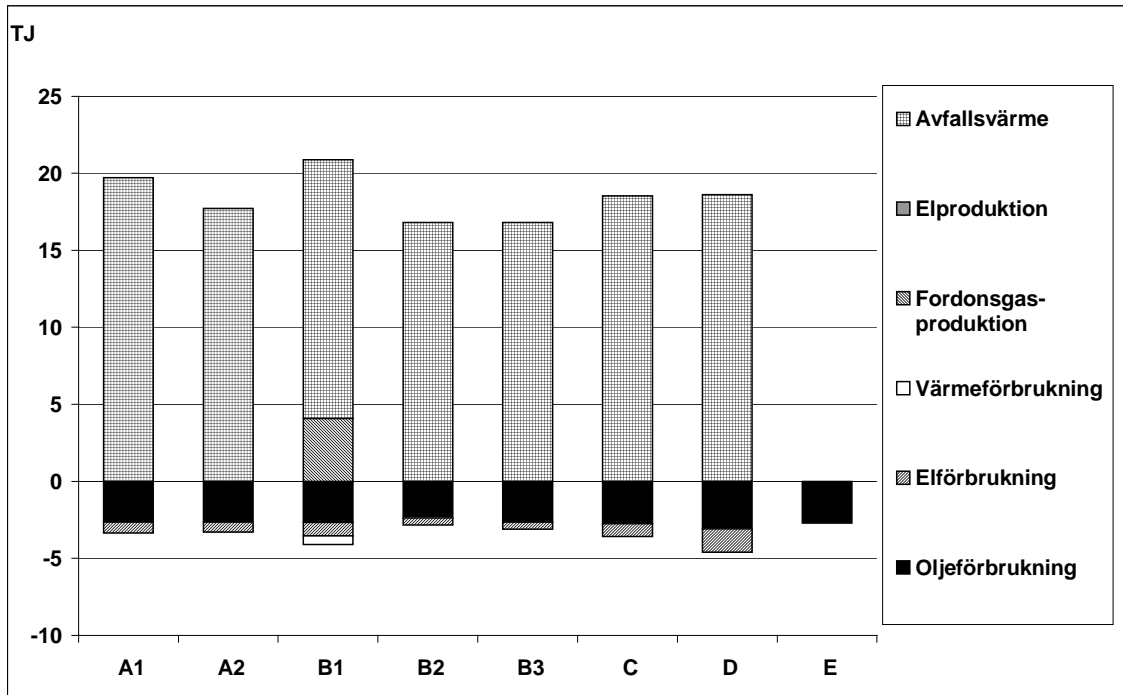
Figur 2 Primära energibärare för det totala systemet, uppdelade på energibärare, samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

I figur 2 visas samma förbrukning av primära energibärare som i figur 1, uppdelad på energislag istället för användningsområde.

Alla fall har en stor andel oljekonsumtion. Denna härrör sig från diesel till transporter, samt nyproduktion av kartong och plast. I Älvdalen är transporternas andel stor, eftersom det krävs långa insamlingstransporter på grund av den låga befolkningstätheten. Vid plaståtervinning (C) undviks nyproduktion av plast vilket är orsaken till att olje- och naturgasförbrukningen minskar.

Kol åtgår framför allt vid elproduktion. Deponeringsfallet, fall E, är det fall som producerar mest el (från deponigasen), och har därför relativt litet behov av kol.

Biomassan används framförallt till värmeproduktion. Deponeringsfallet, fall E, producerar ingen värme, och har därför stort behov av biomassa.



Behandling [ton]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

Figur 3 Energiproduktion samt -konsumtion för avfallshanteringsystemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

I figur 3 visas energibalansen inom avfallshanteringsystemet. Energibalansen är mycket positiv för alla fall utom deponeringsfallet, fall E. Det är i huvudsak förbränning av avfall som bidrar till energiproduktionen.

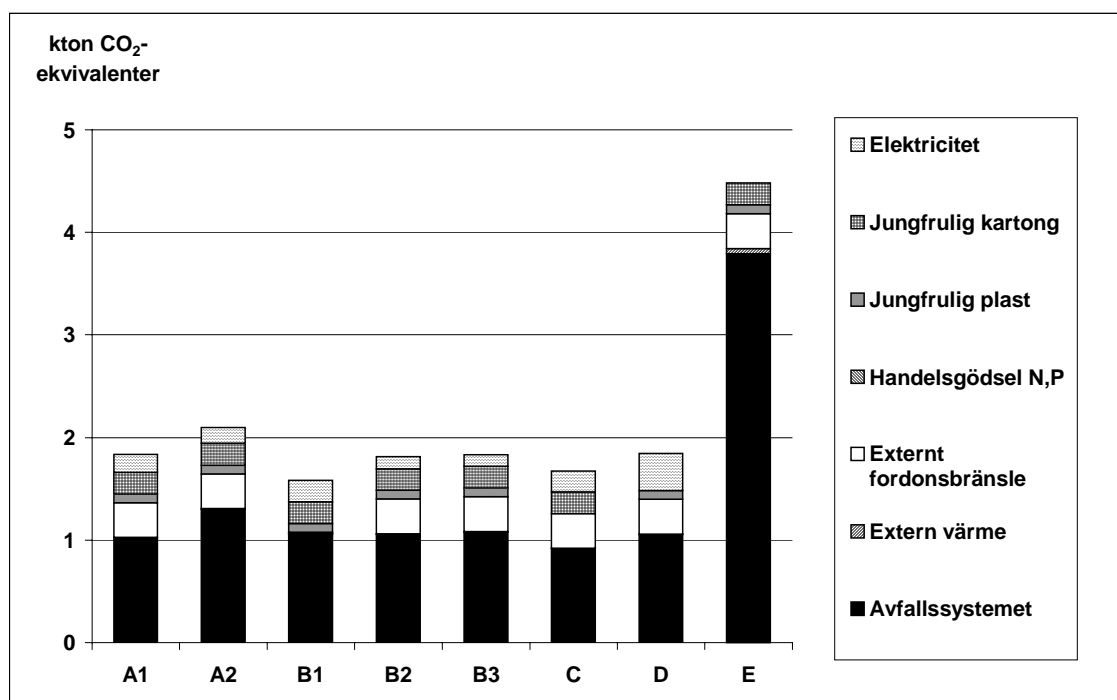
Energiförbrukningen består framförallt av el- och oljeförbrukning i olika processer och transporter i avfallshanteringsystemet.

Med avseende på energiförbrukning, då ersättningsbränslet är bibränsle och när elen antas produceras genom kolkondenskraft, kan följande konstateras ur diagrammen ovan:

- Deponering bör undvikas
- Plaståtervinning spar energi förutsatt att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast
- Förbränning är fördelaktigare än kompostering och på samma nivå som rötning

3. Miljö

3.1 Växthuseffekt



Behandling [ton]	A1		A2		B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	2 600	1 900	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	0	1 000	0	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	0	700	1 000	0	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	0	300	0	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	500	700	700	0	0

Figur 4 Växthuseffekt för det totala systemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

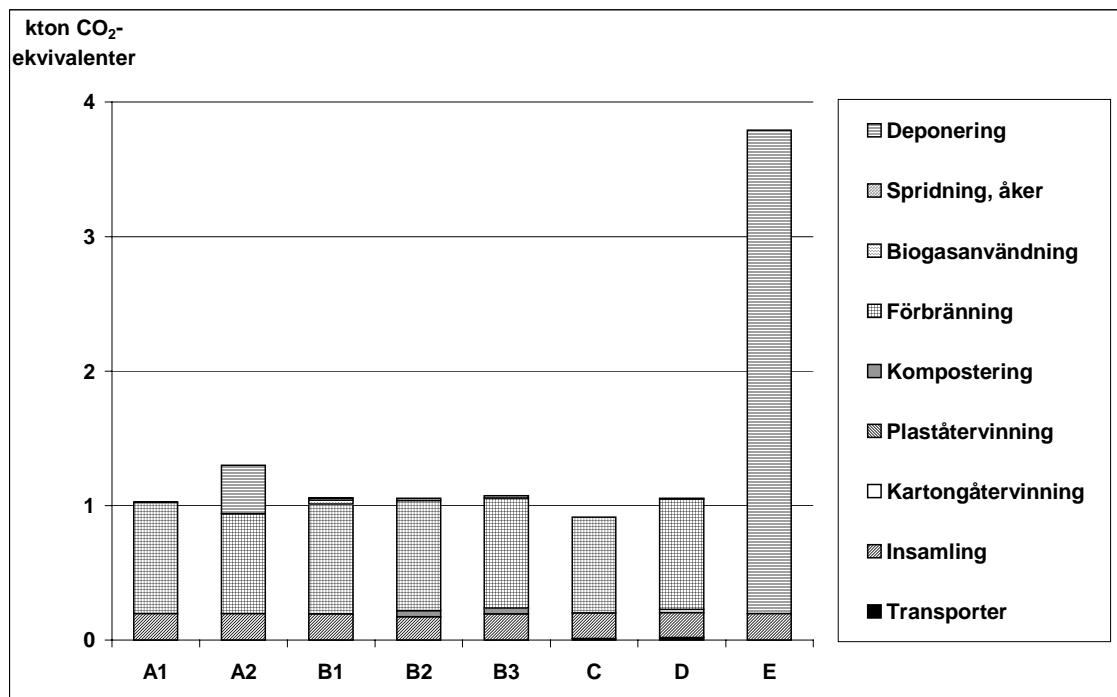
Gaser som bidrar till växthuseffekten är CO₂, CH₄ och N₂O, vilka är summerade till CO₂-ekvivalenter i figur 4 och 5. Det största bidraget till växthuseffekten kommer från deponering av lättnedbrytbart organiskt material och från förbrukning av fossila bränslen.

Utsortering och rötning av lättnedbrytbart organiskt material ger ett lägre bidrag till växthuseffekten, genom att förbrukningen av fossila bränslen minskar (diesel till fordonsbränsle). Kompostering ger inga fördelar jämfört med förbränning.

Utsortering och återvinning av plast ger ett minskat bidrag till växthuseffekten genom ett mindre bidrag av växthusgaser från avfallshanteringssystemet och genom en minskad belastning från nyproduktion av plast, vilket orsakas av minskade CO₂-emissioner.

Utsortering och återvinning av kartong ger ungefär samma bidrag till växthuseffekten som förbränning med balning under sommarmånaderna.

Deponering av avfall ger ett stort bidrag till växthusemissionerna, främst genom avfallshanteringssystemets utsläpp av metan från deponin.



Behandling [ton]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

Figur 5 Växthuseffekt för avfallshanteringsystemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

I figur 5 visas växthusemissionerna från olika delar av avfallssystemet. Deponering ger den största växthuseffekten, på grund av metanutsläpp. Även eventuell deponering endast under sommarmånaderna ger ett påtagligt bidrag till växthusemissionerna.

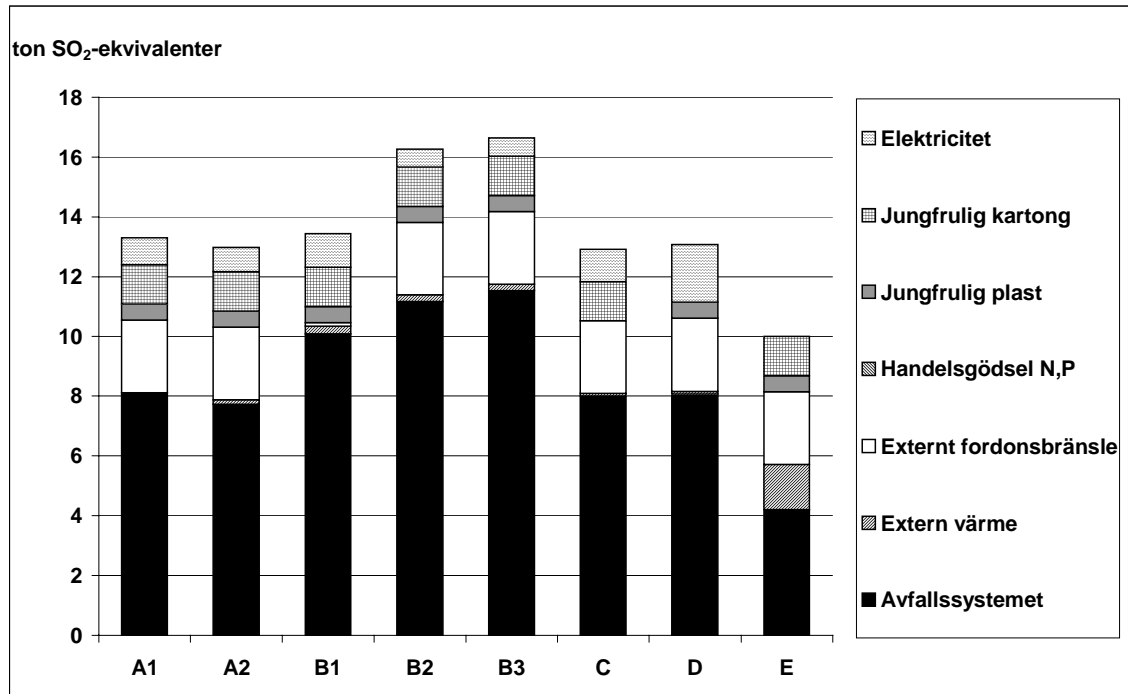
Utsortering av plast för återvinning minskar avfallshanteringsystemets bidrag till växthuseffekten, genom en minskning av de fossila CO₂-utsläppen från förbränningen av plast.

Transporter och insamling har en viss påverkan på de totala växthusemissionerna från avfallshanteringsystemet, men är ungefär lika stora oavsett behandlingsmetod.

Ur växthussynpunkt, då ersättningsbränslet är biobränsle och när elen antas produceras genom kolkondenskraft, kan följande konstateras ur de två diagrammen ovan:

- Deponering bör undvikas, även de små mängder som deponeras under sommarmånaderna i fall A
- Plaståtervinning är positivt
- Rötning är positivt jämfört med förbränning.

3.2 Försurning max



Behandling [ton]	A 1		A 2		B 1		B 2		B 3		C		D		E	
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Kompost sträng	Kompost sträng	Plast- återvinning	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	2 600	1 900	1 900	1 900	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	2 800	2 800	0	0	0
Rötning	0	0	0	1 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	0	700	0	1 000	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	0	300	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0
Avfallsdeponering	0	287	287	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2 900	0	0
Restproduktdeponering	700	600	600	500	500	500	500	500	500	700	700	700	700	0	0	0

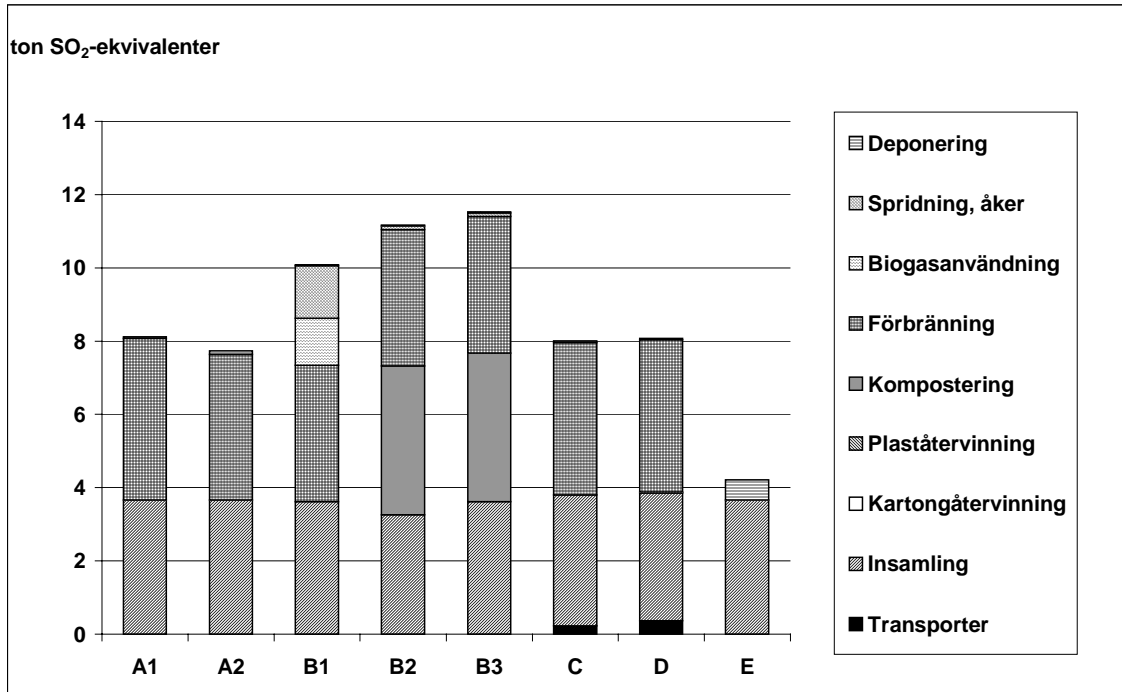
Figur 6 Potentiell försurning för det totala systemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

Emissioner som potentiellt bidrar till försurningen är SO_x , NO_x , HCl och NH_3 , vilka är summerade till SO_2 -ekvivalenter i figur 6 och 7. Det största bidraget till försurningen kommer från avfallshanteringssystemet, samt från förbrukning av fossila bränslen (el och drivmedel) och material.

Utsortering och rötning av lättnedbrytbart organiskt material ger ett marginellt högre bidrag till försurningen, genom högre försurande bidrag från avfallshanteringssystemet. Vinsten som görs genom minskade emissioner från extern fordonsbränsleproduktion äts upp genom emissioner från avfallshanteringssystemet.

Utsortering och återvinning av plast och kartong ger ett något lägre bidrag till försurningen jämfört med förbränning av dessa fraktioner.

Deponering av avfall ger ett lägre försurande bidrag än förbränning, genom lägre emissioner från avfallshanteringsystemet.



Behandling [ton]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

Figur 7 Potentiell försurning för avfallssystemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

Figur 7 visar försurande emissioner från olika processer i avfallshanteringsystemet.

Rötning med efterföljande gasanvändning ger ett högt bidrag till försurningen, genom NO_x-emissioner från biogasanvändningen. Kompostering ger ett högt försurande bidrag genom NH₃-avgång från komposteringsprocessen. För rötning och kompostering fås relativt stora NH₃-emissioner från åkermark där rötresten sprids.

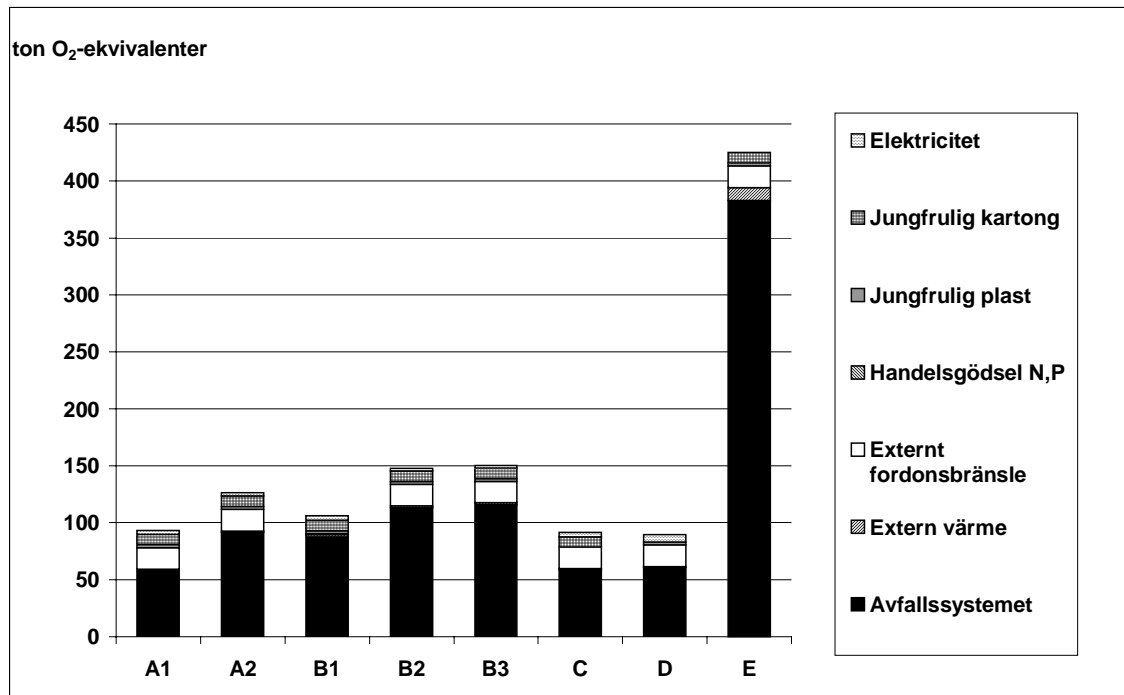
Deponering ger låga försurande emissioner.

Transporter och insamling står för en stor del av avfallshanteringsystemets försurande emissioner, främst genom NO_x, men är relativt lika oavsett avfallsbehandlingsmetod.

Map försurning, då ersättningsbränslet är biobränsle och när elen antas produceras genom kolkondenskraft, kan följande konstateras ur de två diagrammen ovan:

- Rötning och kompostering är negativt jämfört med förbränning
- Transporterna står för en relativt stor del av de totala försurande emissionerna, men är ungefär lika stora oavsett behandlingsmetod
- Liten minskning av försurnade emissioner när kartong/plast återvinns jämfört med förbränning
- Rötning är bättre än kompostering

3.3 Eutrofiering max



Behandling [ton]	A1		A2		B1	B2		B3	C	D		E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	2 600	1 900	1 900	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0	0
Rötning	0	0	0	1 000	0	0	0	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	0	0	700	1 000	0	0	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	0	0	300	0	0	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0
Avfallsdeponering	0	287	287	0	0	0	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	600	500	500	500	500	500	700	700	0	0

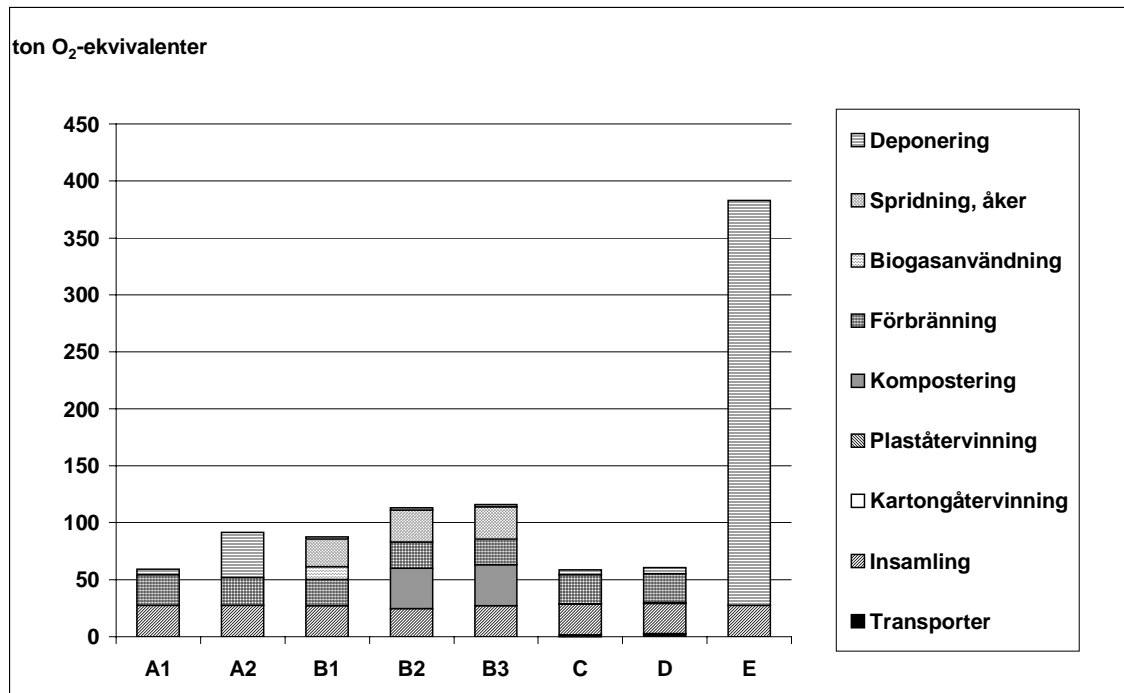
Figur 8 Potentiell eutrofiering från totala systemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

Emissioner som potentiellt bidrar till eutrofieringen är NO_x och NH_3 till luft och N, P, och COD till vatten, vilka är summerade till O_2 -förbrukning i figur 8 och 9. Det största bidraget till eutrofieringen kommer från avfallshanteringssystemet.

Utsortering och rötning av lättnedbrytbart organiskt material ger ett något högre bidrag till eutrofieringen, genom högre eutrofierande bidrag från avfallshanteringsystemet. Vinsten som görs genom minskade emissioner från extern fordonsbränsle- och elproduktion äts upp genom emissioner från avfallshanteringsystemet. Kompostering av det lättnedbrytbara organiska materialet ger högre övergödande emissioner än rötning.

Utsortering och återvinning av plast och kartong ger en marginell förbättring jämfört med förbränning.

Deponering av avfall ger mycket högre eutrofierande bidrag än förbränning, genom avfallssystemets emissioner.



Figur 9 Eutrofiering från avfallssystemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

Rötning med efterföljande gasanvändning ger ett högt bidrag till eutrofieringen, genom NO_x-emissioner från gasanvändningen. Kompostering ger ett högt försurande bidrag genom NH₃-avgång från komposteringsprocessen. För både rötning och kompostering fås NH₃-emissioner och NO₃-läckage från åkermark där kompost/rötrest sprids.

Det stora eutrofierande bidraget från deponin kommer från emissioner av N, P och COD.

Transporter och insamling står för en relativt stor del av de totala eutrofierande emissionerna, vilka är ungefär lika stora oavsett avfallshanteringsmetod.

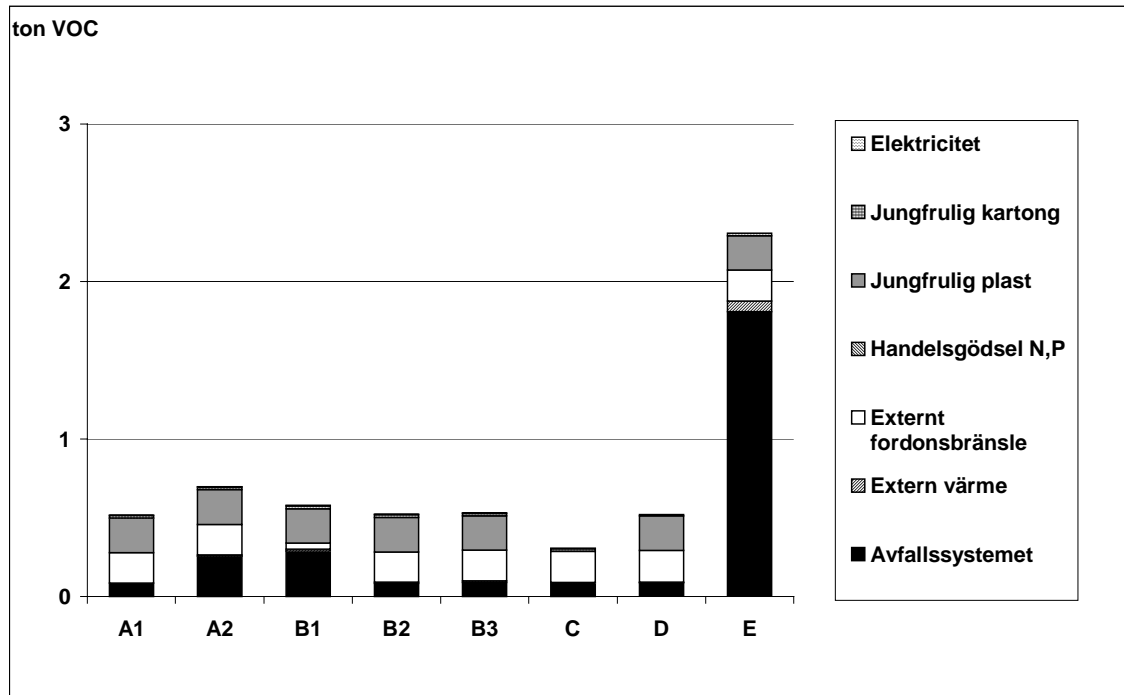
Ur eutrofieringssynpunkt, då ersättningsbränslet är biobränsle och när elen antas produceras genom kolkondenskraft, kan följande konstateras ur diagrammen ovan:

- Rötning med efterföljande produktion av fordonsbränsle är marginellt sämre än förbränning
- Kompostering är sämre än rötning

- Insamling och transporter står för en stor del av de totala eutrofierande emissionerna men är ungefär lika stora oavsett avfallshanteringsmetod.
- Återvinning av kartong/plast är marginellt bättre än förbränning
- Deponering är negativt

3.5 Fotooxidantbildning

3.5.1 VOC



Behandling [ton]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

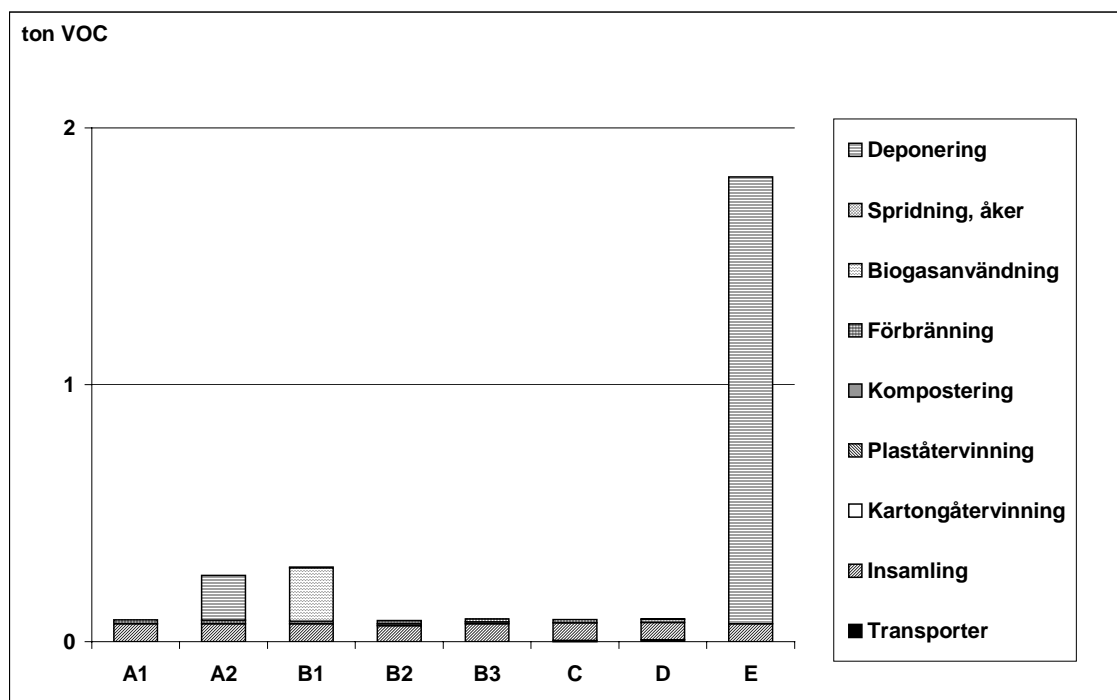
Figur 10 Organiska ämnen från totala systemet samt behandlade avfallsmängder i Älvdalen

Organiska ämnen som bidrar till fotooxidantbildningen är summerade till etenekvivalenter i figur 10 och 11. Det största bidraget till fotooxidantbildningen kommer från avfallshanteringssystemet (deponin) och från plast- och drivmedels-produktion.

Utsortering och rötning av lättnedbrytbart organiskt material ger ett något högre bidrag till fotooxidantbildningen jämfört med förbränning. Minskat bidrag från produktion och användning av diesel kompenseras av högre bidrag från avfalls-hanteringssystemet. Kompostering ger ungefär samma emissioner som förbränning.

Utsortering och återvinning av plast ger ett lägre bidrag till fotooxidantbildningen jämfört med förbränning, genom att nyproduktion av plast och därmed sammanhängande kolväteemissioner undviks. Utsortering och återvinning av kartong ger ungefär samma bidrag till fotooxidantbildningen som förbränning med balning under sommarmånaderna.

Deponering av avfall ger ett betydligt större bidrag till fotooxidantbildningen än någon annan behandlingsmetod, genom emissioner från avfallshanteringsystemet.



Behandling [ton]	A1		A2		B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning	Kompost	Kompost	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering	Deponering	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0	0	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	0	2 900	0
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0	0	0

Figur 11 Organiska ämnen från avfallssystemet samt behandlade avfallsmängder i Älvdalen

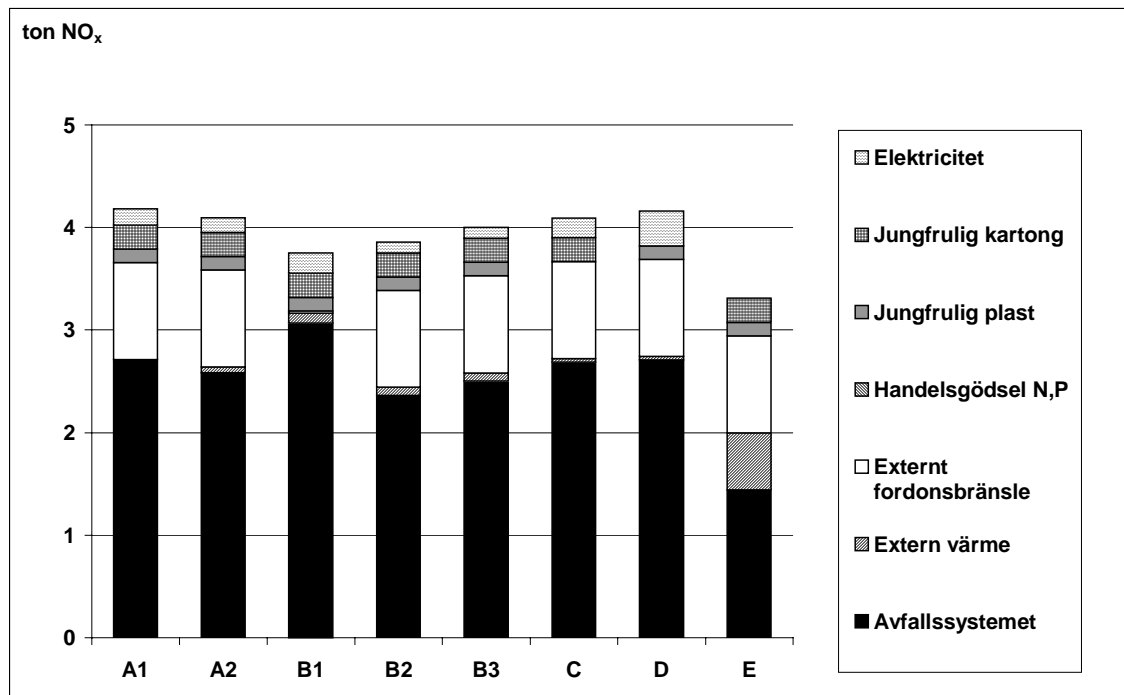
Den process som framför allt bidrar till fotooxidantbildningen är metanemissioner från deponeringen, vilket är tydligt även då deponering av mindre mängder avfall sker under sommartid som i fall A2.

Uppgraderingen av biogasen till fordonsbränslekvalitet ger metanläckage vilket är orsaken till den ökade mängden emissioner av organiska ämnen från fall B1.

Ur fotooxidantbildningssynpunkt (organiska ämnen), då ersättningsbränslet är biobränsle och när elen antas produceras genom kolkondenskraft, kan följande konstateras ur de två diagrammen ovan:

- Rötning är negativt jämfört med förbränning
- Återvinning av plast är positivt jämfört med förbränning
- Deponering är negativt

3.5.2 NO_x



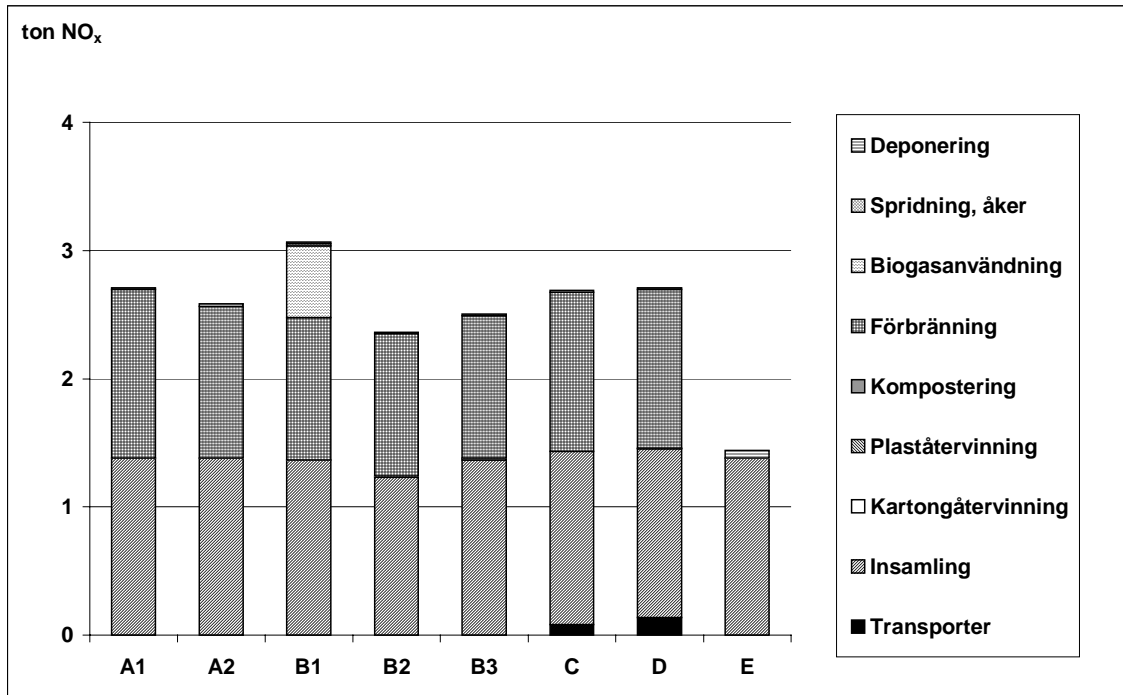
Behandling [ton]	A 1	A 2	B 1	B 2	B 3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

Figur 12 NO_x-emissioner från det totala systemet samt behandlade avfallsmängder i Älvdalen

NO_x-emissionerna minskar då lättnedbrytbart organiskt material rötas med efterföljande användande av biogasen som fordonsdrivmedel, genom att produktion och användande av diesel undviks. Även kompostering ger en minskning av NO_x-emissionerna jämfört med förbränning.

Utsortering och återvinning av plast och kartong ger marginellt lägre NO_x-emissioner än förbränning.

Deponering ger lägre NO_x-emissioner, genom minskade emissioner från avfallshanteringssystemet.



Behandling [ton]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

Figur 13 NO_x-emissioner från avfallssystemet samt behandlade avfallsmängder i Älvdalen

I avfallshanteringsssystemet är det främst insamlingstransporter och förbränning av avfall som orsakar stora NO_x-emissioner. Användningen av biogas i rötningsscenarioet är också en betydande källa till NO_x-emissioner.

Med avseende på NO_x-emissioner, då ersättningsbränslet är biobränsle och när elen antas produceras genom kolkondenskraft kan följande konstateras ur diagrammen ovan:

- Rötning och kompostering av lättnedbrytbart organiskt material minskar NO_x-emissionerna jämfört med förbränning.
- Återvinning av plast och kartong ger en marginell minskning av NO_x-emissionerna jämfört med förbränning av dessa fraktioner.
- Deponering ger lägre NO_x-emissioner än förbränning.

3.6 Metallflöden

Behandling [ton]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0
Blyflöden [kg]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
Källor	77	77	77	77	77	77	77	77
Luft	0,0011	0,0010	0,0010	0,0010	0,0010	0,0009	0,0011	0,0000
Mark	0	0	3	3	3	0	0	0
Vatten	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,004
Kvar i deponi	61	61	58	58	58	52	60	61
Kvar i material	16	16	16	16	16	25	17	16
Kadmiumflöden [kg]								
Källor	0	0	0	0	0	0	0	0
Luft	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0000
Mark	0	0	0	0	0	0	0	0
Vatten	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,000
Kvar i deponi	0	0	0	0	0	0	0	0
Kvar i material	0	0	0	0	0	0	0	0
Kviksilverflöden [kg]								
Källor	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056	0,056
Luft	0,0025	0,0023	0,0021	0,0021	0,0021	0,0024	0,0023	0,0000
Mark	0	0	0	0	0	0	0	0
Vatten	0,000050	0,000045	0,000042	0,000042	0,000042	0,000048	0,000046	0,000003
Kvar i deponi	0,0491	0,0494	0,0415	0,0414	0,0415	0,0467	0,0456	0,0517
Kvar i material	0,0043	0,0043	0,0043	0,0043	0,0043	0,0069	0,0081	0,0043
Kopparflöden [kg]								
Källor	660	660	660	660	660	660	660	660
Luft	0,023	0,021	0,023	0,023	0,023	0,023	0,023	0,000
Mark	0	0	10	10	10	0	0	0
Vatten	3,97	3,58	3,86	3,86	3,86	3,90	3,95	0,03
Kvar i deponi	354	355	345	344	345	348	352	358
Kvar i material	301	301	301	301	301	308	303	301
Kromflöden [kg]								
Källor	161	161	161	161	161	161	161	161
Luft	0,935	0,841	0,906	0,906	0,906	0,927	0,928	0,000
Mark	0	0	3	3	3	0	0	0
Vatten	0,001	0,007	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,066
Kvar i deponi	93	93	90	90	90	92	92	94
Kvar i material	68	68	68	68	68	68	68	68
Nickelflöden [kg]								
Källor	84	84	84	84	84	84	84	84
Luft	0,081	0,073	0,078	0,078	0,078	0,080	0,080	0,000
Mark	0	0	2	2	2	0	0	0
Vatten	0,000	0,026	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,256
Kvar i deponi	51	51	49	49	49	51	51	51
Kvar i material	33	33	33	33	33	33	33	33
Zinkflöden								
Källor	288	288	288	288	288	288	288	288
Luft	0,029	0,026	0,026	0,026	0,026	0,027	0,029	0,000
Mark	0	0	23	23	23	0	0	0
Vatten	0,013	0,017	0,011	0,011	0,011	0,012	0,013	0,053
Kvar i deponi	264	264	241	241	241	250	261	264
Kvar i material	24	24	24	24	24	38	27	24

Figur 14 Metallflöden i avfallshanteringssystemet samt behandlade avfallsmängder i Älvdalen

Figur 14 redovisar systemets totalflöde av tungmetallerna bly, kadmium, kvicksilver, koppar, krom nickel och zink, samt hur de i de olika scenarierna emitteras till luft, mark eller vatten, alternativt blir kvar i återvunnet material eller lagras i deponin. Modellen beskriver dock inte metallflödena fullständigt, eftersom tungmetaller i handelsgödsel, emissioner från extern värme- och elproduktion samt återvinning saknas.

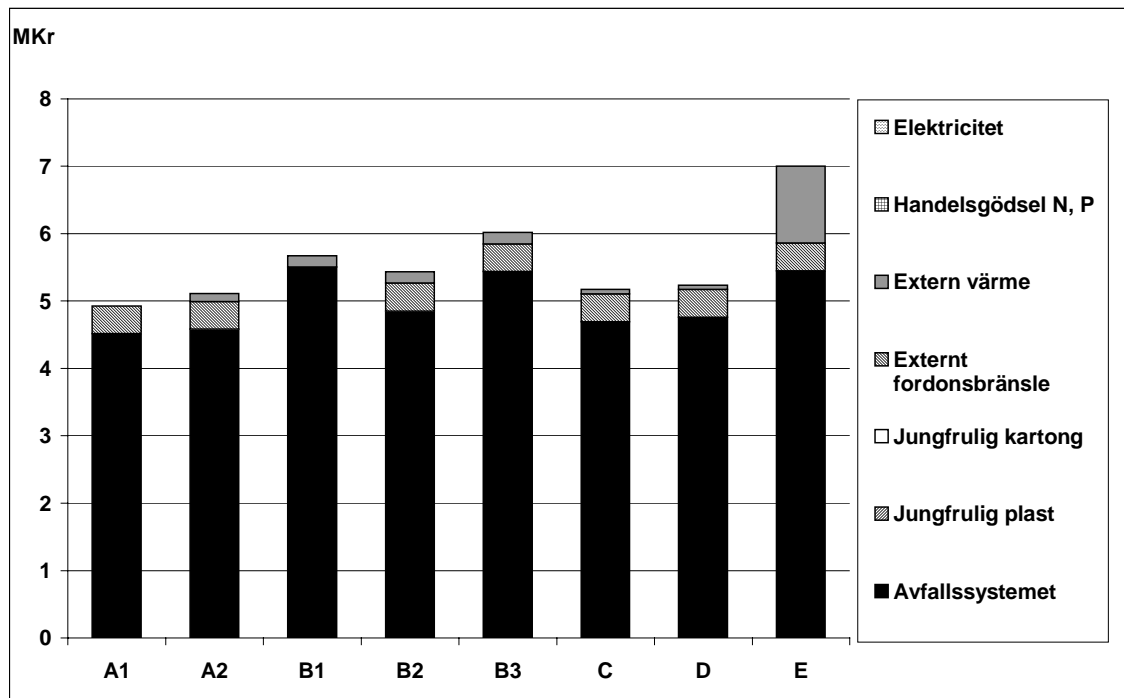
Det är alltså bara flödet av metaller i avfallet som redovisas, vilket totalt är lika stort i alla scenarier. Beroende på behandlingsmetod varierar sedan spridningsvägarna.

Variationerna är ganska små mellan scenarierna. Den absolut största andelen tungmetaller i avfall återfinns i återvunna material (till största delen i metallförpackningar), eller i deponin efter den överskådliga tiden (ca 100 år). Ungefär lika mycket metaller hamnar på deponin i alla scenarier, beroende på att den största delen metaller hamnar i slaggen och askan i förbränningsanläggningen, vilka senare deponeras. Resultaten visar alltså att metaller i avfall tillsvidare framförallt ackumuleras i deponier och återvunna produkter, för tillfället utan att spridas i miljön, men som potentiella framtida föroreningskällor.

Den relativt sett största skillnaden mellan de olika scenarierna är den ökade metallspridningen till mark vid utbyggd biologisk behandling med användning av rötrest/kompost på åkermark. I absoluta tal är denna mängd metaller mycket liten om man jämför med det totala metallflödet. Ändå är kanske just dessa metallflöden mest avgörande, eftersom åtminstone den direkta risken med metaller på åkermark rimligen är högre än med metaller i en deponi. Eftersom vi valt att inte utvärdera toxiska risker med metallspridning säger inte våra resultat något om denna skillnad.

4. Ekonomi

4.1 Företagsekonomi



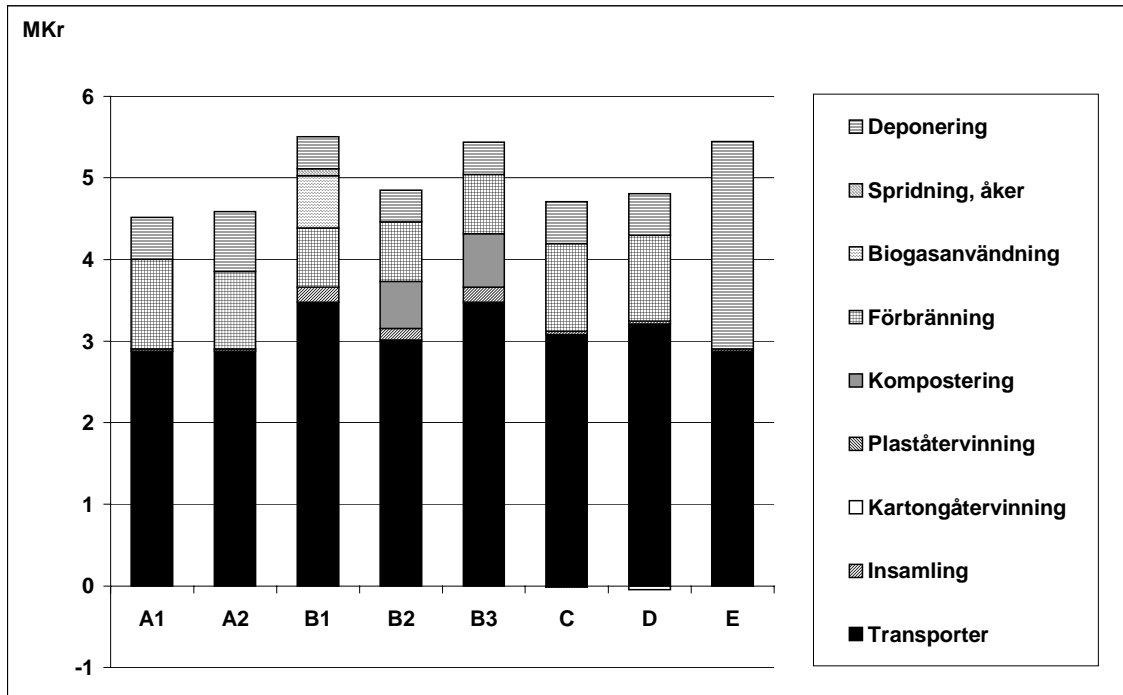
Behandling [ton]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

Figur 15 Företagsekonomiskt resultat för det totala systemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

Figur 15 visar de totala företagsekonomiska kostnader som uppstår vid de olika typerna av avfallsbehandling. Inga intäkter är medräknade, utan producerade nyttigheter, såsom värme, el och återvunnet material, leder till att mindre av dessa behöver köpas in från externa källor.

Förbränning är billigare än rötning, kompostering och än plast- och kartongåtervinning, genom ett något billigare avfallshanteringssystem.

Deponering av allt avfall, fall E, ger betydligt högre totalkostnader, både på grund av dyrare avfallshanteringssystem och på grund av att de nyttigheter som finns i avfallet inte tas tillvara, framförallt värmeenergin. Detta trots att man antagit att deponigas samlas upp och används för elproduktion.



Behandling [ton]	A1	A2	B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

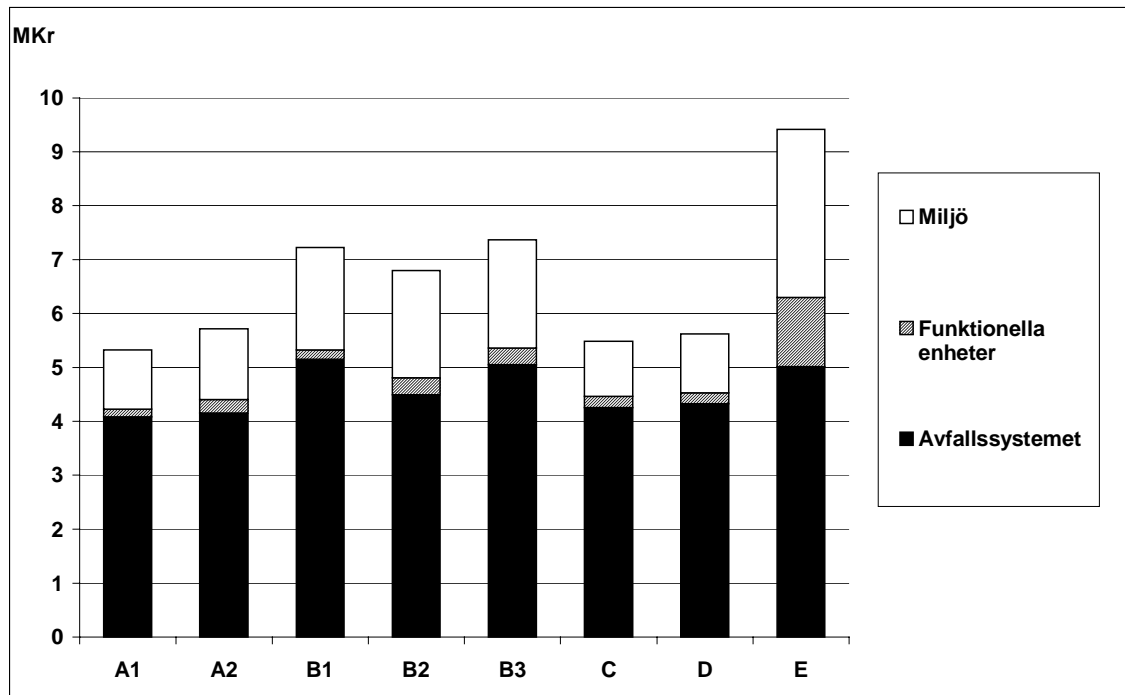
Figur 16 Företagsekonomiskt resultat för avfallshanteringsystemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

Figur 16 visar de kostnader som uppträder inom avfallshanteringsystemet vid olika avfallsbehandlingsstrategier.

En stor anledning till att deponering är behäftat med så höga kostnader i diagrammet är att deponiskatten är medräknad i kostnadsuppskattningarna.

Kompostering och rötning är dyrare än förbränning främst på grund av det ökade transportarbetet, då fler fraktioner måste samlas in. Anledningen att fall B2 är så pass mycket billigare är att komposteringen till stor del sker i hemmen, vilket minskar transportkostnader och behandlingskostnader.

4.2 Samhällsekonomi



Behandling [ton]	A1		A2		B1	B2	B3	C	D	E
	Förbränning	Förbr. 90 % Dep.10 %	Förbr. 90 % Dep.10 %	Rötning buss	Kompost sträng/hem	Kompost sträng	Plast- återvinning	Kartong- återvinning	Deponering	
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0	0	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	60	0	0	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0
Avfallsdeponering	0	287	0	0	0	0	0	0	2 900	0
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0	0	0

Figur 17 Samhällsekonometiskt resultat för det totala systemet samt behandlade mängder avfall i Älvdalen

Figur 17 visar de samhällsekonometiska totalkostnaderna, med de miljöskattejusterade företagsekonometiska kostnaderna i botten och de kostnader som den miljöekonomiska värderingen av emissionerna ger upphov till längst upp i staplarna. Det är i stort sett samma trend som för de företagsekonometiska kostnaderna (se figur 15), dock är rötning och kompostering märkbart dyrare relativt förbränning. Deponering är klart dyrast.

Anledningen att rötning och kompostering har högre miljöskostnader än förbränning är att spridning av rötrest och kompost på åkermark leder till att även tungmetaller hamnar där, vilket ger en stor miljöskostnad, enligt den använda värderingsmetoden. Dessutom ger spridning av rötrest och kompost större emissioner av näringsämnen än handelsgödsel, vilket också får stor miljöekonomisk betydelse.

Deponeringen har klart störst miljöekonomiska kostnader, vilket framförallt beror på läckage av näringsämnen och metan.

5. Känslighetsanalys

I följande avsnitt presenteras resultatet av känslighetsanalyserna för valet av ersättningsbränsle i fjärrvärmeproduktionen. Till vänster på varje sida återfinns samma diagram som presenterats i kapitel 2, 3 och 4 (biobränsle är ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion och el produceras med kolkondenskraft). Till höger på sidan har ersättningsbränslet för fjärrvärmeproduktion istället antagits vara olja.

5.1 Energiförbrukning (figur 18, figur 19)

Den totala energiförbrukningen är ungefär densamma oavsett ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion, se figur 18 och 19.

5.2 Emissioner av växthusgaser (figur 20)

Emissionerna av växthusgaser från biologisk behandling (B1, B2, B3) blir högre då extern fjärrvärme framställs från olja i stället för biobränsle. Det gör att rötning med bussdrift (B1) och kompostering (B2 och B3) blir marginellt sämre än förbränning (A1). Kartongåtervinning (D) ger också högre växthusemissioner än förbränning. Det går inte heller att se några fördelar med plaståtervinning (C) jämfört med förbränning (A1).

5.3 Emissioner av försurande ämnen (figur 21)

Emissionerna av försurande ämnen i deponeringsscenarioet (E) ökar när biobränsle för fjärrvärmeproduktionen ersätts av oljebränsle.

5.4 Emissioner av eutrofierande ämnen (figur 22)

Skillnaderna mellan biobränsle och oljebränsle för extern fjärrvärmeproduktion är liten.

5.5 Emissioner av fotooxidantbildande ämnen (VOC)(figur 23)

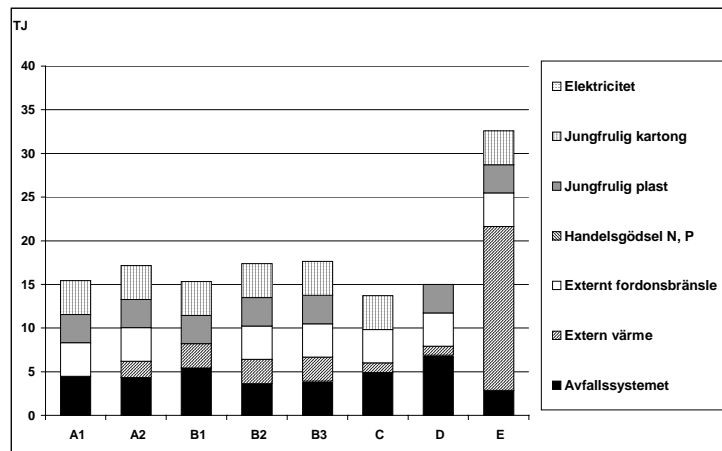
För emissioner av fotooxidantbildande ämnen (VOC) är skillnaderna mellan oljebränsle och biobränsle för fjärrvärmeproduktion knappt märkbar.

5.6 Emissioner av NO_x (figur 24)

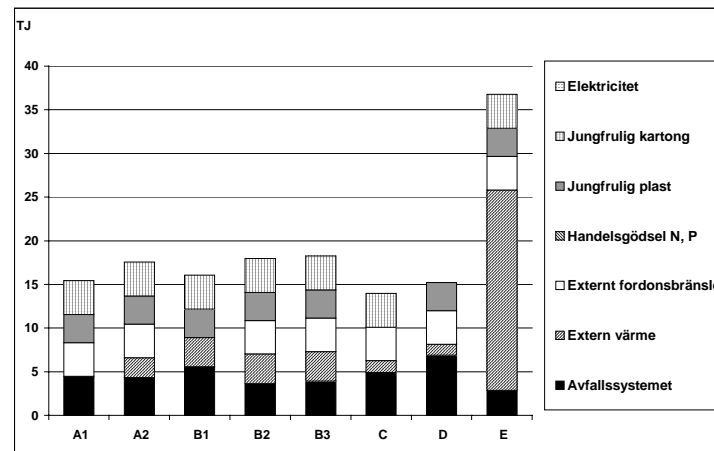
Ingen märkbar skillnad.

5.7 Företagsekonomi (figur 25) och samhällsekonomi (figur 26)

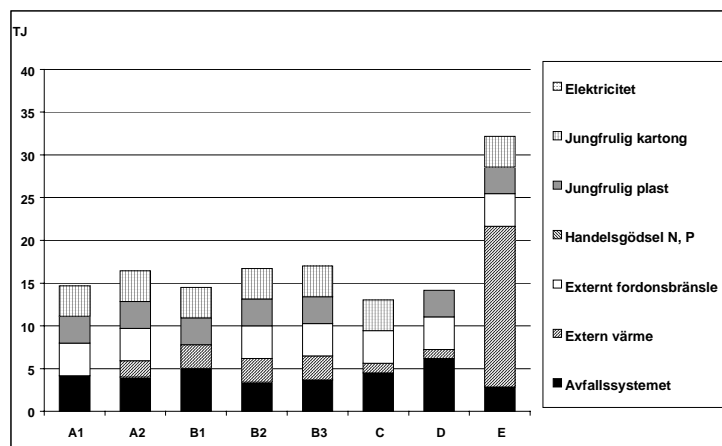
Byte av externa energikällor medför ingen märkbar betydelse, varken företagsekonomiskt eller samhällsekonomiskt, förutom att fjärrvärmeproduktion blir betydligt dyrare då olja är ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion. Detta slår igenom för framförallt deponeringsscenario (E), som har stort behov av fjärrvärme från det externa systemet. Användningen av olja som alternativt bränsle för fjärrvärmeproduktion gör även att miljökostnaderna för deponeringsfallet (E) ökar och blir märkbart större än för övriga fall.



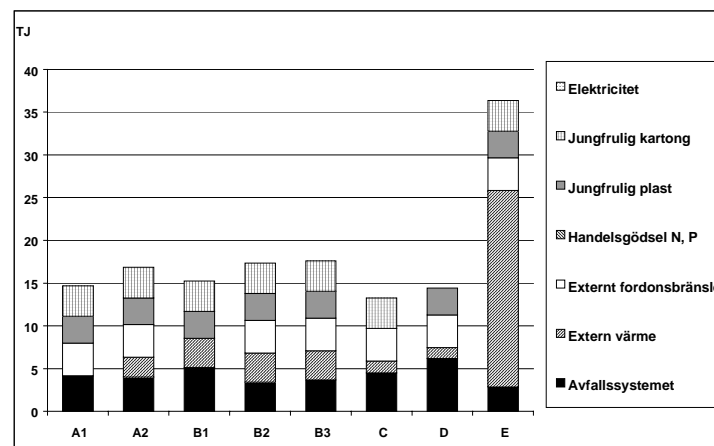
Värme från bibränsle, el från kol



Värme från olja, el från kol

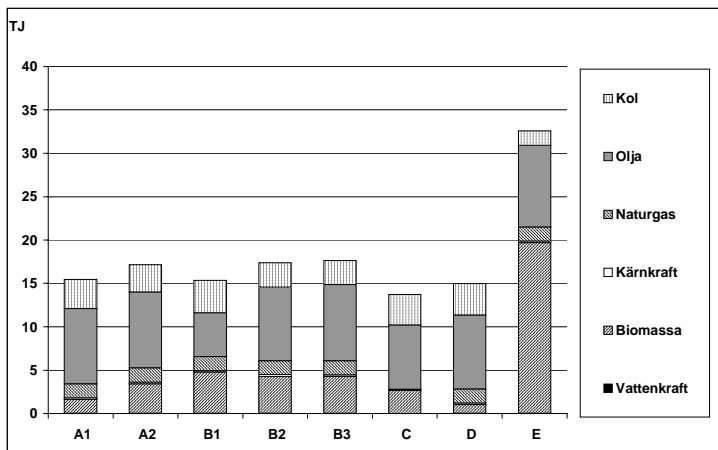


Värme från bibränsle, el från medelmix

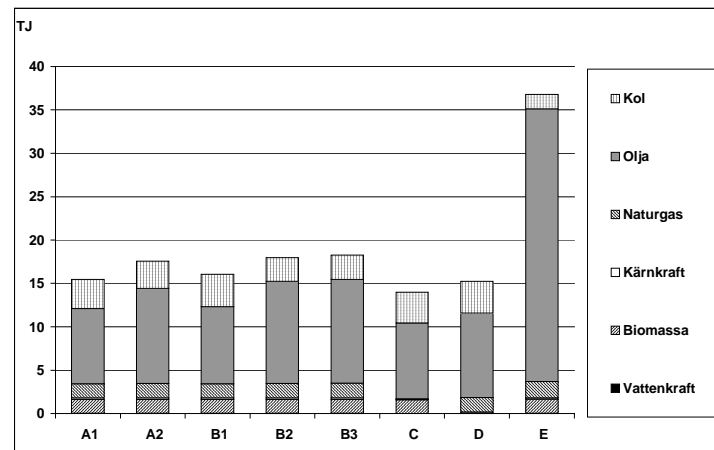


Värme från olja, el från medelmix

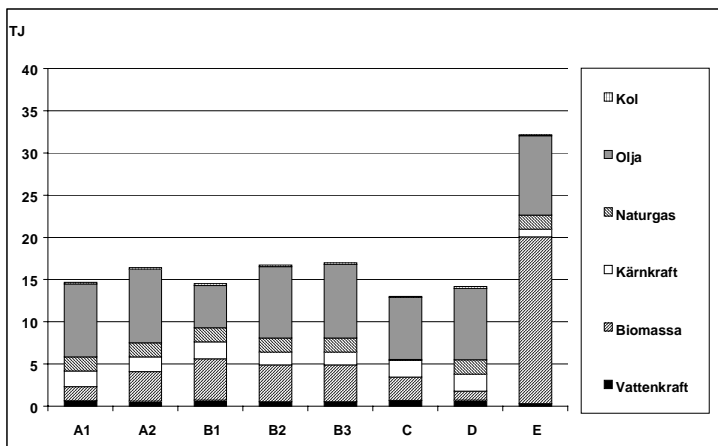
Figur 18 Primära energibärare för det totala systemet, uppdelat på funktionella enheter



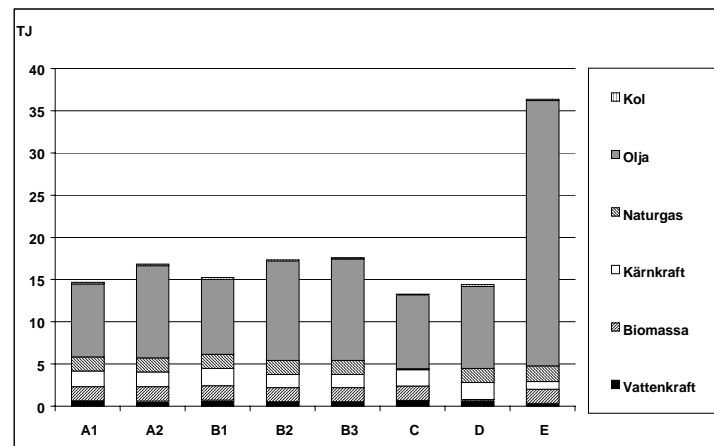
Värme från bibränsle, el från kol



Värme från olja, el från kol

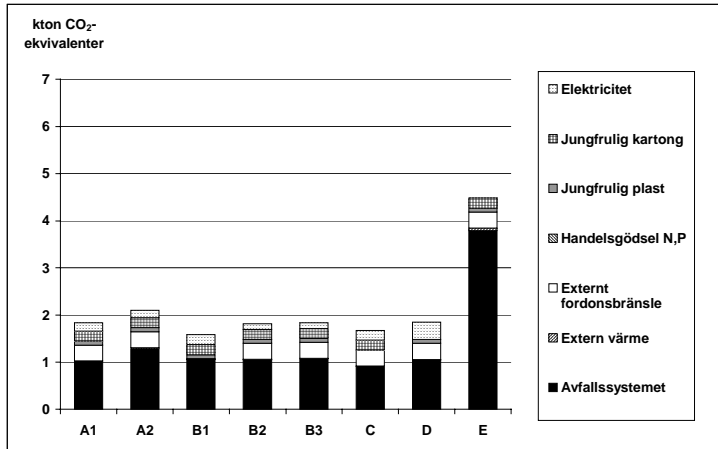


Värme från bibränsle, el från medelmix

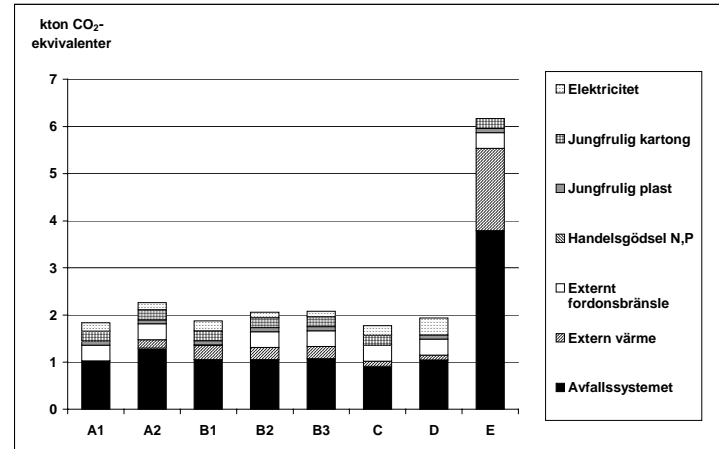


Värme från olja, el från medelmix

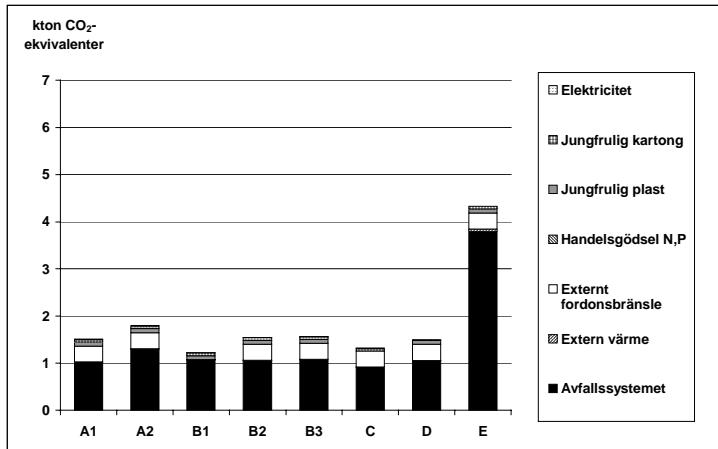
Figur 19 Primära energibärare för det totala systemet, uppdelade på energibärare



Värme från bibränsle, el från kol

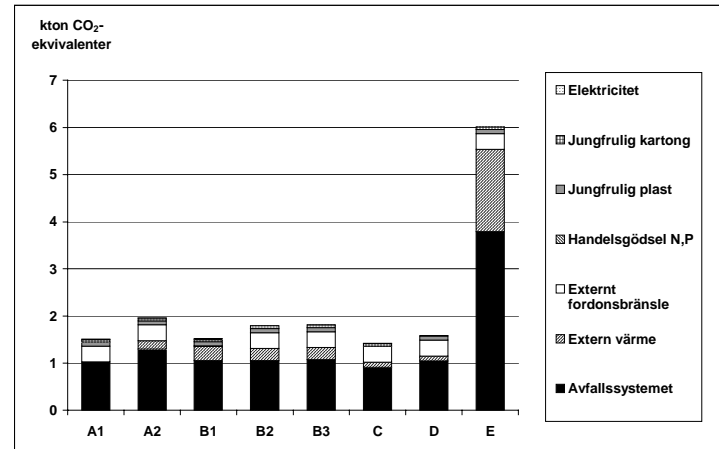


Värme från olja, el från kol

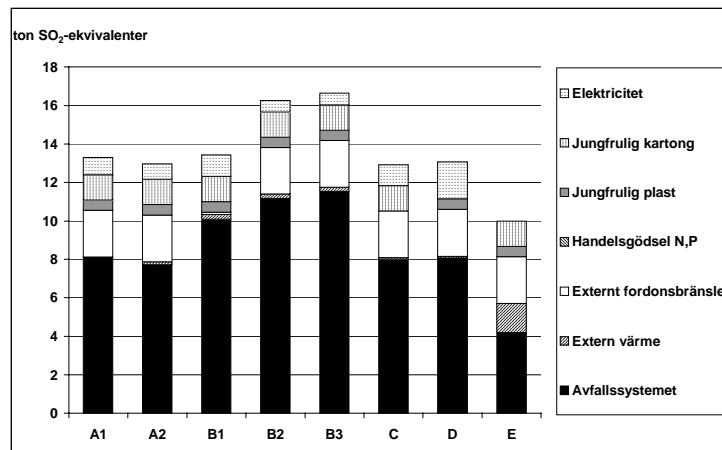


Värme från bibränsle, el från medelmix

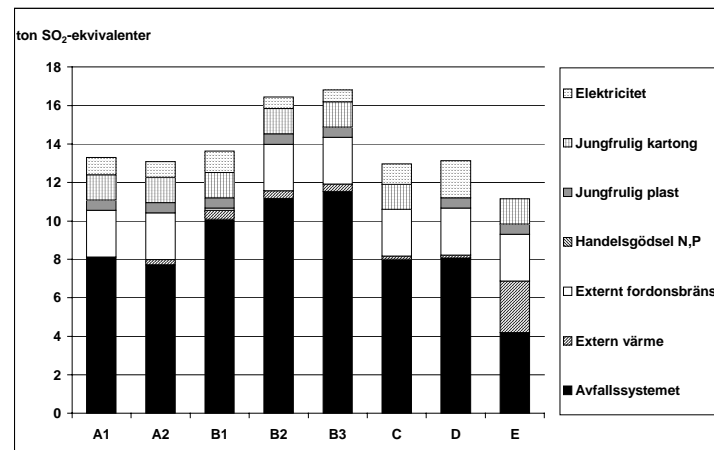
Figur 20 Växthuseffekt för det totala systemet



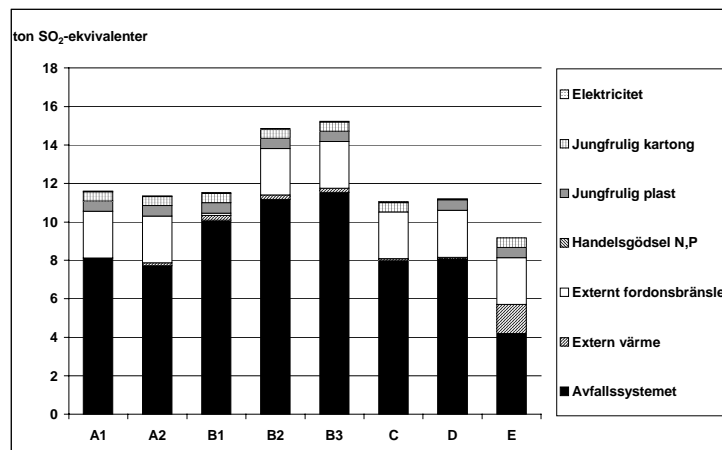
Värme från olja, el från medelmix



Värme från bibränsle, el från kol

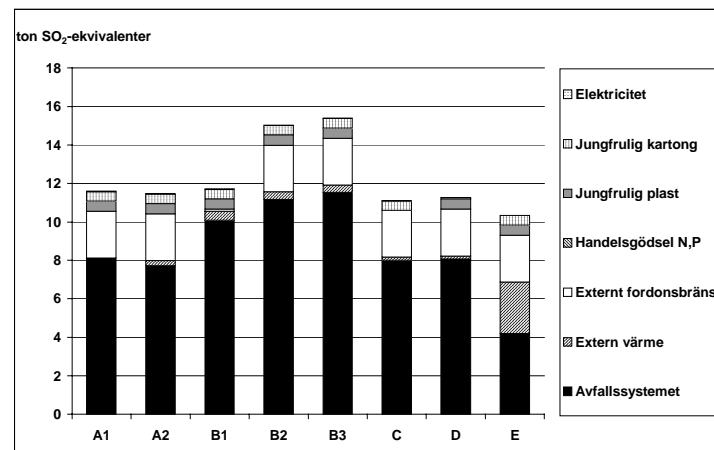


Värme från olja, el från kol

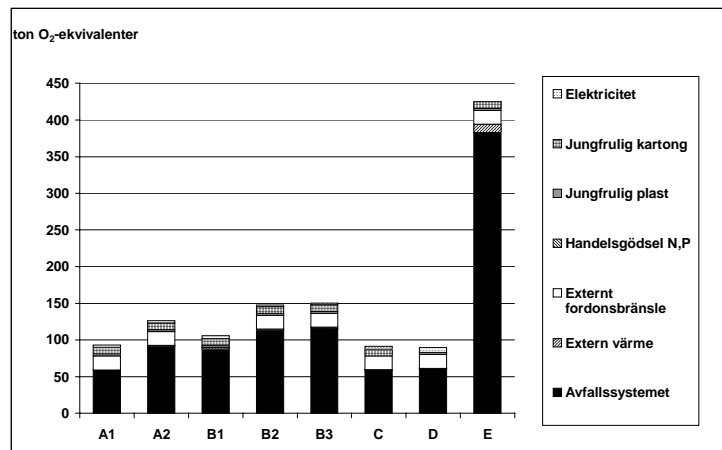


Värme från bibränsle, el från medelmix

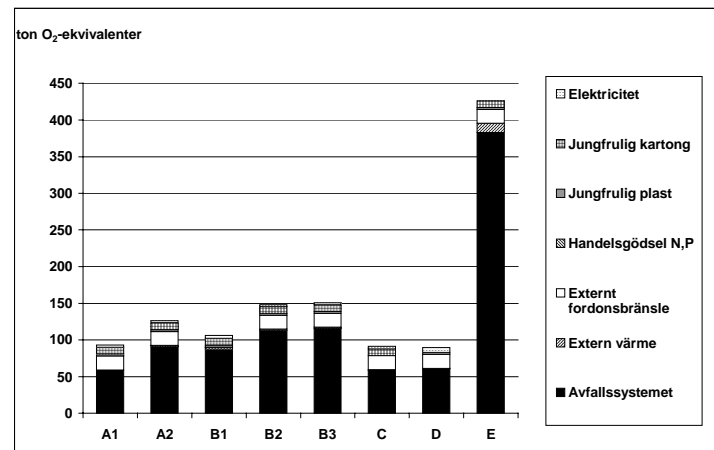
Figur 21 Potentiell förurning för det totala systemet



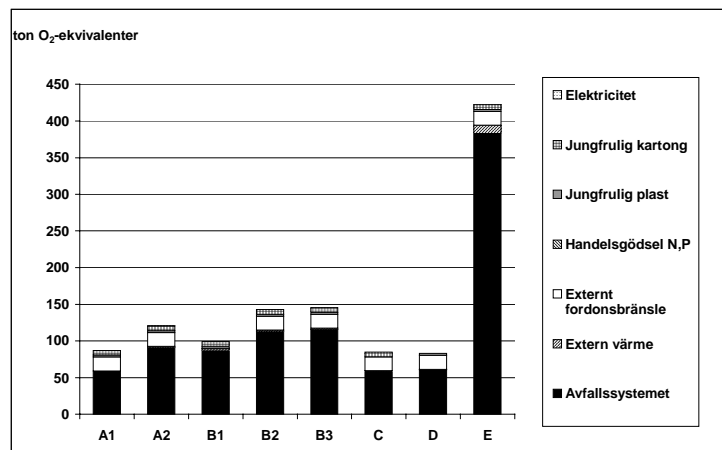
Värme från olja, el från medelmix



Värme från bibränsle, el från kol

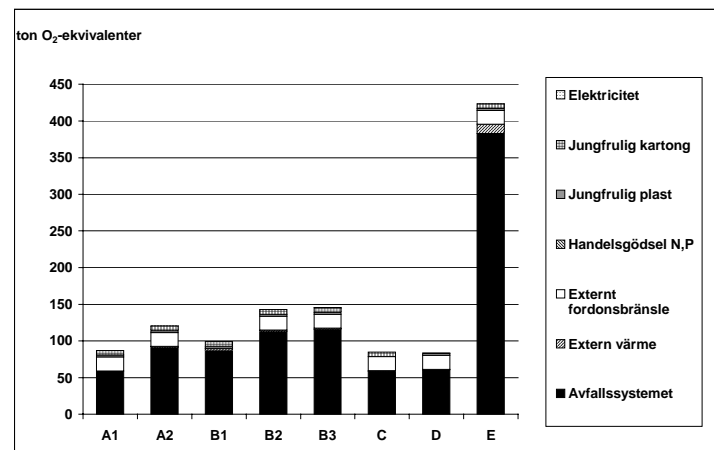


Värme från olja, el från kol

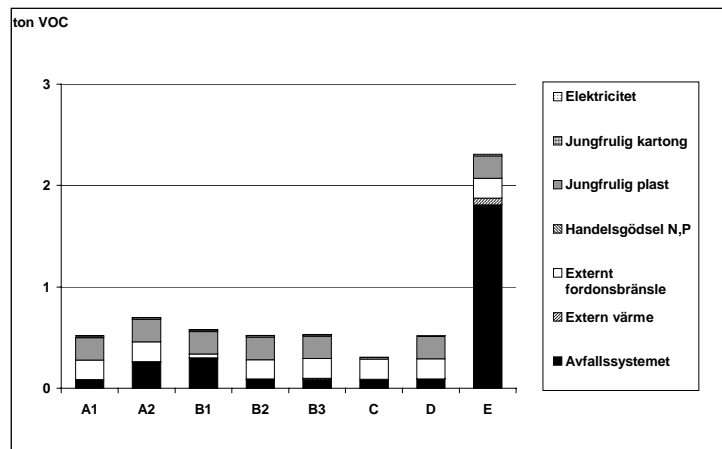


Värme från bibränsle, el från medelmix

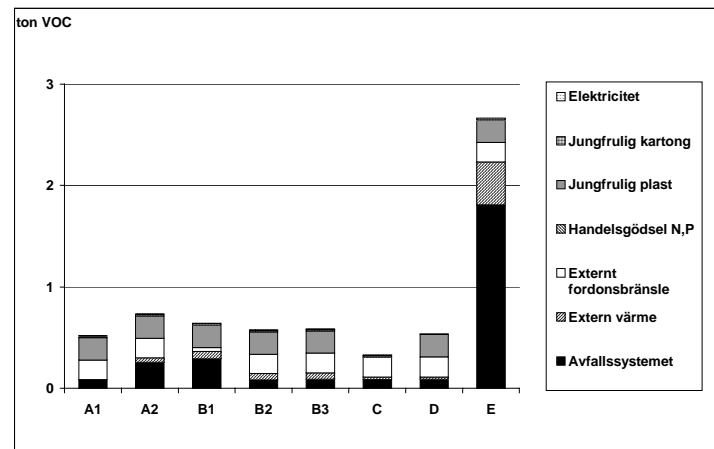
Figur 22 Potentiell eutrofiering från totala systemet



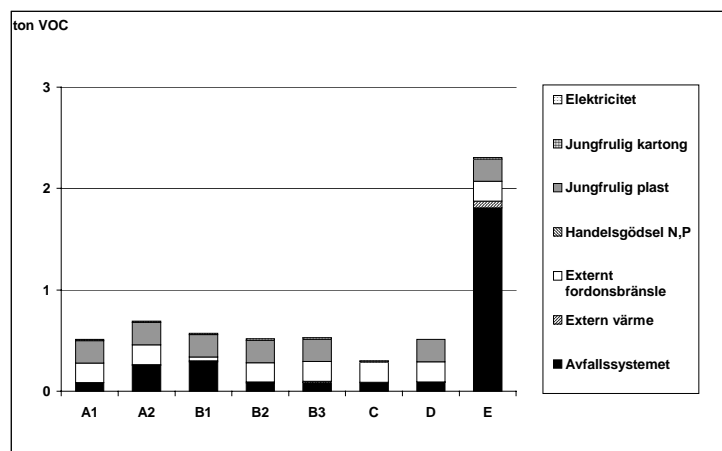
Värme från olja, el från medelmix



Värme från bibränsle, el från kol

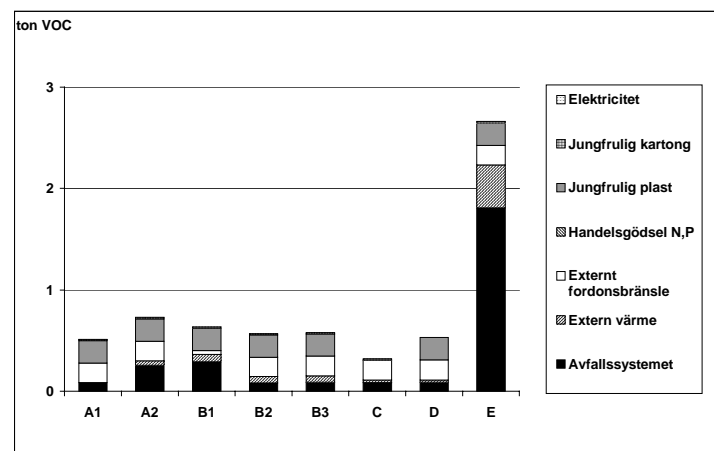


Värme från olja, el från kol

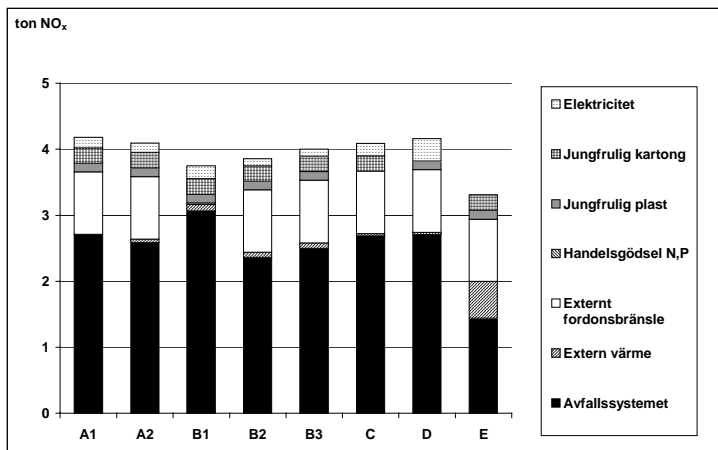


Värme från bibränsle, el från medelmix

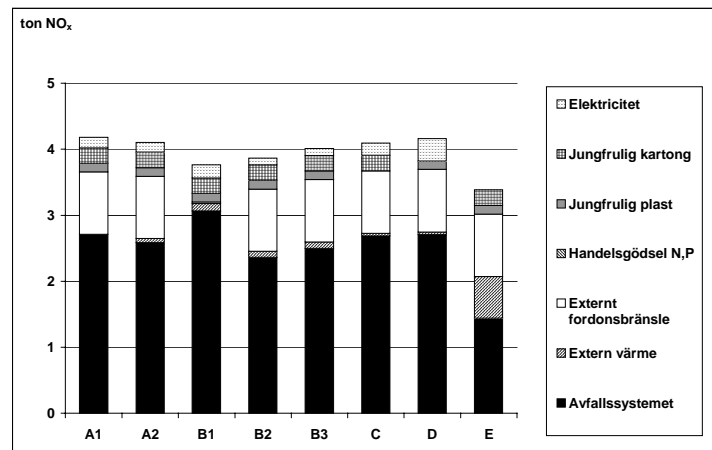
Figur 23 Organiska ämnen från totala systemet



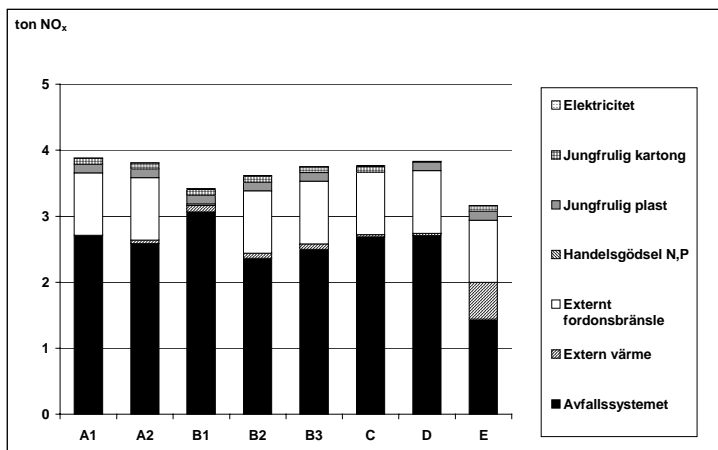
Värme från olja, el från medelmix



Värme från biobränsle, el från kol

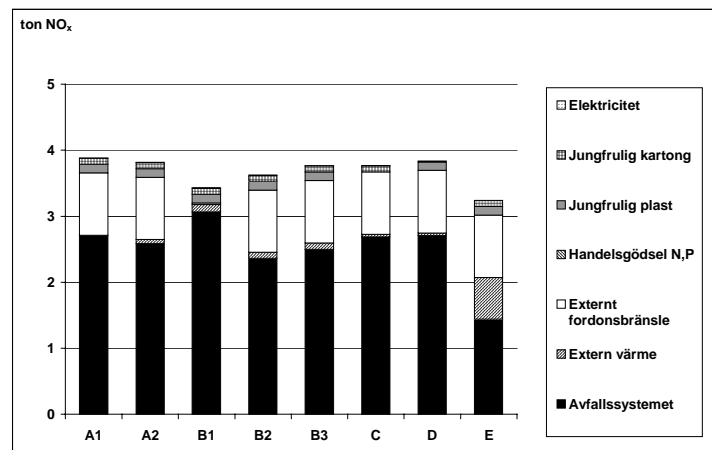


Värme från olja, el från kol

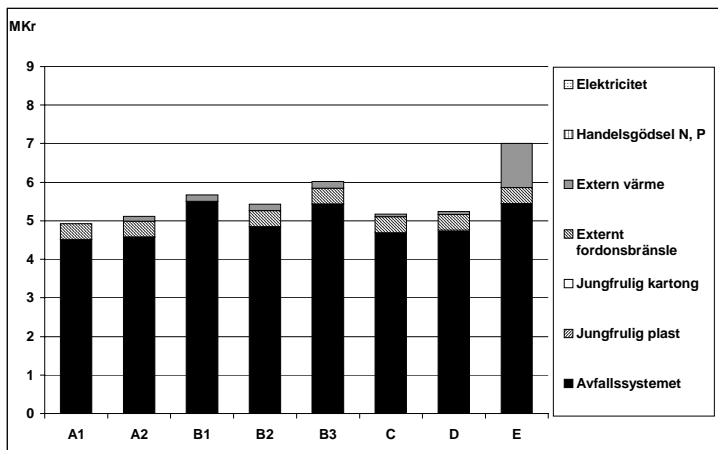


Värme från biobränsle, el från medelmix

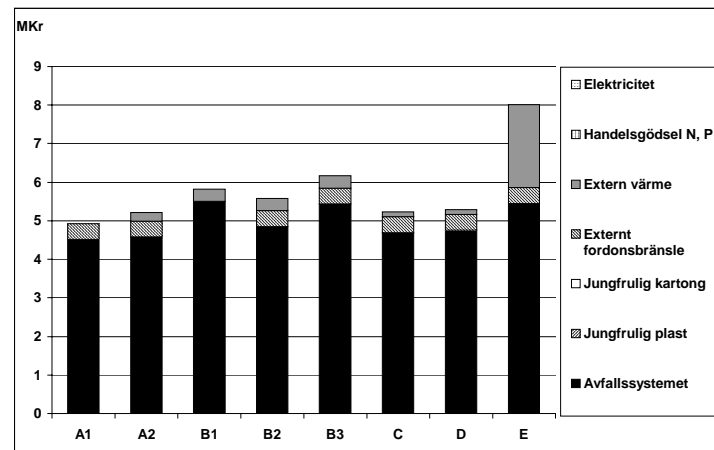
Figur 24 NO_x-emissioner från det totala systemet



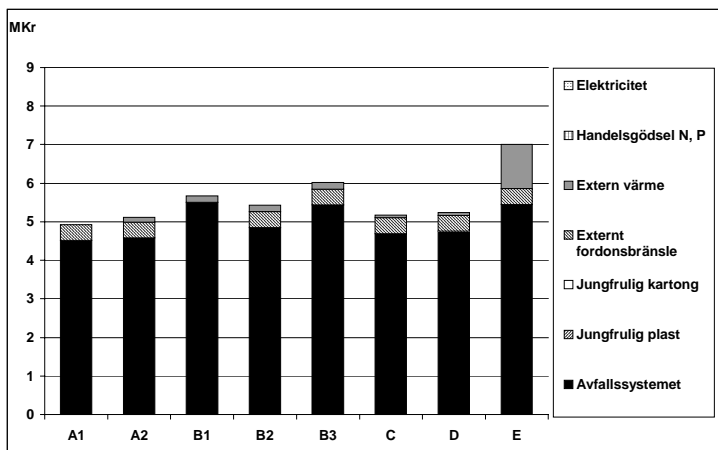
Värme från olja, el från medelmix



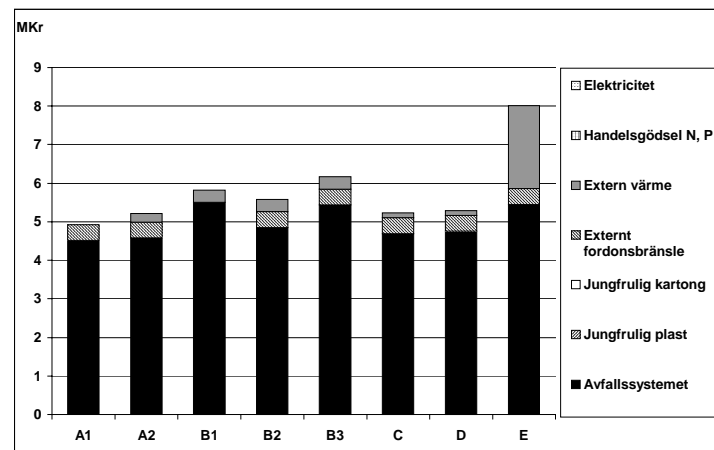
Värme från bibränsle, el från kol



Värme från olja, el från kol

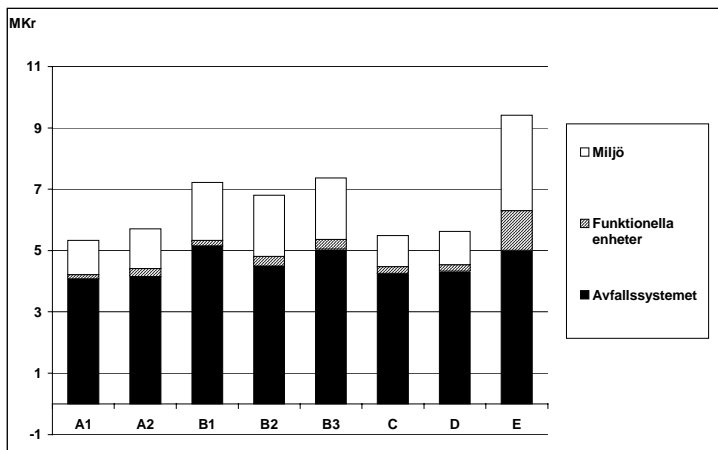


Värme från bibränsle, el från medelmix

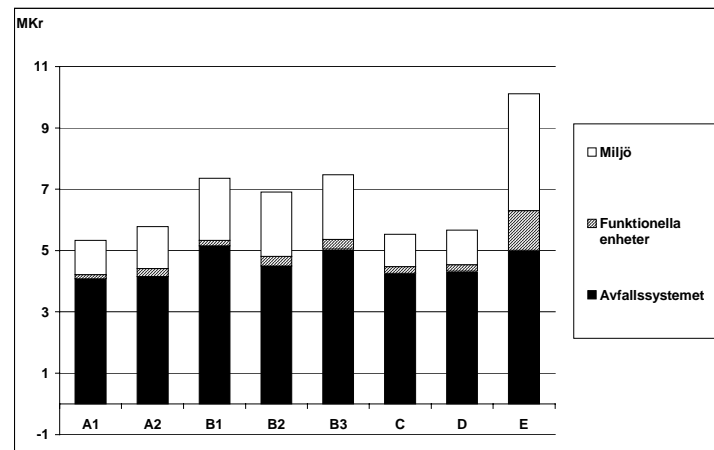


Värme från olja, el från medelmix

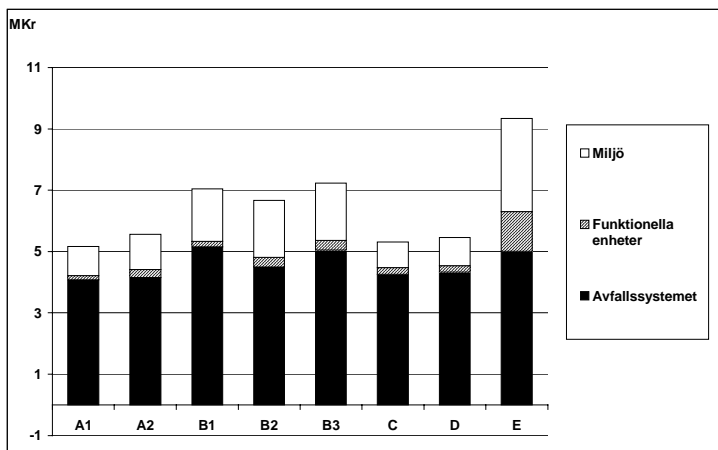
Figur 25 Företagsekonomiskt resultat för det totala systemet



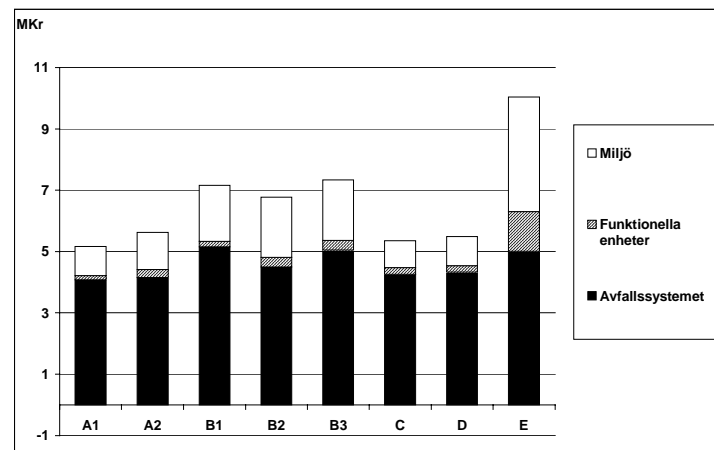
Värme från bibränsle, el från kol



Värme från olja, el från kol



Värme från bibränsle, el från medelmix



Värme från olja, el från medelmix

Figur 26 Samhällsekonomiskt resultat för det totala systemet

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbete för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forsknings- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie).

IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden.

IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt.

IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsserie registreras i IVLs A-serie.

Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 20 75
Fax: +46 472 26 20 04