IVL rapport
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 - Uppsala

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

B 1380
Stockholm, december 1999

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

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

Fallstudie - Uppsala

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

IVL

Organisation/Organization

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Adress/address

Box 21060

100 31 STOCKHOLM

Telefonnr/Telephone

08-598 563 00

RAPPORTSAMMANFATTNING
Report Summary

Projekttitel/Project title

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

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 Uppsala

Sammanfattning/Summary

I en systemanalys har energimässiga, miljömässiga och ekonomiska konsekvenser av olika system för hantering av kommunalt avfall i Uppsala 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 i Uppsalas avfallssystem. Det är också gynnsamt ur många energimässiga, miljömässiga och ekonomiska aspekter att ta emot avfall från en vidare region – i synnerhet avfall som annars skulle deponeras. Då avfallet väl är insamlat har även längre regionala transporter liten betydelse, under förutsättning att transporterna genomförs på ett effektiv 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. Det energimässiga resultatet beror det på hur rötgasen används.
- Kompostering av lättnedbrytbart organiskt avfall är samhällsekonomiskt jämförbar med rötning, men ger högre energiförbrukning och större miljöpåverkan.

Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data

IVL Rapport/report 1380

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 Lantbrukstekniik 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 Lantbrukstekniik 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 ”avnämare” 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.
- Översiktsrapport[1]: 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 Uppsala (föreliggande rapport)[2]: 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 Stockholm[3]: 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[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 Granath[5]: ”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 Uppsalarapport

[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 Fliedner[6]: ”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 Assefa[7]: ”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 Uppsala 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 i Uppsalas avfallssystem. Det är också gynnsamt ur många energimässiga, miljömässiga och ekonomiska aspekter att ta emot avfall från en vidare region – i synnerhet avfall som annars skulle deponeras. Då avfallet väl är insamlat har även längre regionala transporter liten betydelse, under förutsättning att transporterna genomförs på ett effektiv 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. Det energimässiga resultatet beror det på hur rötgasen används.
- 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 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, electricity, 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 Uppsala. 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. Conclusions regarding energy use depends upon how the biogas is used.
- 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 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.”**
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.

Biobränsle Bränsle som kommer från växtlighet. Till biobränsle räknas olika former av ved, hyggesrester, ”energiskog”, halm, m.m. Torv räknas normalt inte som biobränsle i LCA-sammanhang.

Biogas Gas som erhålls genom *rötning*. 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 *kompostering* och *rötning* (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.

CH_4 Metan, en viktig beståndsdel i *biogas.*

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 *Nitrifikation.*

Deponering Deponering innebär en kontrollerad uppläggning av avfall på en särskild plats.

Deponigas Vid *deponering* 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 utvinner man deponigasen och använder den för framställing 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 kloret i ingående fall brukar emissionsfaktorn uttryckas som 0,04 kg HCl/kg Cl.

Eutrofiering Eutrofiering innebär *övergödning*. Eutrofierande ämnen är bl.a. näringsämnen och organiska ämnen.

Flytgödsel Gödsel från jordbruket brukar samlas upp genom att man spolar ren båsen/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 *marknära ozon.* Fotokemiska oxidanter bildas av bl.a. *flyktiga organiska gaser* (s.k. VOC), kolmonoxid (CO) och av NO_X (kväveoxid). Fotokemiska oxidanter kan ge skador på människor, växter och material.

Fotooxidant-bildning 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.e.x 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 *Saltsyra*.

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 *koldioxidekvivalenter*.
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 *Karaktärisering.*
Koldioxid-ekvivalenter	När man i karaktärsieringssteget i LCA viktar 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 *Livscykelanalys.*
Livscykelanalys	Standardiserad metod för att bedöma miljöpåverkan från en produkt, tjänst eller process i ett ”*från vaggan till graven*”-perspektiv.
Lättnedbrytbart avfall	Se *lättnedbrytbart organiskt avfall.*
Lättnedbrytbart organiskt avfall	*Organiskt avfall* som är lämpligt att behandla genom rötning och kompostering, t.ex. matrester, restaurangavfall, slakteriavfall. Exempel på organiska avfall som inte är lämpliga att röta är papper och trä.
Marknära ozon	Marknära ozon är en *fotokemisk oxidant*. Det marknära ozonet, och andra fotokemiska oxidanter kan ge skador på människor, växter och material. *Ozon* 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 In + Producerat = Ut + Ackumulerat.

Materialåtervinning	Här används materialåtervinning i betydelsen att det återvunna materialet ur avfall ersätter motsvarande *jungfruliga* material, t.ex. återvunnen plast som ersätter jungfrulig plast.
Mesofil	Betecknar ett temperaturområde omkring ca 35 – 37 ^{o}C. Mesofila mikroorganismer är sådana mikroorganismer som har optimal miljö vid 35 – 37 ^{o}C, se även *termofil*.
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 *marknära ozon* och *fotokemiska oxidanter*). I stratosfären (10 – 60 km över markytan) utgör uttunningen av ozon ett annat problem (se *ozonskiktet).*
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 *förbränning* 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 *biogas* samt en kompostliknande *rötrest* 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.
SO_2	Se *svaveldioxid.*
SO_2-ekvivalent	När man i LCA viktar ihop olika emissioners bidrag till *försurning* 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 (SO_2) Svavel finns i t.ex. olja, kol, gummmidäck, 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 *suspenderade ämnen*, se d:o.

Termofil Betecknar ett temperaturområde omkring ca 55^{o}C. Termofila mikroorganismer är sådana mikroorganismer som har optimal miljö vid 55^{o}C, se även *mesofil.*

VOC VOC består av flyktig organisk ämnen (på engelska volatile organic compounds). I begreppet ingår olika lätta kolväten som i normala temperaturer är flyktiga/gasformiga. VOC är *fotooxidantbildande* och bidrar därmed till bildning av *marknära ozon.*

VS Står för *volatile solids*, 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 *koldioxidekvivalenter*. 1 kg metan har då ungefär 20 gånger så stor växthuseffekt som koldioxid.

Övergödning Samma som *Eutrofiering*. Övergödning innebär att näringsämnen som kväve och fosfor tillförs våra sjöar och vattendrag via bl.a. förorenat avloppsvatten. Ofta uppstår s.k. algblomning 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**
INNEHÅLLSFÖRTECKNING **13**
1. INLEDNING **15**
1.1 PROBLEM 15
1.2 MÅL 16
2. METOD **17**
2.1 ÖVERSIKT 17
2.2 SYSTEMANALYS OCH LIVSCYKELANALYS 17
2.3 ORWARE-MODELLEN 20
2.3.1 Bakgrund *20*
2.3.2 Avfallssystemet i ORWARE *21*
2.3.3 Det externa systemet (kringsystemet) *26*
2.4 EKONOMISK METOD 28
2.5 STUDERADE RESULTATPARAMETRAR 29
2.6 UPPLÄGG AV UPPSALA-STUDIEN 31
2.6.1 Optimering *31*
2.6.2 Studier av olika fraktioner och material. *34*
2.6.3 Studie av effekterna av den ändrade avfallshanteringen. *35*
2.7 SYSTEMGRÄNSER, METODVAL, M.M. 36
2.7.1 Funktionella enheter *36*
2.7.2 Systemgränser *36*
2.7.3 Ersättningsbränsle *37*
2.7.4 Marginalel och medelel *38*
2.7.5 Principer för resultatredovisning *39*
3. RESULTAT **41**
3.1 OPTIMERINGAR 41
3.2 STUDIER AV FRAKTIONER OCH MATERIAL 41
3.2.1 Avfallsflöden i olika scenarier *41*
3.2.2 Läsanvisning *42*
3.2.3 Normalfall: biobränsle som ersättningsbränsle och el från kolkondens (”marginalel”). *43*
3.2.4 Känslighetsanalys: ersättningsbränsle och elproduktion *48*
3.3 STUDIE AV EFFEKTERNA AV ÄNDRAD AVFALLSHANTERING 49
3.3.1 Avfallsflöden i olika scenarier *49*
4. DISKUSSION **53**
4.1 ANTAGANDEN SOM ÄR VIKTIGA FÖR SLUTRESULTATET 53
4.1.1 Prestanda för tekniska processer *53*
4.1.2 Plaståtervinning *53*
4.1.3 Kartongåtervinning *53*
4.1.4 Rötrest *54*
4.1.5 Reaktorkompostering *54*
4.1.6 Uppgifter om avfallens mängd och sammansättning *54*
4.1.7 Tungmetaller *55*
4.1.8 Miljöekonomisk viktning *56*
4.1.9 Toxicitet *57*
4.1.10 Hushållens hantering av källsorterat avfall *57*
4.2. KOMMENTAR KRING NÅGRA VANLIGA FRÅGESTÄLLNINGAR 59
5. SLUTSATSER **63**

BILAGOR
BILAGA 1. INDATA I STUDIEN
BILAGA 2. LCI-DATA (INVENTERINGSDATA)
BILAGA 3. RESULTAT – STUDIER AV OLIKA FRAKTIONER OCH MATERIAL
BILAGA 4. RESULTAT – STUDIER AV EFFEKTER AV ÄNDRAD AVFALLSHANTERING

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 avfall[9] 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 Uppsala. Motsvarande studier för Stockholm och Älvdalen 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 avfallshanteringssystem. 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

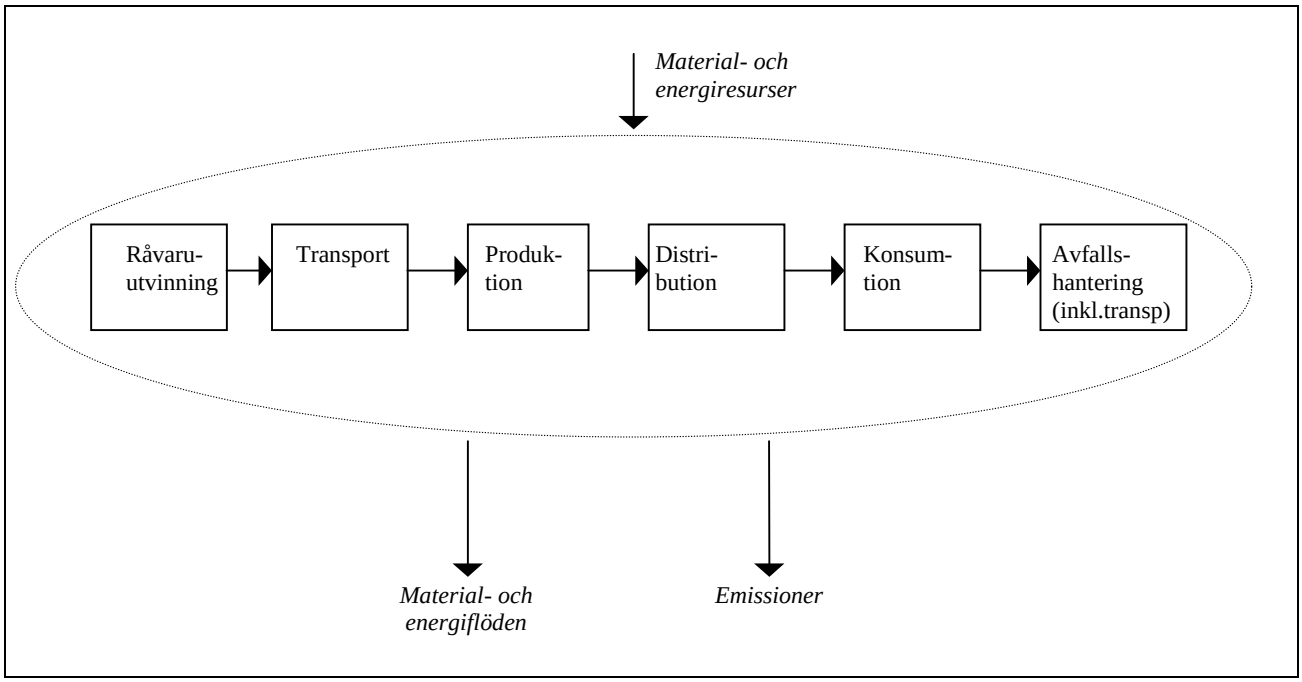
System är något som består av flera olika delar, vilka är beroende av varandra. Exempelvis avfallshanteringssystemet kan sägas bestå av bl.a. delarna

- 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 slagg
- 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 avfallshantering, se figur 2.1. Inom LCA har utvecklats en standardiserad arbetsgång för att bl.a. öka objektiviteten och genomlysligheten. 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 pappersavfall[10] och plastavfall[11].



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

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 enheter[15], 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 viktningsmetoder bygger på att man kvantifierar bidraget till respektive miljöpåverkanskategori i monetära enheter som anger någon form av kostnad för olika miljöskador. Andra viktningsmetoder bygger i stället på kritiska belastningsgränser.
4. **Tolkning.** I ISO-standarden påpekas också att man efter varje delsteg ska göra en tolkning.

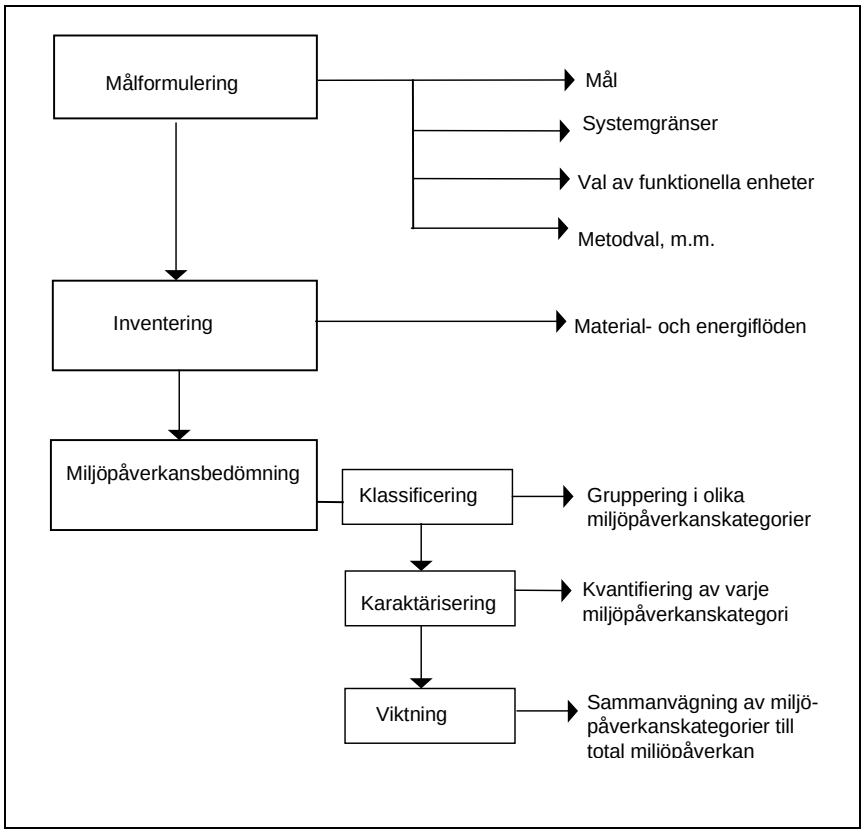
Delstegen 1 t.o.m. 3.2, d.v.s. till och med ”Karaktärisering”, baseras på naturvetenskapliga principer. Exempelvis karaktäriseringen av koldioxidekvivalenter, SO_2-ekvivalenter, etc. bygger på olika substansers naturvetenskapliga egenskaper. För andra miljöpåverkanskategorier, såsom ekotoxicitet och 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 viktningsmetoder 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 ORWARE[17]. 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/AFN[18]. 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 inriktat 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 **OR**GANIC **WA**STE **RE**SEARCH

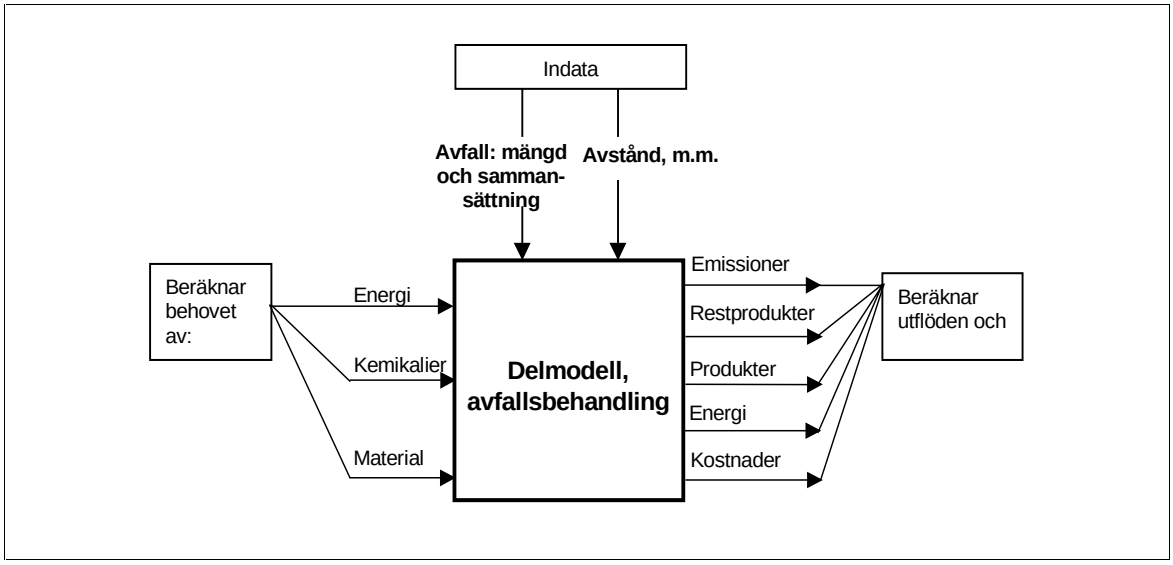
[18] AFR står för Avfallsforskningsrådet. Från början var AFR en självständig myndighet men uppgick 1997 i Naturvårdsverket och bytte då namn till AFN (Avfallsforskningsnämnden). AFN är numera nedlagt.

avfallshanteringssystemet 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), reningsverk[19], förgasning[20] 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 karaktäriseras 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 Uppsala görs i sopbil. Det vanliga avfallet och utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall hämtas vid fastigheterna. Kartong och plastförpackningar hämtas vid återvinningsstationer. Transporter sker med lastbil, med eller utan släp.
- **Förbränningsmodellen**. I Uppsala-studien bygger förbränningsmodellen på den anläggning som Uppsala Energi har. 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 kol. Från förbränningen uppkommer slagg/bottenaska, flygaska och rökgasreningsavfall som läggs på deponi.
- **Rötningsmodellen**. Den rötningsprocess som simuleras är en termofil process, d.v.s. den arbetar vid ca 55^{o}C. Viss förbehandling ingår i form av påsavskiljning, m.m.. Vissa avfall hygieniseras före rötningen genom upphettning till 70^{o}C för att avdöda eventuella smittförande bakterier (en del av slakteriavfallet upphettas till 130^{o}C). Den biogas som produceras kan användas till bränsle för bussar eller personbilar (och ersätter då diesel eller bensin) eller kan eldas i en stationär gasdriven motor med elgenerator för framställning av el och fjärrvärme. 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 Uppsalastudien förutsätts kunna spridas på jordbruksmark, och då ersätta kväve- och fosforhandelsgödsel. En särskild spridningsmodell beräknar emissioner och energiförbrukning som sker i samband med spridningen.
- **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 HDPE[21] från hushållen, samt både hårdplast av HDPE och mjukplast av LDPE[22] från industri och verksamheter.

[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.

- **Kartongåtervinningsmodellen**. Kartongåtervinningen 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:
  . 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 Uppsala antas deponeras i en konventionell deponi för kommunalt avfall. Vid deponering av organiskt avfall sker en nedbrytning som ger upphov till bildning av metangas. Upp till hälften av den metangas som bildas i deponin kan utvinnas och nyttiggöras genom framställning av elektricitet i en gasmotor. Huvuddelen av den resterande 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. Vattnet renas före utsläpp i 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. Vid gasutvinning beräknas på motsvarande sätt vilken gasmängd som utvinns under ca ett sekel från det avfallet deponeras[23]. Vidare finns i ORWARE även en modell för biocelldeponering, denna har dock inte utnyttjats i Uppsala-studien.

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

[23] I praktiken torde gasutvinningen ske under en betydligt kortare period, kanske upp till 25 år från det avfallet deponeras. Efter denna tid är gasbildningen så långsam att det inte är lönsamt att utvinna gasen.

- Flöden av kolhaltiga gaser
  CO_2 (koldioxid) från fossilt kol (i kolbränsle, olja och plast)
  CO_2 (koldioxid) från biomassa (förnybart kol)
  CH_4, 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
  H_2O, vatten
- Flöde av BOD och COD
  COD, kemisk syreförbrukande substans
  BOD, biologisk syreförbukande substans
- Flöden av kväve, fosfor och svavel
  N-tot, totalt kväve
  NH_3/NH_4-N, ammonium- och ammoiakkväve
  NO_X-N, kväve i kväveoxider
  NO_3-N, nitratkväve
  N_2O-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 CO_2-ekvivalenter, olika emissioner som bidrar till försurning vägs ihop till SO_2-ekvivalenter, etc.

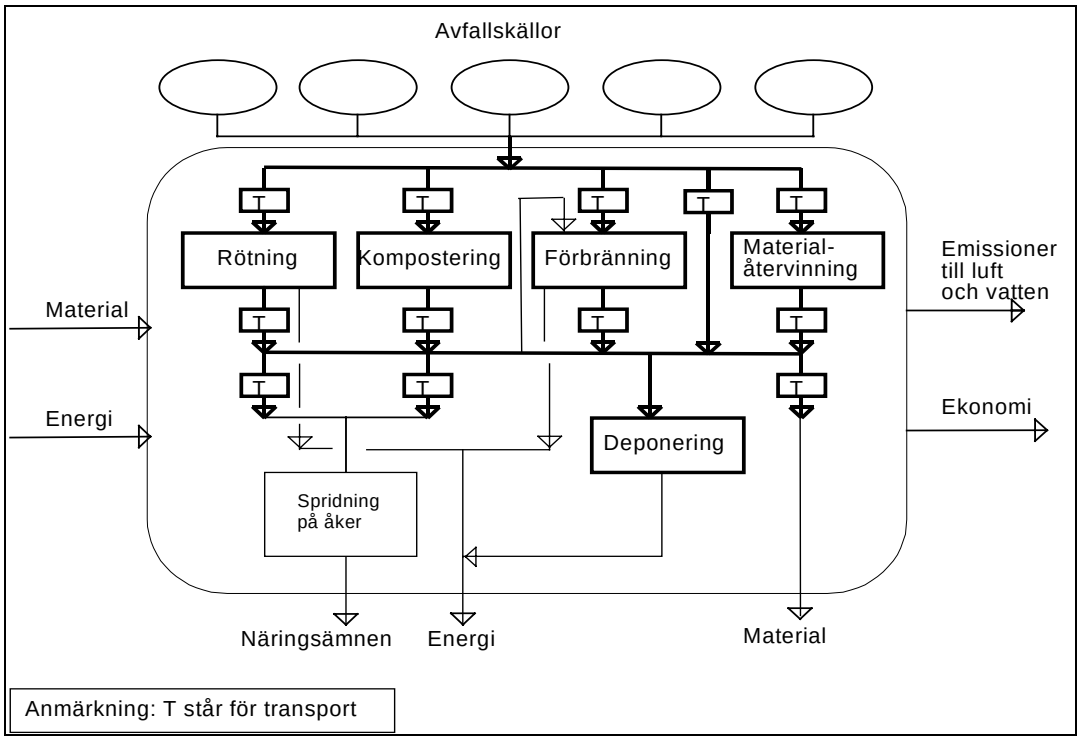
I varje delmodell beräknas även energiförbukning och producerade energivaror. Energiförbrulkning uttrycks i förnyelsebara och icke förnyelsebara energiråvaror.

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 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.



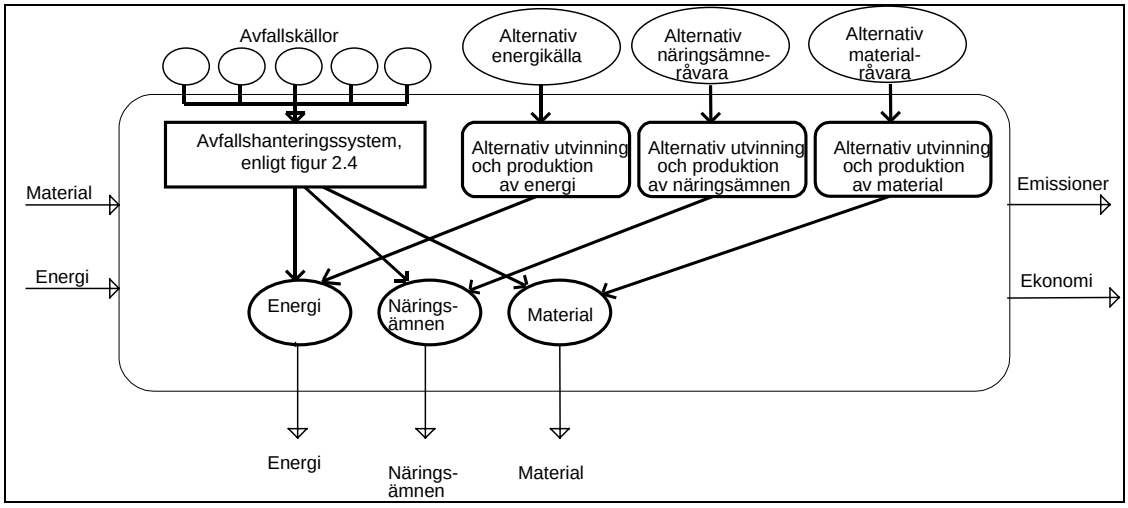
Figur 2.4. Förenkling av avfallshanteringssystemet i ORWARE.

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 biogas[24] som kan användas som bränsle i fjärrvärmeproduktionen och då på motsvarande sätt ersätta biobränsle, olja eller kol.
- **Biogas - drivmedel.** Vid rötning erhålls en biogas[24] 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.
- **Elektricitet.** Vid deponering av organiskt avfall erhålls en deponigas (i princip biogas). Deponigasen kan tas tillvara för produktion av el i en gasmotor med generator (i vissa fall kan även värme utvinnas). Vid rötning fås en biogas som på samma sätt kan användas för produktion av el (man kan samtidigt utvinna värme) Då el genereras från avfallsförbränning eller genom att utnyttja gasen från deponering eller rötning minskar behovet av elektricitet utifrån. Om avfallet behandlas på andra sätt måste i stället motsvarande mängd elektricitet tas från det vanliga elnätet, där elektriciteten framställs från vattenkraft, kärnkraft, vindkraft, kolkondenskraft, m.m.

[24] 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 %)



Figur 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.

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, fordonsbränsle, 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 miljökostnader[25]. 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 kostnad[26].

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)
- flöden 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.

---

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

[26] 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 försummats 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 litteraturen[27], 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 litteraturen[28], 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.

---

[27] 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.

[28] Se föregående fotnot.

2.6 Upplägg av Uppsala-studien

I Uppsala har gjorts en studie omfattande tre delar:

- optimering
- studier av olika fraktioner och material (konsekvenser när olika avfallsfraktioner hanteras på olika sätt)
- studier av effekter av ändrad avfallshantering.

Det är studierna av olika material och fraktioner som utgjort den viktigaste delen. Optimeringarna har gjorts för att identifiera fall som är intressanta att studera vidare. Det är i studierna av olika fraktioner och material som vi studerar följderna av olika behandlingar av olika fraktioner och analyserar hur respektive fraktion bäst bör behandlas. I studierna av den ändrade avfallshanteringen görs en sammanvägning av effekterna av olika planerade åtgärder för att se om de planerade förändringarna är till det bättre eller sämre, sett i ett systemperspektivet.

2.6.1 Optimering

Optimering innebär att man bestämmer maximum eller minimum av en funktion. I vårt fall har vi flera funktioner som kan optimeras. Varje påverkankategori (total förbrukning av energiråvaror, förbrukning av icke-förnybara energiråvaror, växthuseffekt, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, företagsekonomi, samhällsekonomi) representerar en funktion som beror på hur olika avfall sorteras ut och leds till olika behandlingar.

Den metod för optimering som vi gjort avviker från vad vi först planerat.

Ursprunglig ansats

Enligt den ursprungliga planen skulle optimeringen delas in i flera moment:

a. ***Optimering med avseende på systemets förmåga att utnyttja energi***, för att besvara hur systemet ska se ut för att ge bästa energiutbyte. Olika sätt att värdera energin avsågs att studeras, t.ex. energi uttryckt som exergi, mängd elektricitet som kan utvinnas ur avfallet, mängd fossilt bränsle som kan ersättas, mängd fjärrvärme som kan produceras, samt kostnad för olika energislag.

b. ***Miljömässig och ekonomisk bedömning av det ”energioptimala systemet”***. Det sålunda funna energioptimala systemet avsågs analyseras med avseende på miljömässiga och ekonomiska (företags- och samhällsekonomiska) konsekvenser. Miljömässiga och ekonomiska nackdelar med det optimala systemet avsågs kartläggas och diskuteras. Miljöpåverkan skulle utvärderas genom att kvantifiera olika effektkategorier (värdering av miljöpåverkan avses inte göras).

c. ***Känslighetsanalys:***. En känslighetsanalys avsågs göras för att kartlägga och diskutera olika miljömässiga och ekonomiska för- och nackdelar som är förknippade med det energioptimala systemet. Därvid skulle olika ansatser, där miljöpåverkan och ekonomi, varieras som randvillkor, och de energimässiga konsekvenserna analyseras.

Använd metod

I stället för att göra energioptimering följd av bedömning och känslighetsanalys av det energioptimala systemet, valde vi att istället optimera med avseende på samtliga studerade resultatparametrar (energiparametrar, miljöparametrar och ekonomiska parametrar), med optimering av en resultatparameter i taget. Detta förfarande möjliggör bl.a. en direkt jämförelse mellan olika energioptimala system, olika miljöoptimala system och olika ekonomiskt optimala system. När det gällde energioptimering fann vi också att parametern förbrukning av energiråvaror (både totala energiråvaror och icke förnybara energiråvaror) gav ett mer ändamålsenligt resultat än de parametrar vi ursprungligen tänkt använda.

Det framkom ganska tidigt i arbetet att alla delmodeller utom spridningsmodellen och den ekonomiska modellen bygger på linjära samband (effekten är proportionell mot utsorteringen). Det gjorde att optima kom att utgöras av ytterlighetsfall vad gäller utsortering: antingen ingen utsortering alls eller full utsortering. Därför valde vi att som komplement till optimeringarna också studera varje fraktion för sig då den sorteras ut jämfört med då den inte sorteras ut. Se vidare avsnitt 2.6.2.

Beskrivning av optimering

De funktioner som vi sålunda optimerat motsvarar de resultatparametrar som nämnts i avsnitt 2.5 (total förbrukning av energiråvaror, förbrukning av icke-förnybara energiråvaror, växthuseffekt, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, företagsekonomi, samhällsekonomi) och hur dessa förändras då olika avfall sorteras ut och leds till olika behandlingar.

Vid optimeringarna simuleras ett mycket stort antal scenarier med olika utsorteringar av olika avfallsfraktioner från olika avfallskällor som leds till olika behandlingar. Optimeringsprogrammet identifierar och kvantifierar det system som ger lägst bidrag till respektive resultatparameter: t.ex. lägst total förbrukning av energiråvaror, lägst bidrag till växthuseffekten, lägst företagsekonomiska kostnader, etc. Vi har alltså minimerat respektive resultatparameter.

Vi har optimerat på en funktion/effektkategori i taget, och inte viktat ihop olika resultatparametrar, förutom samhällsekonomin som är en viktning av miljöpåverkan och företagsekonomi.

Avfallskällorna har delats upp i: villor, lägenheter, glesbygd, verksamheter och industrier. Varje avfallskälla antas vara oberoende av övriga avfallskällor. Varje fraktion har undersökts oberoende av övriga fraktioner.

De parametrar som varierats för varje avfallskälla är:

- Utsortering av lättnedbrytbart organiskt avfall till rötning och till kompostering. Lättnedbrytbart organiskt avfall som inte sorterats ut har ingått i restavfallet som går till förbränning eller deponering.

- Utsortering av kartongförpackningar till materialåtervinning. Kartongförpackningar som inte sorterats ut har ingått i restavfallet som går till förbränning eller deponering
- Utsortering av plastförpackningar till materialåtervinning. Plastförpackningar som inte sorterats ut har ingått i restavfallet som går till förbränning eller deponering.
- Användning av rötgas till fordonsbränsle eller till el- och värmeproduktion.
- Balning med senare förbränning eller deponering under sommaren.
- Deponering eller förbränning av restavfall (restavfall är det avfall som inte sorteras ut för biologisk behandling eller återvinning)

Utsorteringsgraden av varje fraktion har varierats i mycket små steg från 0 % till 70 - 80 % (gränsen 70 – 80 % har satts eftersom det torde vara svårt att uppnå högre utsorteringsgrader i praktiken[29]).

För varje specifik fördelning av utsorteringsgrader görs en simulering så att varje resultatparameter kvantifieras. Optimeringsprogrammet jämför sedan resultatet av olika utsorteringar och anger sedan den utsorteringskombination som ger minsta bidrag till respektive resultatparameter.

För var och en av de studerade resultatparametrarna erhålls som resultat hur avfallssystemet ska se ut för att ge minsta påverkan, t.ex. hur ska avfallet behandlas för att ge minsta förbrukning av primära energibärare, hur ska avfallssystemet se ut för att för att ge minsta bidrag till växthuseffekten, hur ska avfallssystemet se ut för att ge minsta företagsekonomiska kostnad, etc. De resultat som erhålls visar för varje effektkategori hur avfallssystemet ska se ut om det byggs upp från början, utan hänsyn till vilka behandlingsanläggningar som redan finns i kommunen[30]. Det bör observeras att vi inte gör någon totaloptimering eller sammanvägd optimering. Vi kan inte identifiera ”**det** optimala avfallssystemet” (möjligen skulle man kunna välja att låta den samhällsekonomiska optimeringen stå för en sådan sammanvägning).

[29] 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.

[30] I vissa LCA-studier har påpekats att om man sorterar ut avfall till rötning eller materialåtervinning så kommer man att förbränna annat avfall (som annars skulle deponeras) för att utnyttja den frigjorda kapaciteten. Med denna förutsättning kommer alltid en viss mängd avfall att förbrännas för att det finns en befintlig anläggning. Vår ansats däremot, både i optimeringarna och i studierna av olika fraktioner och material, förutsätter inte att det finns några befintliga anläggningar som måste förses med avfall, och mer utvärderar förbränningen utifrån dess ”inneboende” egenskaper utan restriktioner till befintliga system.

2.6.2 Studier av olika fraktioner och material.

En fördjupad analys har gjorts av några scenarier som är optimala enligt föregående avsnitt. Studien har lagts upp så att en fraktion i taget sorteras ut och endast ytterlighetsfallen undersöks: 0 % utsortering eller ”full utsortering”, d.v.s. 70 % (i vissa fall 80 %)[31]. Avfall som inte sorteras ut förbränns. Dessa materialstudier är ett komplement till optimeringarna för att studera hur enskilda fraktioner påverkar resultatet. 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[32]. 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 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 sorteras ut. Allt övrigt avfall förbränns. Upplägget har varit olika i de olika kommunerna, men i huvudsak omfattat:
   - B1. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet rötas. 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 rötas. Den biogas som produceras vid rötningen eldas i en gasmotor med elgenerator för framställning av el och fjärrvärme. Rötresten förutsätts spridas på jordbruksmark och ersätta handelsgödsel.
   - B3. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet komposteras. Komposten förutsätts ersätta 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. Deponigasen används för generering av el[33].

---

[31] 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.

[32] Se fotnot 23.

[33] Enligt Tekniska Kontoret i Uppsala skulle man för detta hypotetiska fall sannolikt inte kunna utnyttja gasen för fjärrvärmeproduktion, p.g.a. deponins lokalisering. Däremot skulle elgenerering vara möjlig.

I alla scenarier uppkommer slakteriavfall samt näringslösning från farmaceutisk industri, som rötas i samtliga scenarier. I alla scenarier komposteras också park- och trädgårdsavfall.

Returpapper (tidningar, o.dyl.) har i alla studerade fall antagits sorteras ut till 75 %, metallförpackningar till 50 % och glasförpackningar till 70 %[34], 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.

2.6.3 Studie av effekterna av den ändrade avfallshanteringen.

I Uppsala finns en avfallsplan för hur den framtida avfallshanteringen ska se ut vid olika tidpunkter. Dessa system är olika kombinationer av t.ex. förbränning, rötning, kompostering, materialåtervinning och deponering (i ”fraktion- och materialstudierna” enligt ovan är det egentligen bara en metod i taget vi studerar). De scenarier som valts ut för motsvarar hur avfallssystemet förväntas se ut vid olika tidpunkter.

I Uppsala har vi tittat på år 1998 (nuläget), år 2001 (något utvidgad källsortering), år 2005 alt a (utbyggd källsortering samt utökad förbränning) och år 2005 alt b (utbyggd källsortering samt utökad förbränning och utökad rötning):
De scenarier som studerats är följande.

Scenario 1: år 1998 (nuläget).

Scenario 1 är referensscenario och beskriver avfallshanteringen som den såg ut 1998. 10 % av det lättnedbrytbara organiska avfallet sorteras ut. Utsorterat organiskt nedbrytbart avfall komposteras i öppen strängkompost vid Hovgårdens Avfallsanläggning. Kartong sorteras ut till 18 % och hårdplast till 16 %, som går till materialåtervinning. Av den utsorterade plasten kan 60 % materialåtervinnas medan resten hamnar som en förbränningsrest. Övriga avfallsfraktioner hamnar som brännbar rest och skickas till UEAB för förbränning. Förbränningskapaciteten är 250 000 ton avfall per år. Ca 68 000 ton kommer från Uppsala kommun, resterande mängd hämtas från andra kommuner. Ca 14 000-15 000 ton lättnedbrytbart organiskt material rötas i biogasanläggningen i Kungsängen. Avfall i andra kommuner som inte transporteras till Uppsala för förbränning deponeras på annan ort.

Scenario 2: år 2001 (något utökad källsortering)

Scenario 2 representerar ett mellansteg i utvecklingen. Utökad källsortering är genomförd inom hela Uppsala kommun. Lättnedbrytbart organiskt avfall från hushåll strängkomposteras vid Hovgårdens Avfallsanläggning, medan utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall från affärer och verksamheter rötas i biogasanläggningen i Kungsängen. Allt specialavfall från Pharmacia och Farmek rötas liksom all gödsel. Totalt rötas ca

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

30 000 ton material. Förbränningskapaciteten är 250 000 ton och mängden avfall från Uppsala som går till förbränning är ca 61 000 ton. Av kartong och plast samlas 65% respektive 67 % in och skickas till materialåtervinning. Det avfall som inte skickas till Uppsala deponeras på annan ort.

Scenario 3: år 2005a - Utökad förbränning

Förbränningskapaciteten är utbyggd till 300 000 ton. Allt utsorterat lättnedbrytbart avfall från Uppsala rötas tillsammans med avfall från Pharmacia och Farmek. Biogasanläggningen körs för full kapacitet ca 35 000 ton. Utsortering av kartongförpackningar och plastförpackningar till materialåtervinning är 70%. Avfall från annan kommun förbränns i Uppsala (i stället för att deponeras enligt de tidigare scenarierna). En viss materialåtervinning och kompostering sker även i annan kommun.

Scenario 4: år 2005b - Utökad rötning och utökad förbränning

Biogasanläggningens kapacitet har byggts ut till ca 50 000 ton. I övrigt samma som i scenario 3. Ingen kompostering sker i annan kommun.

I dessa scenarier låser man fast vilka behandlingsresurser som finns. Scenarierna svarar då på frågan *"Vilka energimässiga, miljömässiga och ekonomiska konsekvenser ger de planerade förändringarna i avfallshanteringssystemet med hänsyn till de behandlingsresurser som finns eller är planerade"*, d.v.s. hänsyn tas till de anläggningar som finns, och dessa förutsätts utnyttjas till full kapacitet[35].

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), elektricitet, 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

[35] Jämför fotnot 23.

uppföra och riva en avfallsförbränningsanläggning som genererar elektricitet är försumbar i jämförelse med den energi som produceras i anläggningen under dess drifttid[36]. 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 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.

[36] Referens: S Otoma, Y Mori, A Terazono, T Aso & R Sameshima, ”Estimation of energy recovery and reduction of CO_2 emissions in municipal solid waste power generation”, Resources, Conservation and Recycling 20 (1997) 95-117.

- **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 sorteras 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 optimeringar samt i studier av olika fraktioner och material

I optimeringarna (enligt avsnitt 2.6.1) och i studierna av olika material och fraktioner (enligt avsnitt 2.6.2) har vi valt att utgå från ett normalfall där biobränsle utgör ersättningsbränsle. Sedan har vi gjort en känslighetsanalys med fossilt kol som ersättningsbränsle. De slutsatser som sedan dras baseras på båda fallen.

Val av ersättningsbränsle i studie av ändrad avfallshantering

I studien av effekterna av den ändrade avfallshanteringen (enligt avsnitt 2.6.3) har vi valt att använda både biobränsle och annat avfall som ersättningsbränsle. Förbränningsanläggningen går alltid för full kapacitet så att annat avfall används för att fylla upp kapaciteten i varje scenario. Eftersom förbränningskapaciteten är olika i olika scenarier används biobränsle i de scenarier där förbränningskapaciteten är lägre.

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 kolkondens[37]. 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 produktionsmetod 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.

Val av metod elproduktion i optimeringar samt i studier av olika material och fraktioner

I optimeringarna (enligt avsnitt 2.6.1) och i studierna av olika material och fraktioner (enligt avsnitt 2.6.2) har vi valt att räkna med marginalel, producerad från dansk kolkondenskraft som normalfall. I en känslighetsanalys studerar vi även fallet då el produceras som svensk medelel.

Val av metod för elproduktion i studie av ändrad avfallshantering

I studien av effekterna av den ändrade avfallshanteringen (enligt avsnitt 2.6.3) har vi valt att använda kolkondens som elproduktionsmetod.

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

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

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.

För optimeringarna har vi valt att bara redovisa visa kvalitativa resultat, se kapitel 3, eftersom vi inte använt det kvantitativa resultatet i diskussionen eller vid slutsatserna. Resultaten från studierna av olika fraktioner och material ger i princip samma resultat som optimeringarna, med tydligare koppling mellan åtgärd och effekt. Resultatredovisningen är därför fokuserad på resultaten från studierna av olika fraktioner och material.

Resultaten finns redovisade i flera nivåer:

- De primära resultaten, kallade LCI-resultat[38], 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. SO_2, 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) och bilaga 4 (Studie av effekterna av den ändrade avfallshanteringen) 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 Översiktsrapport[39] 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.

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

[39] Sundqvist m.fl.: ” Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Översiktsrapport”. IVL Rapport 1379.

3. Resultat

3.1 Optimeringar

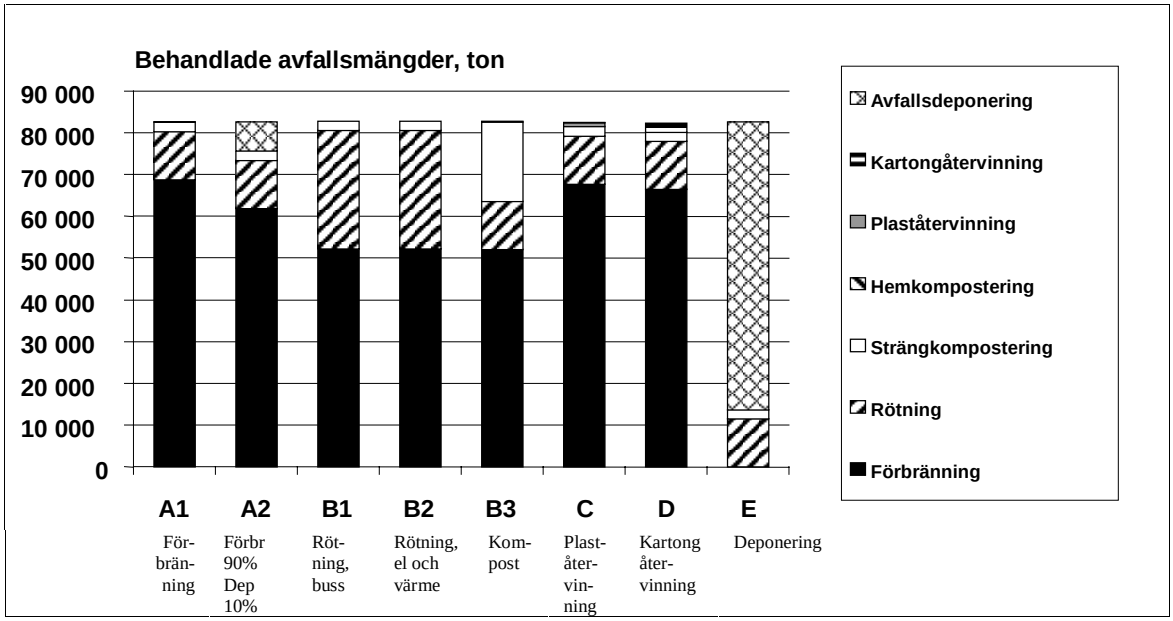
Optimeringarna i Uppsala gjordes som en förstudie för att identifiera fall för ytterligare studier. Resultaten av optimeringarna i Uppsala visade att endast hörnlösningar valdes som optimala punkter, d.v.s. antingen full utsortering eller ingen utsortering av respektive fraktioner ledde till optimala resultat. Det är i och för sig inte så förvånande, då alla delmodeller utom spridningsmodellen och den ekonomiska modellen bygger på linjära samband, d.v.s. effekten är proportionell mot utsorteringsgraden.

Optimeringarna visade också att det inte spelade någon roll om avfallet kom ifrån tätortshushåll, glesbygd eller industri; samma lösning valdes för alla för respektive optimeringsparameter. Därför särredovisas inte avfallskällorna i det följande.

3.2 Studier av fraktioner och material

3.2.1 Avfallsflöden i olika scenarier

Principen för olika scenarier som studerats är beskrivna i det föregående i avsnitt 2.6.2. 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.

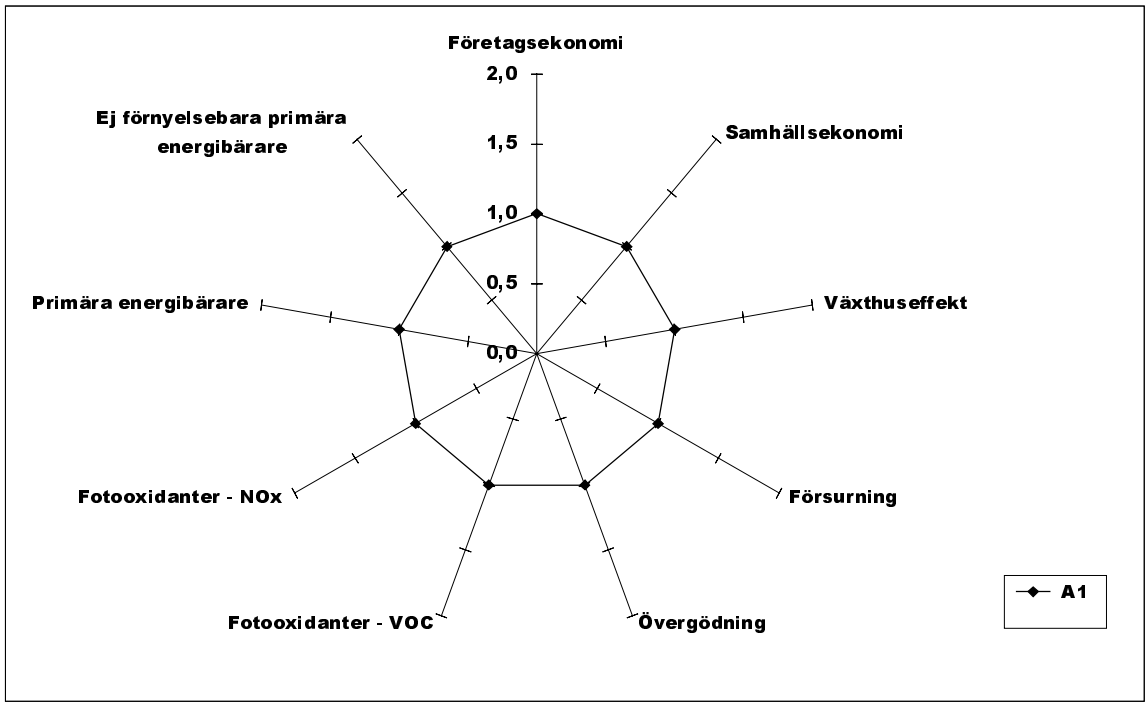
Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost-ering	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Hemkompostering	0	0	0	0	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

3.2.2 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 marginalscenarierna 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 Uppsala framgår.



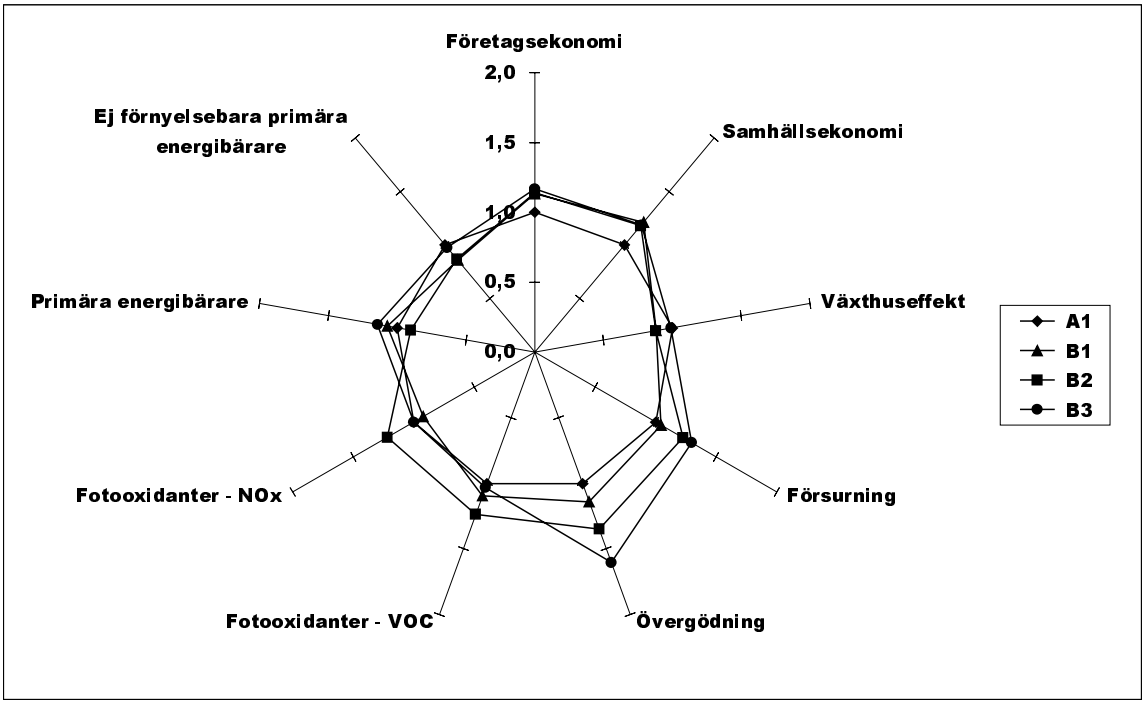
Figur 3.2. Utgångspunkt för sammanställning av effektkategorier. Värdet av varje studerad effektkategorin i fallet A1 är satt till =1,0.

3.2.3 Normalfall: biobränsle som ersättningsbränsle och el från kolkondens (”marginalel”).

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-B2 och kompostering 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 Uppsala framgår. I bilaga 3 redovisas även känslighetsanalys då ersättningsbränsle utgörs av fossilt kolbränsle i stället för biobränsle,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 = ***Rötning*** *av lättnedbrytbartorganiskt avfall och användning av gasen till el och värme, övrigt avfall förbränns. Rötresten läggs på jordbruksmark och förutsätts ersätta motsvarande mängd N- och P-handelsgödsel.*

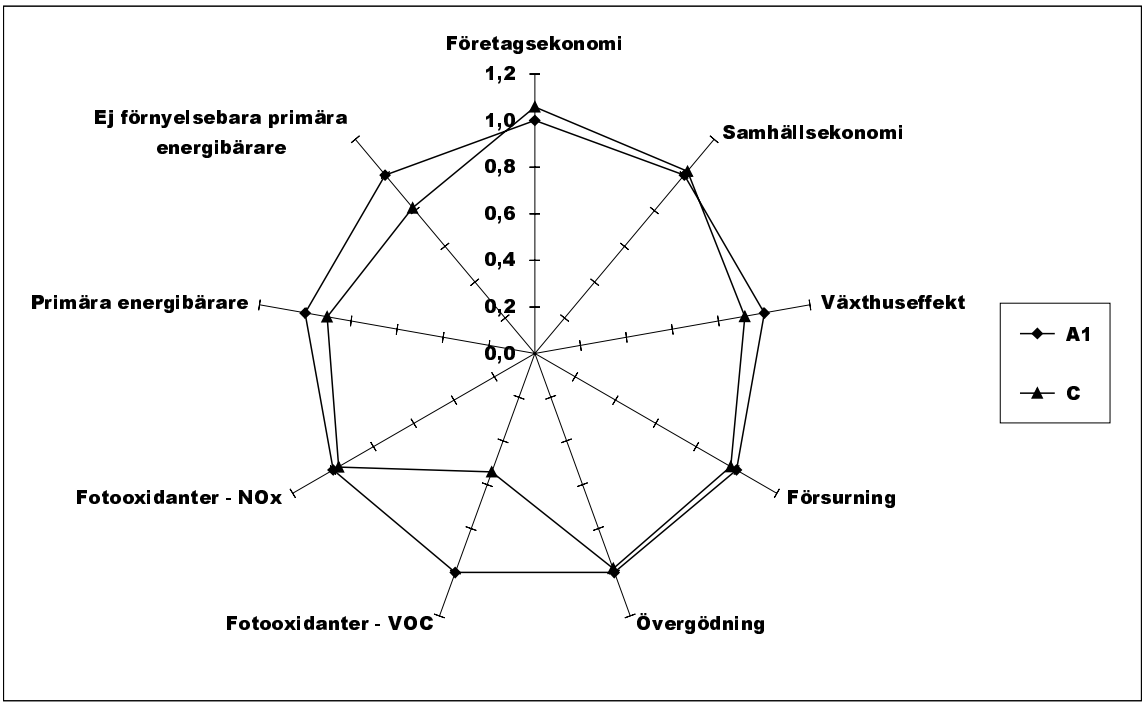
B3 = ***Strängkompostering*** *av lättnedbrytbart organiskt avfall, övrigt avfall förbränns. Komposten läggs på jordbruksmark och förutsätts ersätta motsvarande mängd N- och P-handelsgödsel.*

Av figur 3.3 ser man bl.a. följande:

- Energi. Rötning (B1 och B2) ger lägre förbrukning av ej förnybara energikällor än förbränning (A1) och kompostering (B3). Rötning med framställning av värme/el (B2) ger lägre förbrukning av total primär energi än rötning med användning av biogasen för biogasdrift (B1), förbränning (A1) och kompostering (B3). Kompostering (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. Rötningsalternativen (B1 och B2) ger något lägre växthusemissioner än förbränningsalternativet (A1). Förbränning (A1) ger lägsta bidrag till fotooxidantbildning VOC (marknära ozon), övergödning och försurning. Kompostering (B3) ger lägre utsläpp av fotoxidanter VOC och fotoxidanter NO_X än rötning (B1, B2). Rötning ger lägre utsläpp av övergödande och försurande ämnen och av växthusgaser än kompostering.

- Ekonomi. De företagsekonomiska resultaten skiljer sig mycket lite mellan alternativen, förbränning ger dock något lägre kostnad än övriga. Biologisk behandlig (rötning B1, B2 eller kompostering B3) är samhällsekonomiskt och företagsekonomiskt dyrare är förbränning (A1). Det är små skilllnader mellan de två rötningsalternativen och kompostering vad gäller samhällsekonomi.

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.*

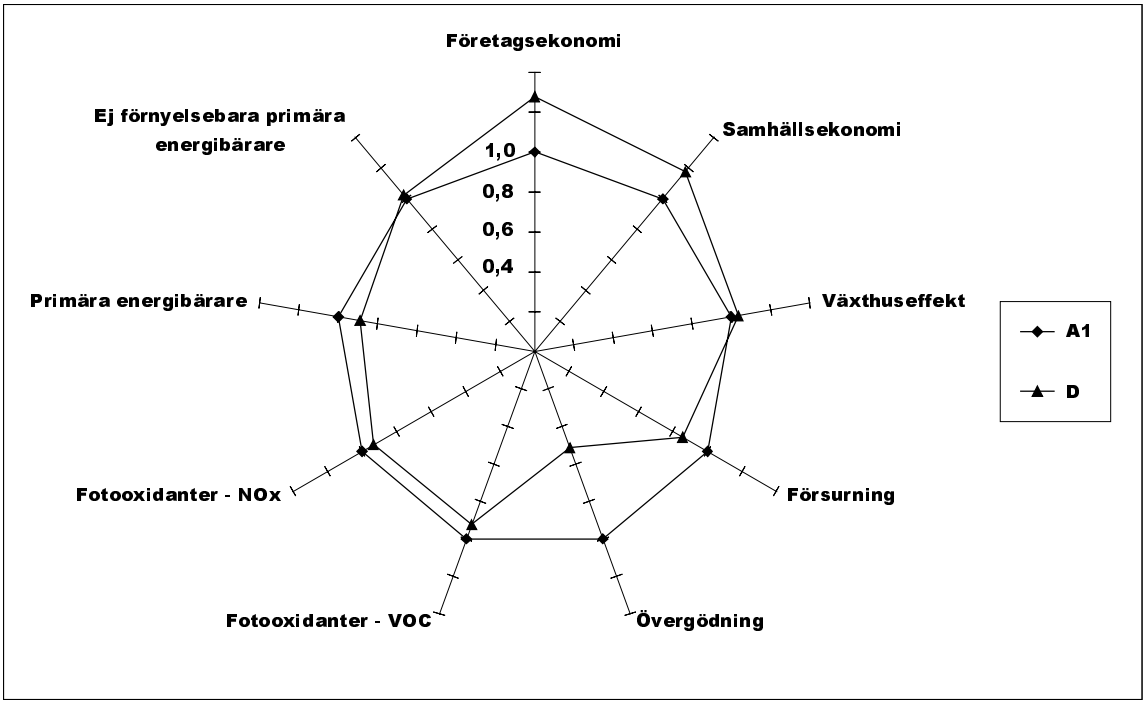
Av figur 3.4 framgår följande:

- Energi. Materialåtervinning av PE-plast (C) ger 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 obetydligt högre företagsekonomisk kostnad och ungefär samma 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, företagsekonomiskt dock något dyrare.

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:

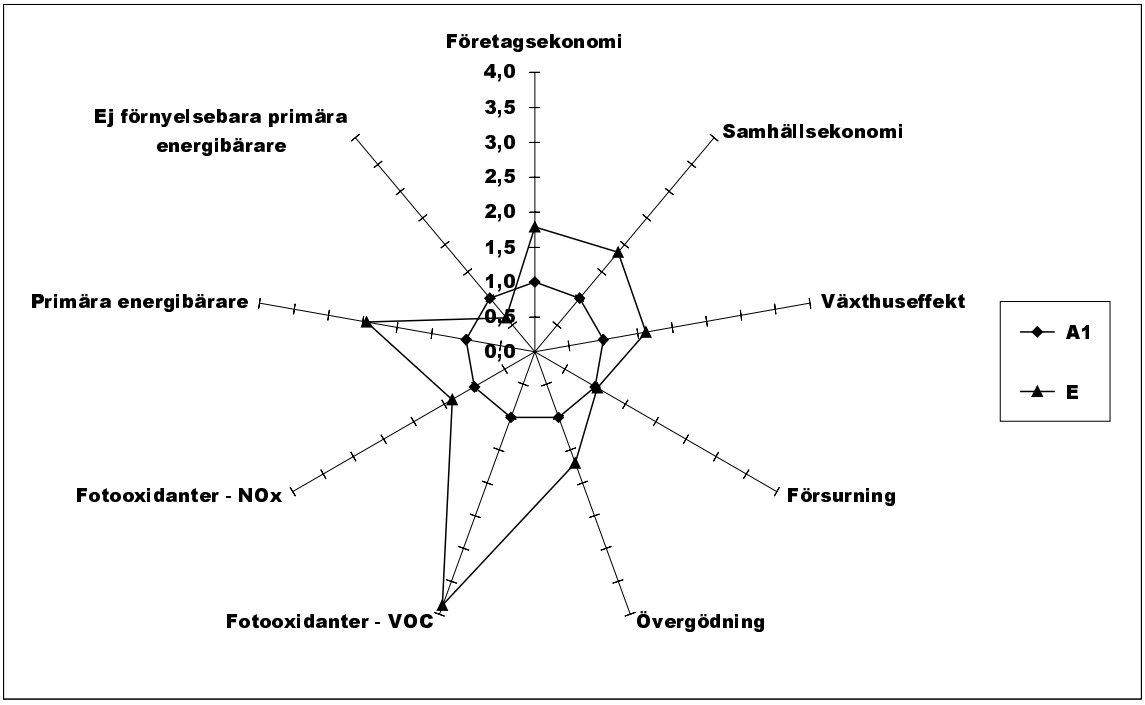
*A1 = **Förbränning** av allt avfall*
*D = **Materialåtervinning** av kartong. 1,15 kg återvunnen kartong antas ersätta 1,0 kg jungfrulig kartong. Övrigt avfall förbränns.*

Av figur 3.5 ser man följande:

- Energi. Materialåtervinning av kartong (D) ger lägre förbrukning av total energi än förbränning (A1), och ungefär samma förbrukning av ej förnybar energi. (Det bör observeras att ersättningsbränsle för fjärrvärmeproduktion är biobränsle som är förnybar).
- Miljö. Materialåtervinning av kartong (D) ger en 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 flera miljöfördelar och energifördelar än förbränning, men till en något högre företagsekonomisk kostnad och något högre 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**. Deponigas används för generering av el.*

Av figur 3.6 ser man följande:

- Energi. Förbränning (A1) ger väsentligt lägre förbrukning av total energi än deponering (E). Deponering ger dock lägre förbrukning av ej förnybar energi (detta beroende på att deponigasen används för att framställa elektricitet, som ersätter elektricitet framställd från kolkondenskraft).
- Miljö. I samtliga studerade miljöeffekter ger förbränning (A1) tydligt lägre utsläpp än deponering (E). För försurade ämnen är emissionerna ungefär lika, för övriga emissioner är utsläppen från deponin (E) väsentligt högre än från förbränning (A1).
- 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.

3.2.4 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 Biobränsle Kol Kol	Kolkondens Svensk medelel Kolkondens Svensk medelel	Normalfall, se 3.2.3

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 kol 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 tydligare.
- När elförbrukningen räknas som svensk medelel, i stället som kolkondens, blir biologisk behandling mer ofördelaktig jämfört med förbränning, d.v.s. fördelarna med att förbränna det lättnedbrytbara organiska avfallet blir tydligare.
- När kol är ersättningsbränsle och el räknas som svensk medelel är biologisk behandling (B1, B2, B3) sämre än förbränning ur samtliga studerade aspekter.

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

- Då ersättningsbränslet är kol, i stället för biobränsle, blir materialåtervinning inte längre lika klart fördelaktig jämfört med förbränning. I några effektkategorier blir förbränning fördelaktigare än återvinning.
- Då el räknas som medelel, i stället för kolkondens, blir materialåtervinning 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 kol 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 kol är ersättningsbränsle, i stället för biobränsle, blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.
- Då el räknas som medelel, i stället för kolkondens, blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.

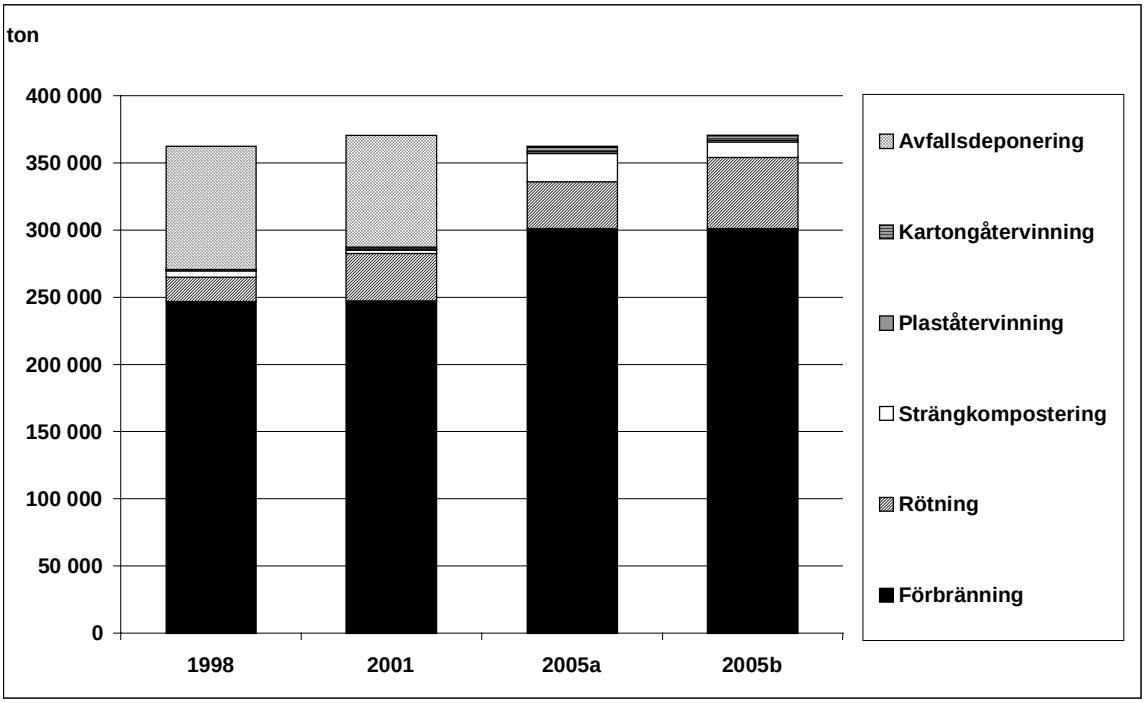
3.3 Studie av effekterna av ändrad avfallshantering

3.3.1 Avfallsflöden i olika scenarier

Principerna för olika scenarier som som studerats är beskrivna i det föregående i avsnitt 2.6.3. I tabell 3.2 och figur 3.7 har sammanställts hur olika avfall hanteras i olika scenarier. En mer detaljerad redogörelse för avfallsflödena i de olika scenarierna redovisas i bilaga 4.

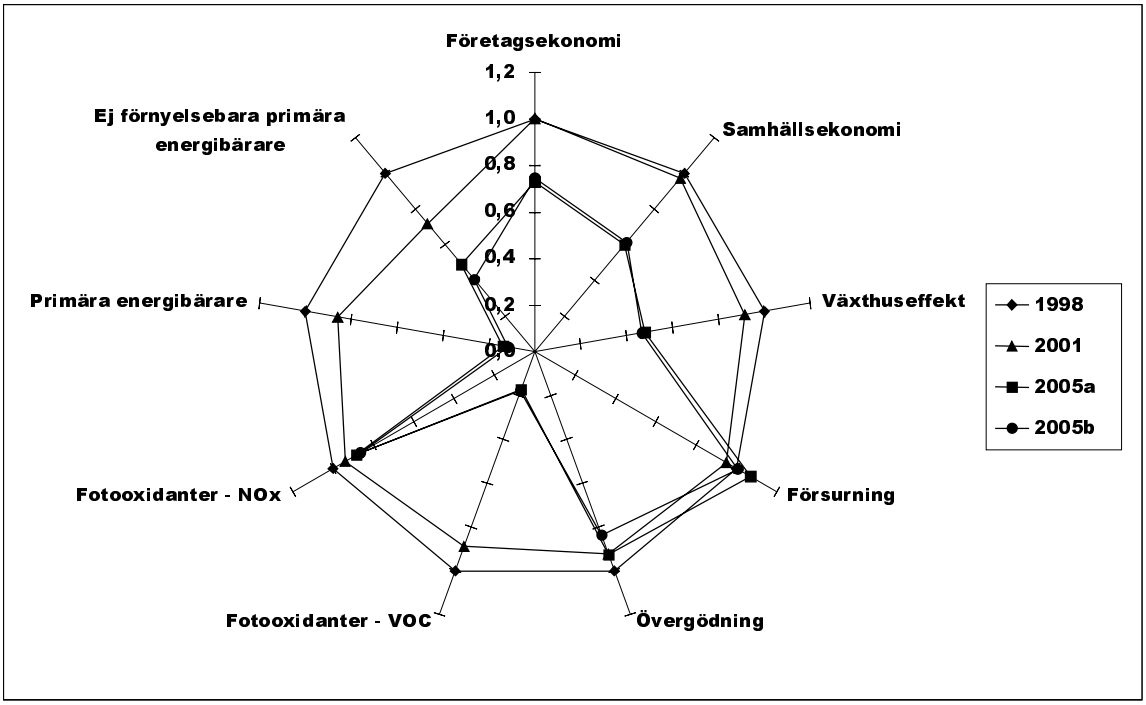
Tabell 3.2. Fördelning av avfallsmängder i olika scenarier.

Behandling [ton]	Scenario			
	1998	2001	2005a	2005b
Förbränning	247 000	247 500	301 300	301 400
Rötning	18 300	35 500	34 800	53 000
Strängkompostering	4 600	2 200	21 300	11 300
Plaståtervinning	400	1 600	2 500	2 400
Kartongåtervinning	500	1 800	3 500	3 500
Avfallsdeponering	91 900	82 800	200	100
Restproduktdeponering	47 400	52 000	69 100	69 200



Figur 3.7. Avfallsmängder till olika behandling i studier av effekter av ändrad avfallshantering. Anledningen till att staplarna inte är exakt lika höga är att vissa fraktioner dubbelräknas då de behandlas flera gånger i olika anläggningar, t.ex. rejekt från biologisk behandling, plaståtervinning och kartongåtervinning ingår både i den primära mängden som går till biologisk behandling, plaståtervinning eller kartongåtervinning och i den mängd som förbränns eller deponeras.

Resultat



Figur 3.7. Resultat av studier av effekter av ändrad avfallshantering.
1998 = nuläge
2001 = något utökad källsortering, samt kompostering
2005a = utökad förbränning, utökad materialåtervinning
2005b = utökad förbränning, utökad materialåtervinning, utökad rötning

I figur 3.7 visas energiförbrukning, miljöpåverkan och kostnader för de olika scenarierna vi olika tidpunkterna. Följande resultat kan uttydas:

- Energi. Scenarierna 2005a och 2005b ger ungefär samma totala förbrukning av energi (räknat som förbrukning av primära energiråvaror). Båda dessa scenarier ger en väsentlig lägre eneriförbrukning än nuläget 1998, beroende på att det är betydligt mer avfall som nyttiggörs genom förbränning, rötning och materialåtervinning och mindre avfall som deponeras. 2005b ger lägre förbrukning av icke förnybar energi än 2005a, beroende på att 2005b producerar biogas som ersätter diesel för bussdrift.
- Miljöpåverkan. Utvecklingen leder till minskad miljöpåverkan i alla studerade miljöeffektkategorierna utom försurning. Enligt 2005a och 2005b fås en något ökad försurning jämfört med dagsläget, beroende på att förbränning ger mer försurande emissioner än deponering. Emissionerna av växthusgaser, övergödande ämnen och fotooxidanter minskar i samtliga framtida scenarier.
- Ekonomi. I det korta perspektivet 1998 – 2001 sker ingen signifikant förbättring av företagsekonomi eller samhällsekonomi. Från år 2001 till 2005 sker en väsentlig förbrättring av både företagsekonomi och samhällsekonomi. Det är ingen signifikant skillnad mellan 2005a och 2005b. Förbättringarna beror främst på att det är deponering av avfall i andra kommuner upphör till år 2005, vilket innebär att kostnader för att producera framförallt värme externt minskar.

Som slutsats kan dras att den planerade utvecklingen av avfallshanteringen överlag är bra från energi-, miljö- och ekonomisk synpunkt. Scenario 2005a (utökad förbränning) ger dock vissa små ökade utsläpp av försurande ämnen.

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 resultet 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 till.

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).

4.1.4 Rötrest

Vi har antagit att rötresten från rötning, och 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/kompost. Vi har tagit hänsyn till att all åkermark inte är tillgänglig för spridning. I Uppsala är det 45 % av åkerarealen som kan ta emot rötrest. 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 publicerat[40] beroende på bristande kunskaper i kommunen om det verkliga avfallets 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 eller kompost. 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 alternativen med rötning och kompostering 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-studie[41]. 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 försummats 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 aska[42] 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.

---

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

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

[42] Emissionerna från deponin är då beräknade som den mängd som lakas ut under ”överblickbar tid” vilket för askdeponin motsvarar 100-200 år.

- 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.
- 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 Cost[43]. 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

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

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 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 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*0,05*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 transporterna påerka 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 m^2 och år, t.ex. en trerumslägenhet om 70 m^2 som kostar 5830 kr/månad. För källsorteringen antas det gå åt ett extra utrymme på 0,1 m^2 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 timme [44] 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.

- *<u>Räkneexempel 4: Tid för källsortering – maximi-alternativ:</u> I en nyligen framlagt utredning [45] 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. Exemplen 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. Kommentar 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 och oorganiska avfall med höga halter av tungmetaller kan deponering ha vissa fördelar, eftersom man då undviker att sprida tungmetaller i

[44] Marian Radetszky, Återvinning utan vinning, Finansdepartement Ds 1999: 66

[45] 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.
  - ***Hur ska rötgasen användas?*** Det är inte entydigt hur biogasen från rötning bäst utnyttjas med hänsyn till energiutnyttjande, miljöpåverkan och ekonomi. Användning vid framställning av fjärrvärme och elektricitet ger obetydligt lägre samhällsekonomiska kostnader än vid användning som drivmedel för bussar. Energiutnyttjandet påverkas av hur den normala elframställningen sker: då el antas produceras som ”marginalel” från kolkondens blir energiförbrukningen lägre för värme-/elframställning än för användning som drivmedel, och då el antas vara framställd som svensk ”medelel” blir skillnaderna försumbara. Användning som drivmedel i bussar ger ungefär samma emissioner av växthusgaser, men mindre emissioner av försurande ämnen, övergödande ämnen, fotooxidantbildande ämnen och NO_X, jämfört med användning för värme- och elframställning.

    Anmärkning: Det bör påpekas att samtliga slutsatser för lättnedbrytbart organiskt avfall grundar sig på antagandet att all rötrest eller kompost 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 i Uppsalas avfallssystem. Det är också gynnsamt ur många energimässiga, miljömässiga och ekonomiska aspekter att ta emot avfall från en vidare region – i synnerhet avfall som annars skulle deponeras. Då avfallet väl är insamlat har även längre regionala transporter liten betydelse, under förutsättning att transporterna genomförs på ett effektiv 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. Det energimässiga resultatet beror det på hur rötgasen används.
- 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 Uppsala, i den mån dessa skiljer sig från den generella modellbeskrivningen i del A.
- Del C innehåller de platsspecifika indata och antaganden som använts i studierna av den ändrade avfallshanteringen i Uppsala, 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

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 28
A.2.1.11 Kartongåtervinning 31
A.2.2 Ekonomimodellen 33
A.3 DELMODELLER FÖR PROCESSER I DET EXTERNA SYSTEMET 42
A.3.1 Flödesmodeller 43
A.3.1.1 El 43
A.3.1.2 Fjärrvärme 46
A.3.1.3 Drivmedel 48
A.3.1.4 Näringsämnen 50
A.3.1.5 Plastgranuler 51
A.3.1.6 Kartong 53
A.3.2 Ekonomimodellen 55
A.4 VIKTNINGSFAKTORER 56
A.4.1 Karaktäriseringsfaktorer 56
A.4.2 Ekonomiska viktningsmetoder 57
A.5 REFERENSER 58
B. DATA FÖR UPPSALA – STUDIER AV OLIKA FRAKTIONER OCH MATERIAL 62
B.1 AVFALL 62
B.1.1 Fraktioner/sammansättning 62
B.1.2 Mängder 62
B.2 DELMODELLER 63
B.2.1 Flödesmodeller 63
B.2.1.1 Insamling 63
B.2.1.2 Transporter 63
B.2.1.3 Förbränning 64
B.2.1.4 Deponering 64
B.2.1.5 Rötning 64
B.2.1.6 Kompostering 65
B.2.1.7 Avloppsreningsverk 65
B.2.1.8 Spridning på åkermark 65
B.2.1.9 Gasanvändning 65

B.2.1.10 Plaståtervinning 65
B.2.1.11 Kartongåtervinning 65
B.2.2 Ekonomimodellen 66
B.3 DELMODELLER I DET EXTERNA SYSTEMET 67
B.3.1 Flödesmodeller 67
B.3.1.1 Fjärrvärme 67
B.3.1.2 Elektricitet 67
B.3.1.3 Drivmedel 67
B.3.1.4 Näringsämnen 67
B.3.1.5 Plastgranuler 67
B.3.1.6 Kartong 67
B.3.2 Ekonomimodell 67
B.4 REFERENSER 68
C. DATA FÖR UPPSALA – STUDIE AV ÄNDRAD AVFALLSHANTERING 69
C.1 AVFALL 69
C.1.1 Fraktioner/sammansättning 69
C.1.2 Mängder 69
C.1.2.1 Avfall och stallgödsel från Uppsala 69
C.1.2.2 Avfall från andra kommuner 69
C.2 DELMODELLER 70
C.2.1 Flödesmodeller 70
C.2.1.1 Insamling 70
C.2.1.2 Transporter 70
C.2.1.3 Förbränning 70
C.2.1.4 Deponering 70
C.2.1.5 Rötning 70
C.2.1.6 Kompostering 71
C.2.1.7 Avloppsreningsverk 71
C.2.1.8 Spridning på åkermark 71
C.2.1.9 Gasanvändning 71
C.2.1.10 Plaståtervinning 71
C.2.1.11 Kartongåtervinning 71
C.2.2 Ekonomimodellen 71
C.3 DELMODELLER I DET EXTERNA SYSTEMET 71
C.3.1 Flödesmodeller 71
C.3.1.1 Fjärrvärme 71
C.3.1.2 Elektricitet 72
C.3.1.3 Drivmedel 72
C.3.1.4 Näringsämnen 72
C.3.1.5 Plastgranuler 72
C.3.1.6 Kartong 72
C.3.2 Ekonomimodell 72

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.

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 och7)	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

Tabell A 2. Elementarsammansättning för olika fraktioner verksamhetsavfall

(kg/kg TS)	Övre värmevärde (MJ/kg)	Organiskt rest., handel (10)	Parkavfall (10)	Blandgödse(10)	Svingödse (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 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

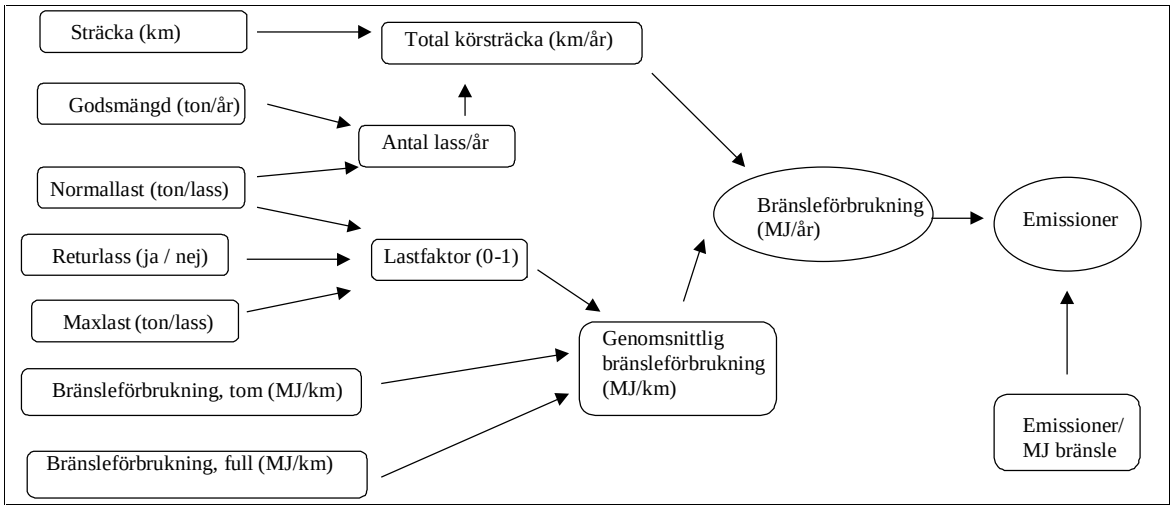
Emission	g/MJ
CO_2 - fossilt	74
CH_4	0,001
VOC	0,035
PAH	0,0000017
CO	0,15
NO_x	0,42
N_2O	0,0026
SO_x	0,018
partiklar	0,009

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 tranporter 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_2O	0,0026
SO_x	0,093
partiklar	0,013

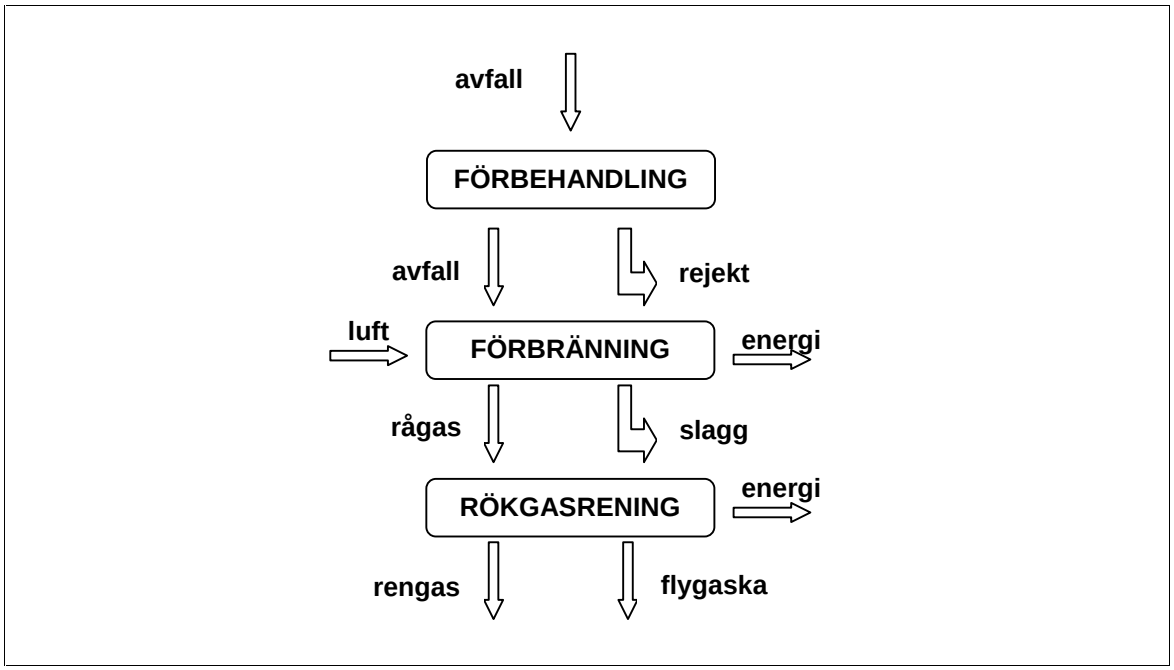
Antagna fallspecifika data för de olika transporterna finns i kapitel B.2.1.2.

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. I båda fallen är modellerna platsspecifika 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 avskiljt 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 avfallets 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, rökgasreningsslam 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 avfallets energiinnehåll. Det beror på att NO_X-emissionen enligt tillståndet är angivet som kg NO_X/MJ.
- Svaveloxider**.** Beräkningen sker på liknande sätt som för kväveoxider.
- Dioxiner**.** Dioxinutsläppet beräknas utifrån hur stor mängd avfall som förbränns.
- Värmeproduktion. Modellen räknar ut avfallets energiinnehåll utifrån avfallets sammansättning. Den utvunna energin beräknas ur avfallets effektiva värmevärde och avfallets 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

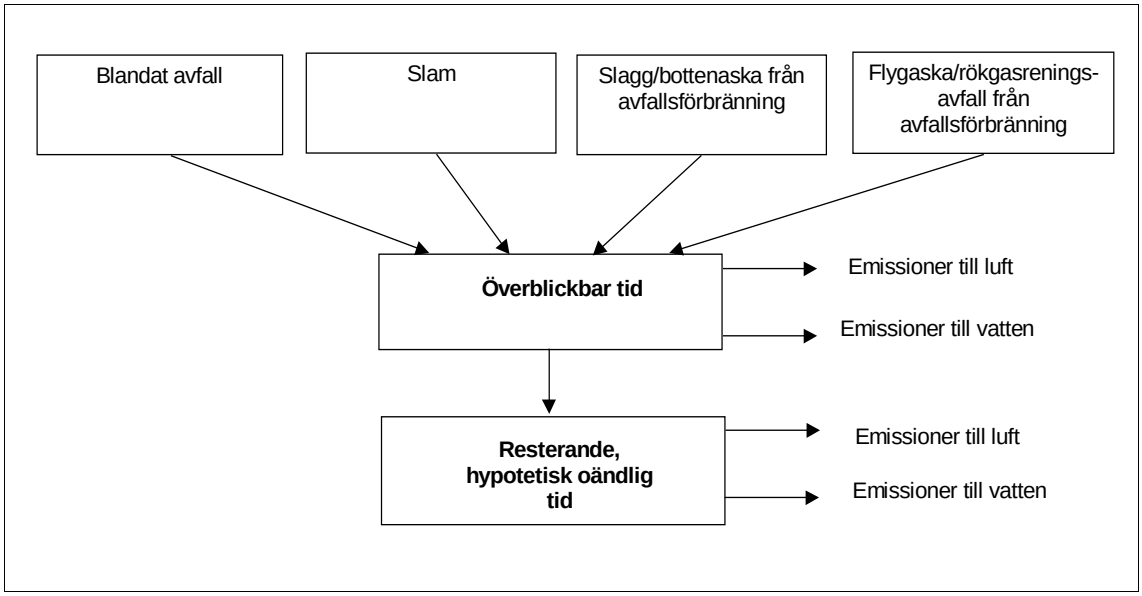
A.2.1.4 Deponering

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 varieras 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 inbära 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 lättlösliga 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 rötkammare. 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. 80 % av det fosfor som läcker ut under den överblickbara perioden avskiljs och återförs till deponin (och läcker med andra ord ut under den resterade oändliga tiden). 90 % av kväveläckaget antas avskiljas som kvävgas, resten emitteras med lakvattnet. Ingen metallavskiljning modelleras. Lakvattenreningsmodellen är beskriven i Flidner (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, förbränningsslagg	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 rötningsanläggningens uppbyggnad beskrivs i Dalemo (1996).

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

$k_{termo} = k_{meso}*4*t_{termo}/t_{meso}$

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 rötningsanläggningen kan förbehandlas genom avskiljning av påsar och metallföremål, hygienisering vid 70ºC eller 130ºC, 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.

Rötningsprocessen 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. Avskiljt vatten från avvattningen används till att späda ut det inkommande materialet till rätt torrsubstanshalt för rötningen. 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 kJ/kg	Dieselförbrukning kJ/kg
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 driftanläggningar, 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 ansenliga 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
Spidarens 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 geom 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.

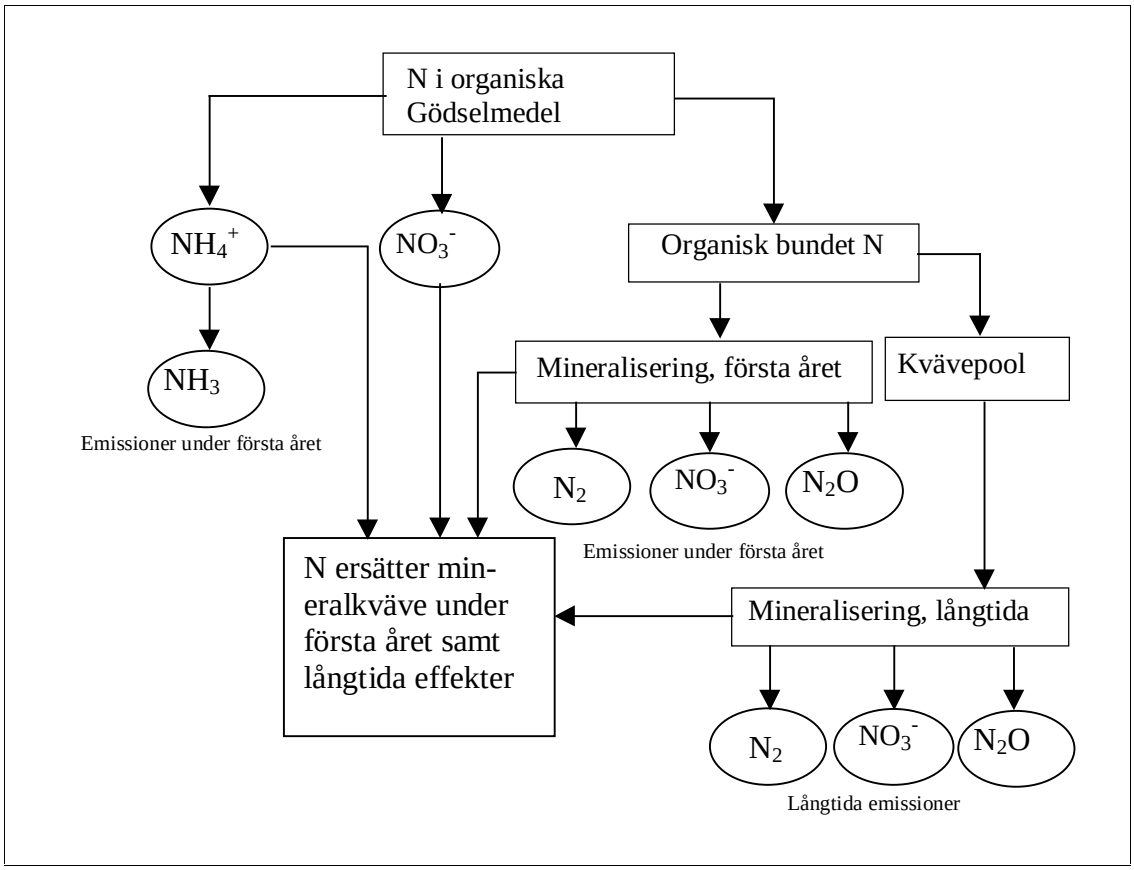
Spridning

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 lastbilsemissioner 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 fosforn 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 renade 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 renade gasen i fordon och av den orenade gasen i gasmotor ger upphov till emissioner enligt tabell A12.

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

Bussar

I Egebäck (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 Egebäck (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 (Egebäck et al 1997b). Det här motsvarar en energiförbrukning av 4 MJ/km. Emissionerna redovisas i tabell A12.

Användning av gas i gasmotor

Energin 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*16*3 =672m^3, och vattnets byts två gånger om året, vilket ger en vattenförbrukning på1344m^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 pga ett högt vatteninnehåll. 8000 ton mjukplast produceras per år, 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. 21,9% av TS-halten är aska och 78,1% är 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	$2,74*10^{-3}$
O	0,344	Ca	$8,76*10^{-3}$
H	0,047	Pb	$2,19*10^{-5}$
S	$6,57*10^{-4}$	Cu	$1,31*10^{-4}$
P	$6,57*10^{-4}$	Cr	$1,31*10^{-4}$
Cl	$6,57*10^{-4}$	Zn	$6,57*10^{-4}$

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 år 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. plastbeläggningssteget, 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	$2{,}33*10^{-3}$	CO2 fossilt	0,165
BOD	$0{,}25*10^{-3}$	SO_x-S	$0{,}057*10^{-3}$
Suspenderade ämnen	$0{,}62*10^{-3}$	NO_x-N	$0{,}050*10^{-3}$
AOX	$3{,}5*10^{-6}$	Partiklar	$0{,}031*10^{-3}$
Fosfor	$8{,}0*10^{-6}$		
Kväve	$0{,}11*10^{-3}$		

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 cellulosafibrer 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 26% av TS-halten är aska 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	$0{,}58*10^{-6}$
O	0,33	Hg	$0{,}15*10^{-6}$
H	0,044	Pb	$14*10^{-6}$
S	-	Cu	$43*10^{-6}$
P	$7{,}2*10^{-3}$	Cr	$8{,}7*10^{-6}$
Cl	-	Zn	$77*10^{-6}$
N	$57*10^{-3}$	PAH	$0{,}21*10^{-6}$
PCB	$0{,}063*10^{-6}$		

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

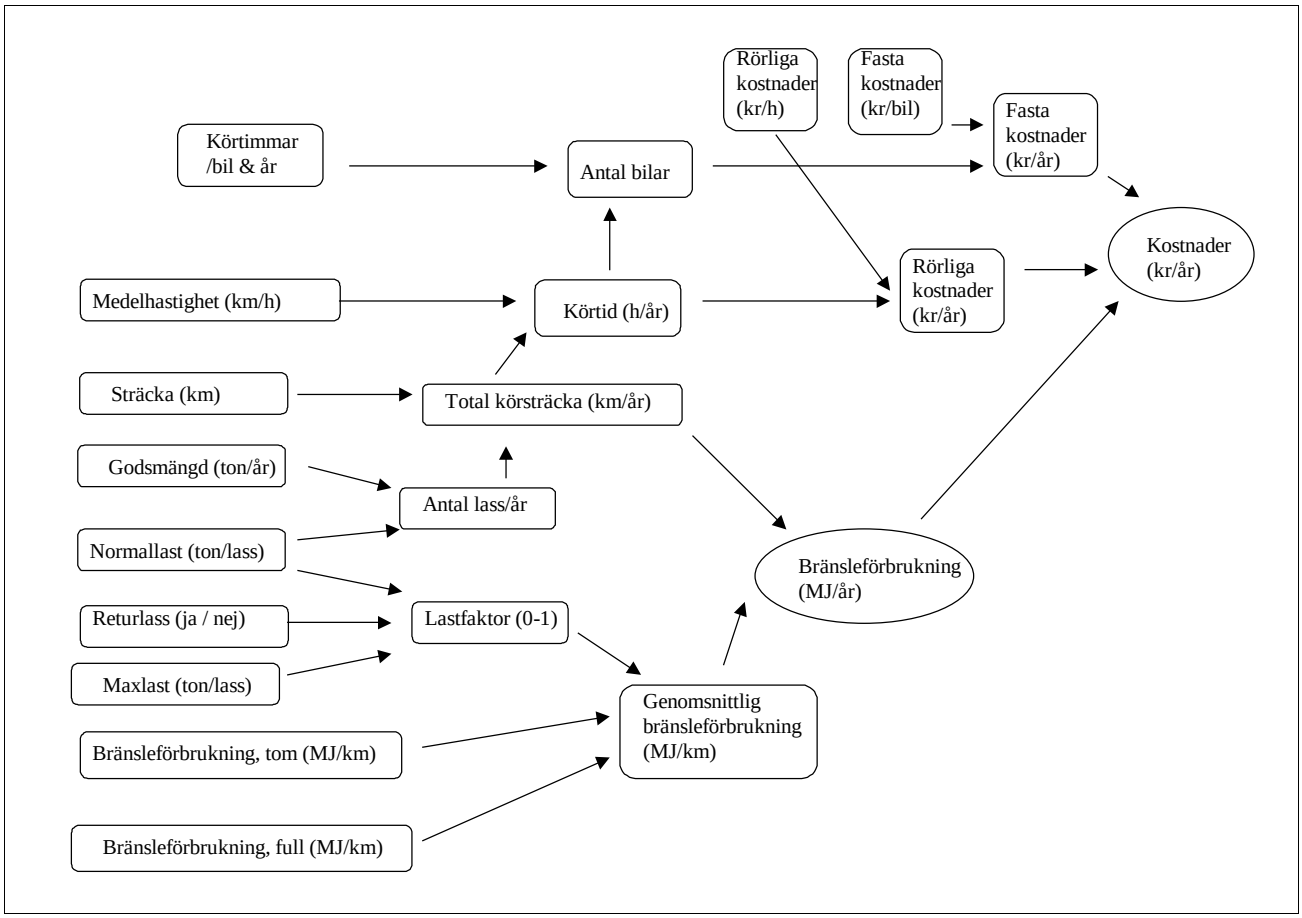
Dessutom konsumerar olika komponenter i avfallshanteringssystemet olja och diesel (såsom transporter och behandlingsanläggningar), som i de fall de inte är inkluderade i kostnadsberäkningarna på annat sätt värdesätts enligt tabell A19.

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 halvtimma 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

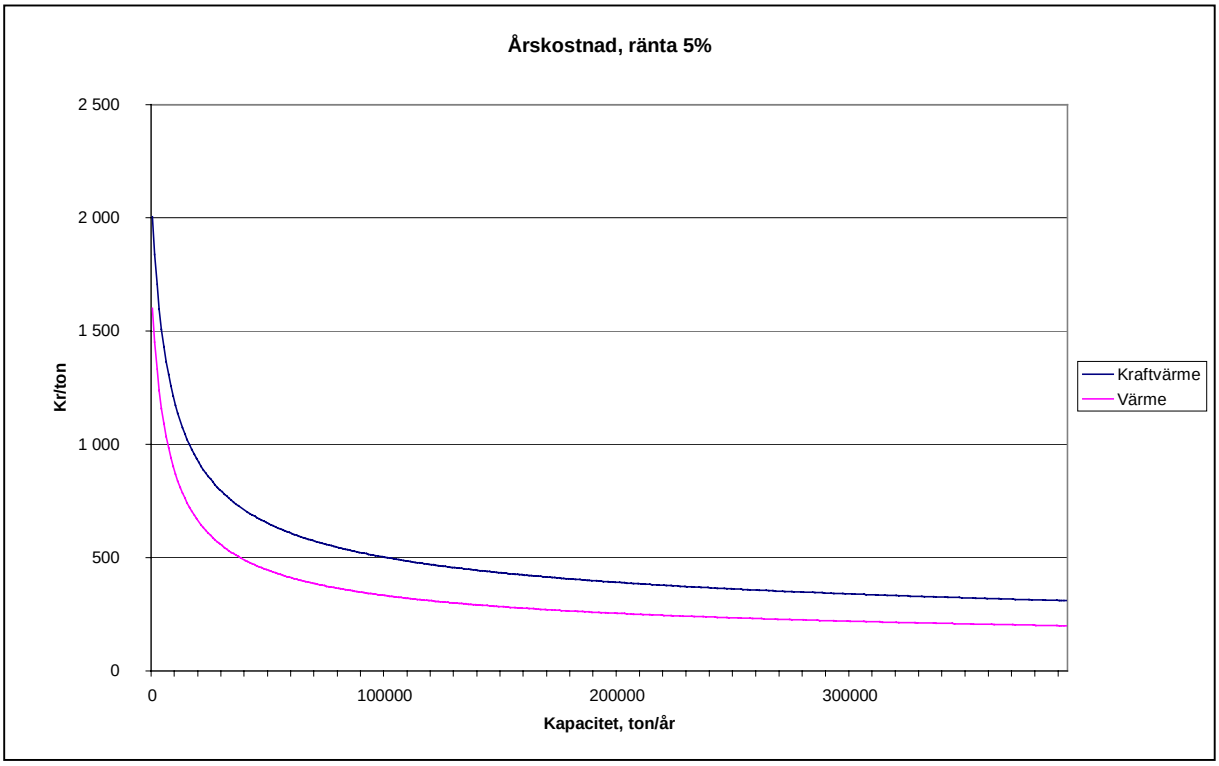
Den ekonomiska modellen för förbränning baseras på Dalroth (1998). De funktioner som används för att beräkna kostnader är enligt tabell A23.

Tabell A 23. Kostnadsantaganden för förbränningsanläggningar

Investering, kraftvärme	$Kapacitet^{0,68}*145\ 000$
Investering, värme	$Kapacitet^{0,68}*145\ 000*0,55$
Avskrivningstid	20 år
Effekt, MW	$Kapacitet*0,38*10^{-3}$
Personal	$10+(14,3*Effekt+200)^{0,5}$ (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 balningsanlägning

Balningsmaskin	3 800 000 kr, avskrivningstid 10 år
Kapacitet	12 000 ton/år
Underhåll	4% av investering per år
Driftskostnader	bemanning: 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.

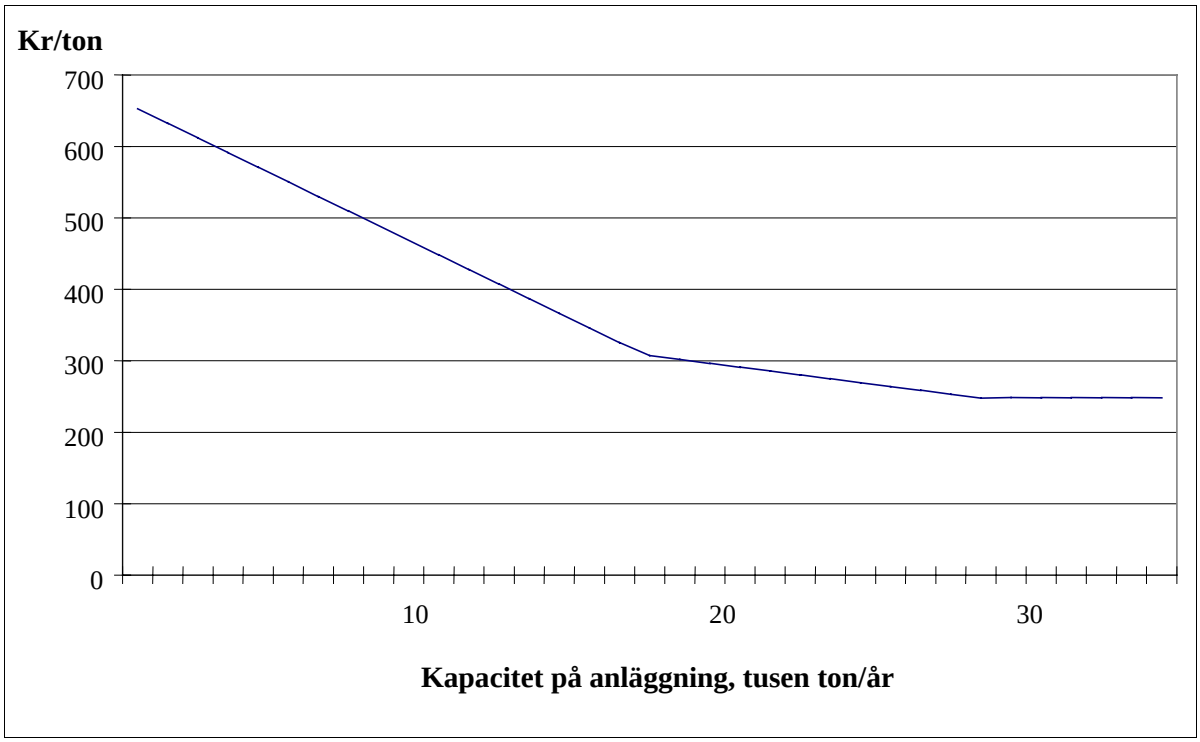
Deponering

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

Rötningsmodellen 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 rötningsanläggning 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 Uppsalaanläggningen redovisas i tabell A26.

Tabell A 26. Kostnadsrelationer för rötningsanläggning 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

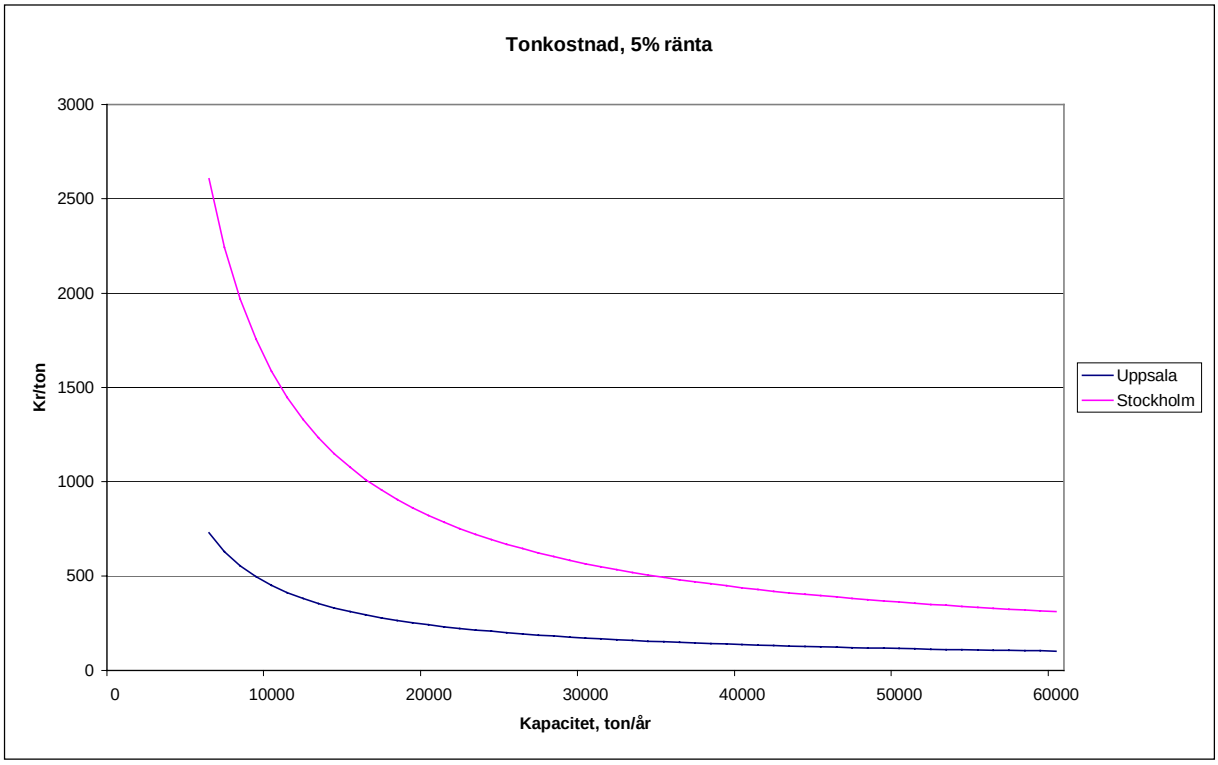
Stockholmsmodellen är upplagd på samma sätt som Uppsalamodellen, fast kostnadsnivåerna har ändrats enligt projektering för den rötningsanläggning som skall

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 * Kapacitet,	livslängd 15 år
Löpande kostnader	750 000 + 0,2 * Kapacitet(per år)	-

Tabell A 29. Kostnadssamband för reaktorkompostering

Maskininvestering	8,1 MKr + 0,55 * Kapacitet, livslängd 10 år
Mark- och byggnads- kostnader	9,5 MKr + 0,6* Kapacitet, livslängd 20 år
Övriga kostnader	3,2 MKr + 0,24 * Kapacitet, livslängd 15 år
Löpande kostnader	600 000 + 0,1 * 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 El

Elektricitet används inom avfallshanteringssystemet 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 avfallshanteringssystemet i något fall uppvisar en nettoproduktion av el I avfallshanteringssystemet 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 elen en större inverka.

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 avfallshanteringssystemet. 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 ges 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	Användning 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_20	$4,17*10^{-7}$	$6,45*10^{-7}$	$1,06*10^{-6}$

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 biobränsleeldad 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	-	$7{,}46*10^{-6}$	$7{,}46*10^{-6}$
Biobränsle	-	$6{,}72*10^{-7}$	$6{,}72*10^{-7}$
Icke förnybar			
Kärnkraft	-	$6{,}21*10^{-6}$	$6{,}21*10^{-6}$
Naturgas	-	$4{,}81*10^{-5}$	$4{,}81*10^{-5}$
Olja	$3{,}53*10^{-2}$	$5{,}67*10^{-5}$	$3{,}54*10^{-2}$
Kol	-	$1{,}71*10^{-4}$	$1{,}71*10^{-4}$

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	$4{,}22*10^{-2}$	$5{,}03*10^{-2}$	$9{,}25*10^{-2}$
SO_2	$2{,}41*10^{-3}$	$9{,}17*10^{-3}$	$1{,}16*10^{-2}$
CO	$1{,}33*10^{-2}$	$4{,}58*10^{-2}$	$5{,}92*10^{-2}$
HC (VOC)	$3{,}86*10^{-3}$	$2{,}92*10^{-5}$	$3{,}89*10^{-3}$
CO_2 fossil	2,69	$2{,}64*10^{-2}$	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 Uppenberg (1999) som bygger sin rekommendation på Vattenfall (1996). Emissionsdata för förbränning av olja kommer från Andersson (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-Norberg (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	$1{,}60*10^{-3}$	$2{,}11*10^{-5}$	$1{,}62*10^{-3}$
Biobränsle	$6{,}67*10^{-8}$	$1{,}91*10^{-6}$	$1{,}98*10^{-6}$
Icke förnybar			
Kärnkraft	$5{,}82*10^{-7}$	$1{,}66*10^{-5}$	$1{,}72*10^{-5}$
Naturgas	$1{,}04*10^{-2}$	$1{,}68*10^{-5}$	$1{,}04*10^{-2}$
Olja	$4{,}24*10^{-2}$	$3{,}57*10^{-5}$	$4{,}24*10^{-2}$
Kol	$9{,}33*10^{-5}$	$3{,}75*10^{-5}$	$1{,}31*10^{-4}$

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	$2{,}28*10^{-5}$	$8{,}25*10^{-5}$	$1{,}05*10^{-4}$
SO_2	$9{,}73*10^{-6}$	$5{,}21*10^{-5}$	$6{,}18*10^{-5}$
CO	$2{,}74*10^{-6}$	$1{,}7*10^{-5}$	$1{,}97*10^{-5}$
HC (VOC)	$4{,}49*10^{-5}$	$5{,}02*10^{-6}$	$4{,}99*10^{-5}$
CO_2 fossil	$3{,}96*10^{-3}$	$84{,}43*10^{-3}$	$8{,}84*10^{-2}$
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 bensindrift av bil. Referensen är en sammanställning gjord på uppdrag av KFB, Kommunikations-forskningsberedningen (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 raffineringsprocessen 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 för utvinning (M/MJ)
Förnybar	
Vattenkraft	$1{,}51*10^{-3}$
Biobränsle	$8*10^{-5}$
Icke förnybar	
Kärnkraft	$1{,}37*10^{-3}$
Naturgas	$9{,}64*10^{-3}$
Olja	$3{,}63*10^{-2}$
Kol	$1{,}2*10^{-4}$

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_20	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_20	0	-	0
Partiklar	$1*10^{-6}$	$4,02*10^{-6}$	$4,02*10^{-3}$
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_2O	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 represenativt 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 0,39MJ vattenkraft, 1,29MJ kärnkraft, 2,19MJ kol, 0,4MJ olja och 1,52MJ 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_2O-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 näringsämnen 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_2O-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_2O_2	$8,2*10^{-3}$	NaOH	$1,5*10^{-2}$
H_2SO_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_2O (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 viktningsmetoder

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 viktningsindexen 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_2O	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 förhantering 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 instititutet, 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 Mälar region, Sweden, Ecological Economies 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

B. Data för Uppsala – studier av olika fraktioner och material

B.1 Avfall

B.1.1 Fraktioner/sammansättning

Sammansättningen på avfallet är enligt kapitel A.1.2.

B.1.2 Mängder

Hushållens procentuella avfallssammansättning i olika avfallskategorier bygger på data från VAFAB (1996). Mängden avfall från hushållen i Uppsala bygger på Uppsala kommun, (1998). Verksamhetsavfallets sammansättning och mängd per förvärvsarbetade bygger på Berg (1992) och antalet förvärvsarbetande på statistik för Uppsala kommun (Uppsala kommun, 1999). Mängder av bygg och rivningsavfall samt industriavfall är hämtat från Uppsala kommun (1998). Uppsalas avfallsmängder redovisas i tabell B1 och B2.

Tabell B 1. Avfall från hushåll och verksamheter i Uppsala 1998 (kg/ år)

Fraktion	Småhus	Lägenheter	Glesbygd	Hushåll total	Verksamheter*	Summa avfall
Lättnedbrytbart organiskt	5 642 398	9 489 518	2 655 315	17 787 232	5 645 114	23 432 345
Icke brännbar rest	549 391	923 979	258 544	1 731 915	1 408 184	3 140 099
Brännbar rest	1 930 294	3 246 414	908 397	6 085 106	7 369 506	13 454 612
Blöjor	831 511	1 398 455	391 310	2 621 276		2 621 276
Gummi m.m.	400 907	674 255	188 667	1 263 830		1 263 830
Torrt papper	2 761 805	4 644 869	1 299 707	8 706 382	3 677 798	12 384 179
Kartong	786 966	1 323 538	370 347	2 480 851	1 096 272	3 577 122
Mjukplast	326 665	549 393	153 729	1 029 787	488 363	1 518 150
Hårdplast	222 726	374 586	104 815	702 128	339 942	1 042 069
Laminat	163 333	274 697	76 864	514 894		514 894
Glas	950 299	1 598 235	447 211	2 995 744	339 942	3 335 686
Metall	282 120	474 476	132 766	889 362	1 591 626	2 480 987
Summa avfall	14 848 416	24 972 416	6 987 672	46 808 504	21 956 745	68 765 249

* Exklusive bygg och rivningsavfall och industriavfall

Tabell B 2. Industri-, bygg- och rivningsavfall från Uppsala 1998 (kg/ år).

Fraktion	Branschspecifikt industriavfall	Icke branschspecifikt industriavfall	Specialavfall	Bygg- och rivningsavfall
Lättnedbrytbart organiskt	111 000			
Torrt papper	4 799 000			
Deponirest, inert material	550 000	1 267 000	3 407 000	17 497 000
Brännbar rest	747 000	4 407 000	448 000	7 640 000
Metall		937 000	397 000	1 987 000
Farligt			961 000	
Övrigt			173 000	

B.2 Delmodeller

B.2.1 Flödesmodeller

B.2.1.1 Insamling

Data för insamling av avfall i Uppsala redovisas i tabell B3.

Tabell B 3. Insamling av avfall i Uppsala kommun

	Villor	Flerfamiljshus	Landsbygd
Medelavstånd mellan stopp	0,1 km	0,05 km	0,35 km
Antal hushåll per stopp	2	25	2
Medelavstånd mellan insamlingsområde och behandlingsanläggning	10 km	7 km	15 km
Medelhastighet insamling	25 km/h	15 km/h	15 km/h
Bemanning per sopbil	1 person	1 person	1 person
Antal hämtningar/år, komposterbart	26	52	26
Antal hämtningar/år, restfraktion	26	26	26
Medellast, komposterbart	4,5 ton	4,5 ton	4,5 ton
Medellast, restfraktion	4,5 ton	4,5 ton	4,5 ton

B.2.1.2 Transporter

Data för transporter av avfall i Uppsala redovisas i tabell B4 (lastbil med släp) och i tabell B5 (lastbil utan släp).

Tabell B 4. Transporter, lastbil med släp

	Sträcka (km)	Normallast (ton)
Pappersförpackningar från omlastningsstation till Fiskeby Bruk	230	25
Plastförpackningar från omlastningsstation till Arvika	370	10
Rejekt från Fiskeby Bruk till förbränning	9	25
Rejekt från Arvika till förbränning	85	10

Tabell B 5. Transporter, lastbil utan släp

	Sträcka (km)	Normallast (ton)
Insamling av hushållens pappersförpackningar från återvinningsstation och transport till omlastningsstation	9	8
Insamling av hushållens plastförpackningar från återvinningsstation och transport till omlastningsstation	9	2
Avfall från Pharmacia till rötning	3	11
Aska/slagg från förbränning till Hovgården	10	12
Avfall från Farmek till rötning	3	11
Park- och trädgårdsavfall till kompostering	9	2
Brännbar restfraktion från byggindustri till förbränning	9	8
Industriellt avfall till förbränning	9	8
Rejekt från rötning till förbränning	3	8
Rejekt från kompostering till förbränning	9	8
Restavfall från sortering till förbränning	9	8

Pappersförpackningar från omlastningsstation till Fiskeby Bruk	9	8
Plastavfall från industri till omlastningsstation	9	2
Plastförpackningar från omlastningsstation till Arvika	9	8

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

B.2.1.3 Förbränning

Modellen finns beskriven i Björklund (1998), appendix G. Modellen kan, såsom den är beskriven i Björklund, behandla organiskt avfall. En anpassning av modellen till att omfatta förbränning av allt avfall har därefter gjorts, vilket beskrivs i Björklund (1998), appendix E. Modellen för balning av avfall kan användas utan särskild anpassning av modellen. Restprodukter från anläggningen såsom aska, slagg och slam går till deponi.

I tabell B6 redovisas parametrar för förbränningsprocessen. Flygaskeslurry och slagg deponeras.

Tabell B 6. Prestandaparametrar för förbränningsprocessen

Parameter		Enhet
Behandlad mängd avfall	231	kton avfall/år
	594	GWh_{eff}/år
Totalverkningsgrad	91	% av effektivt värmevärde utan kondensering
Kondenseringsgrad	80	% av förångningsvärme i rökgas
Värmeväxlarverkningsgrad	100	% nyttigjord kondenseringsvärme
NO_X –emission till luft	75	mg NO_2/MJ avfall
Dioxinbildning	0,10	pg dioxin/kg avfall
SO_2-avskiljning i rökgasrening	95	%
HCl-avskiljning i rökgasrening	99,8	%

B.2.1.4 Deponering

Då organiskt avfall deponeras antas hälften av producerad deponigas samlas upp. Ur 30% av den uppsamlade deponigasen från det organiska avfallet utvinns elektricitet, resten antas vara förluster. I dagsläget finns ingen gasuppsamling på Uppsalas deponi, men om en storskalig deponering av organiskt material skulle ske bedöms det vara rimligt att gasuppsamling skulle införas. Lakvattenrening (av kväve och fosfor) antas finnas vid samtliga deponityper (deponi för organiskt avfall, slagg och aska).

Då resultat för deponering redovisas inkluderas enbart emissionerna under överskådlig tid (se kapitel A.2.1.4).

B.2.1.5 Rötning

Rötningsprocessen i Uppsala är termofil, med en temperatur i rötkammaren av 55ºC och en uppehållstid på 20 dagar.

Det organiska material som skiljs av vid påsavskiljningen förbränns. Rötresten förutsätts kunna spridas på åkermark.

B.2.1.6 Kompostering

I Uppsala används komposttypen strängkompost utan gasrening. Det organiska material som följer med vid påsavskiljning går som rejekt till deponi.

Komposten förutsätts kunna spridas på åkermark.

B.2.1.7 Avloppsreningsverk

Avloppsreningsverket ingår inte i studien.

B.2.1.8 Spridning på åkermark

Spridning av restprodukter på åkermark använder spridarutrustning etc. enligt tabell A10. Maximal areal och avstånd dit inom geografiskt avgränsat område anges i tabell B7 (Sonesson, 1999).

Tabell B 7. Uppsalaspecifika 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%.

B.2.1.9 Gasanvändning

I Uppsala används rötgasen till bussbränsle eller till elproduktion i gasmotor (30% el och 60% värme). Uppsamlad deponigas antas förbrännas för elproduktion (30% el).

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

De fallspecifika data som finns för Uppsala är för återvinningsstationer och för förbränning. I övrigt enligt kapitel A.

Återvinningsstationer

I Uppsalafallet har det antagits att det finns 200 återvinningsstationer som betjänar alla hushåll. All insamling av hushållens återvinningsfraktioner (plast och kartong) antas ske via dessa återvinningsstationer.

Förbränning

Det antas att kapaciteten i värmeverket ligger på 250 000 ton/år, med en effekt på 95 MW, och att avfallet från systemet bär proportionellt så stor del av kostnaderna som de bidrar med i avfall(dvs. om 40% av avfallet som förbränns i anläggningen kommer från Uppsala, bär Uppsala 40% av kostnaderna för anläggningen). Kostnader för hela anläggningen blir (med 3% realränta):

Tabell B 8. Ekonomiska förbränningsdata, Uppsala

Investering:	ca 370 Mkr kr, livslängd 20 år, dvs. ca 25.1 Mkr/år
Underhåll och drift:	9.3 Mkr/år (2,5% av investering)
Kemikalier och kalk:	20 kr/ton, 5 Mkr/år
Personal:	40 personer, 12 Mkr/år
Totalt:	51.4 Mkr/år, dvs. 205.6 kr/ton

B.3 Delmodeller i det externa systemet

B.3.1 Flödesmodeller

B.3.1.1 Fjärrvärme

Två olika fjärrvärmeproduktionssätt studeras parallellt i Uppsala, biobränsle- och koleldning.

B.3.1.2 Elektricitet

Elen som används i Uppsala antas produceras antingen med kolkraft eller med svensk medelelmix.

B.3.1.3 Drivmedel

Biogasen som används i bussar antas ersätta diesel.

B.3.1.4 Näringsämnen

Ingen skillnad mot A.3.2.4.

B.3.1.5 Plastgranuler

Ingen skillnad mot A.3.2.5.

B.3.1.6 Kartong

Ingen skillnad mot A.3.2.6.

B.3.2 Ekonomimodell

Ingen skillnad mot allmänna antaganden.

B.4 Referenser

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

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)

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

Uppsala kommun, (1998), Förslag till avfallsplan för Uppsala kommun

Uppsala kommun (1999), Statistik för Uppsala kommun, Kommunstyrelsens kontot, Enheten för samhällsplanering, Uppsala kommun

VAFAB (1996), Miljökonsekvenser vid hantering av hushållsavfall i VAFAB-regionen, Magnus Dalemo och Huibert Oostra, JTI-rapport nr 4 1996

C. Data för Uppsala – studie av ändrad avfallshantering

C.1 Avfall

C.1.1 Fraktioner/sammansättning

Sammansättning på avfallet enligt kapitel A..1.2

C.1.2 Mängder

C.1.2.1 Avfall och stallgödsel från Uppsala

Mängder avfall från hushåll, verksamheter, industri samt bygg- och rivningsavfall från Uppsala kommun, se kapitel B.1.2.

Utöver dessa avfallsmängder rötas i Uppsala även stallgödsel från nötkreatur och svin; 7 500 ton nötgödsel (flytgödsel) och 7 500 ton svingödsel (flytgödsel).

C.1.2.2 Avfall från andra kommuner

Endast de avfallsmängder som vid något scenario har behandlats i Uppsala tas med från andra kommuner. Övrigt avfall som genererats utanför Uppsala tas därför inte med. Det medför beroende på olika grader av utsortering mellan de olika scenarierna att olika materialfraktioners mängd definieras utifrån olika scenarier. Det gör att sammansättningen av det avfall som hämtas från olika kommuner kan verka vara snedfördelad vad avser mängder.

Tabell C 1. Mängd avfall från hushåll och verksamheter i annan kommun som behandlas i Uppsala (kg/ år)

Fraktion	Annan kommun
Biologiskt behandlingsbart	68 441 000
Icke brännbar rest	22 050 000
Brännbar rest	94 478 000
Blöjor	18 407 000
Gummi m.m.	8 875 000
Torrt papper	26 088 000
Kartong	9 519 000
Mjukplast	8 795 000
Hårdplast	2 841 000
Laminat	3 616 000
Glas	4 450 000
Metall	5 226 000
Summa avfall	272 786 000

C.2 Delmodeller

C.2.1 Flödesmodeller

C.2.1.1 Insamling

Insamling av avfall i Uppsala redovisas i tabell B3. Insamling av avfall från andra kommuner redovisas ej då insamlingen sker oavsett om avfallet transporteras till Uppsala för behandling eller ej.

C.2.1.2 Transporter

Transporter av avfall i Uppsala med lastbil med och utan släp, se kapitel B.2.1.2.

Utöver de transporter som sker inom Uppsala kommun tillkommer transporter från annan kommun till Uppsala med avfall och transporter inom annan kommun, se tabell C2 och tabell C3

Tabell C 2. Transporter, lastbil med släp

	Sträcka (km)	Normallast (ton)
Organiskt avfall från annan kommun till Uppsala	70	35
Restavfall från annan kommun till förbränning i Uppsala	70	35

Transporter av plast och kartong till materialåtervinning från annan kommun använder samma transporter som Uppsala, se tabell B4.

Tabell C 3. Transporter, lastbil utan släp

	Sträcka (km)	Normallast (ton)
Transport av organiskt material till kompost i annan kommun	9	12
Transport av avfall till deponi i annan kommun	9	8
Transport av gödsel till rötning i Uppsala	9	8

C.2.1.3 Förbränning

Inga ändringar förutom behandlad mängd avfall.

C.2.1.4 Deponering

Ingen Uppsamling av deponigas sker. I annan kommun antas deponi av samma typ som i Uppsala används.

C.2.1.5 Rötning

Ingen ändring gentemot B.2.1.5.

C.2.1.6 Kompostering

Ingen förändring gentemot B.2.1.6. I annan kommun antas att kompost av samma typ som i Uppsala används.

C.2.1.7 Avloppsreningsverk

Avloppsreningsverket ingår inte i studien.

C.2.1.8 Spridning på åkermark

Ingen ändring gentemot B.2.1.8. Annan kommun sprider restprodukt från kompostering enligt samma modell som Uppsala.

C.2.1.9 Gasanvändning

Erhållen rötgas från rötning i Uppsala används till bussbränsle.

C.2.1.10 Plaståtervinning

Det erhållna plastgranulatet antas ersätta nyproducerad plast.

C.2.1.11 Kartongåtervinning

Den erhållna kartongen antas ersätta nyproducerad kartong.

C.2.2 Ekonomimodellen

Inga ändringar gentemot B.2.2.

C.3 Delmodeller i det externa systemet

C.3.1 Flödesmodeller

C.3.1.1 Fjärrvärme

Extern fjärrvärme produceras från biobränslen.

C.3.1.2 Elektricitet

Elektriciteten som används i Uppsala och annan kommun antas produceras med kolkraft.

C.3.1.3 Drivmedel

Biogas som används i bussar antas ersätta diesel.

C.3.1.4 Näringsämnen

Ingen skillnad mot A.3.2.4.

C.3.1.5 Plastgranuler

Ingen skillnad mot A.3.2.5.

C.3.1.6 Kartong

Ingen skillnad mot A.3.2.6.

C.3.2 Ekonomimodell

Ingen skillnad mot allmänna antaganden.

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
Kartongåtervining
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 fördjupad analys har gjorts av några scenarier där olika fraktioner och material hanteras på olika sätt. Studien har lagts upp så att en fraktion i taget sorteras ut och endast ytterlighetsfallen undersöks: 0 % utsortering eller ”full utsortering”, d.v.s. 70 % (i vissa fall 80 %). Avfall som inte sorteras ut förbränns. Det resultat som erhålls svarar på frågan hur varje studerad fraktion/material ska tas omhand för att ge minsta bidrag till respektive studerad påverkanskategori *om avfallshanteringssystemet byggs upp från början*, utan att ta hänsyn till vilka behandlingsanläggningar som redan finns i kommunen. 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 A1 när förbränningsanläggningen ställs av en månad på sommaren och avfallet deponeras under denna tid, dels A2 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 sorteras ut. Allt övrigt avfall förbränns.
   - B1. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet rötas. 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 rötas. Den biogas som produceras vid rötningen eldas i en gasmotor med elgenerator för framställning av el och fjärrvärme. Rötresten förutsätts spridas på jordbruksmark och ersätta handelsgödsel.
   - B3. Det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet komposteras genom strängkompostering. Komposten förutsätts ersätta 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. Deponigasen används för generering av el[1].

[1] Enligt Tekniska Kontoret i Uppsala skulle man för detta hypotetiska fall sannolikt inte kunna utnyttja gasen för fjärrvärmeproduktion, p.g.a. deponins lokalisering. Däremot skulle elgenerering vara möjlig.

I alla scenarier uppkommer slakteriavfall samt näringslösning från farmaceutisk industri, som rötas i samtliga scenarier. I alla scenarier komposteras också park- och trädgårdsavfall.

Returpapper (tidningar, o.dyl.) har i alla studerade fall antagits sorteras ut till 75 %, metallförpackningar till 50 % och glasförpackningar till 70 %[2] 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 behandlingsgmetoder i de olika fallen.

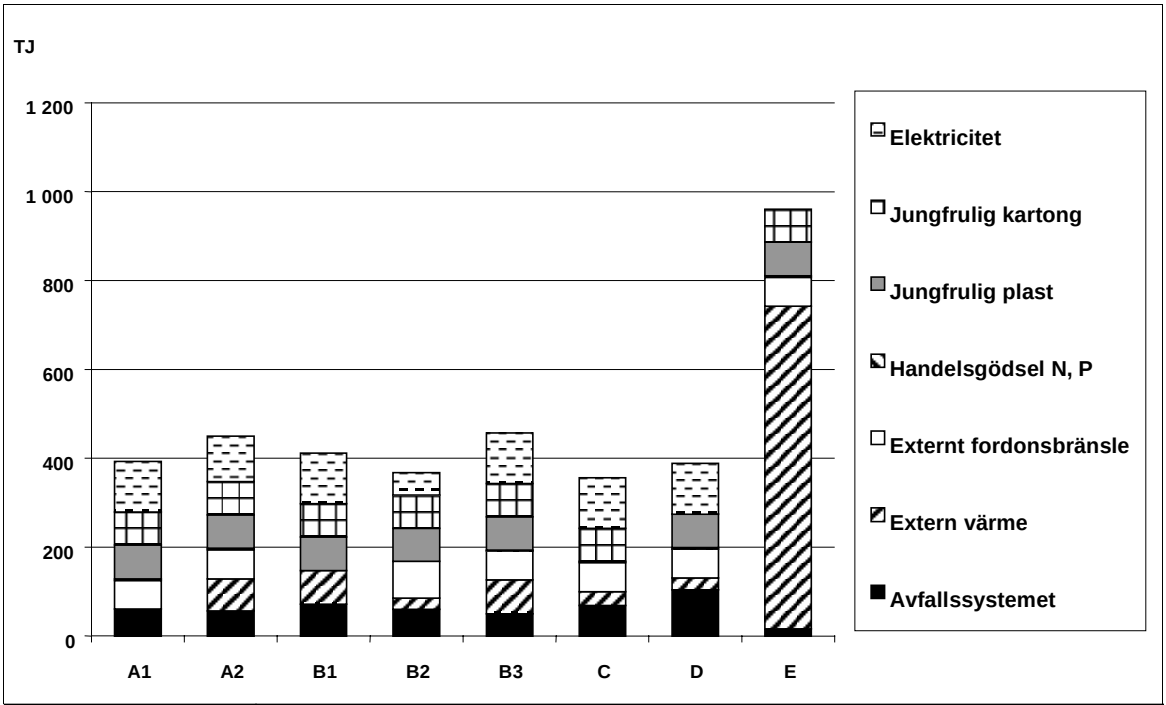
Resultaten presenteras i form av stapeldiagram. Höjden på staplarna visar energiförbrukning, miljöpåverkan respektive kostnader för systemet (totala systemet eller avfallssystemet). För samtliga resultatparametrar gäller att det ”bästa” alternativet är det som ger lägst resultat.

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 elektricitet i stället produceras från en mix av olika energikällor baserat på ett årsmedelvärde för Sverige, och då fjärrvärme i det externa systemet produceras genom förbränning av kol.

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

2. Energiförbrukning



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 1. Förbrukning av energiråvaror i det totala systemet, uppdelat efter funktionella enheter.

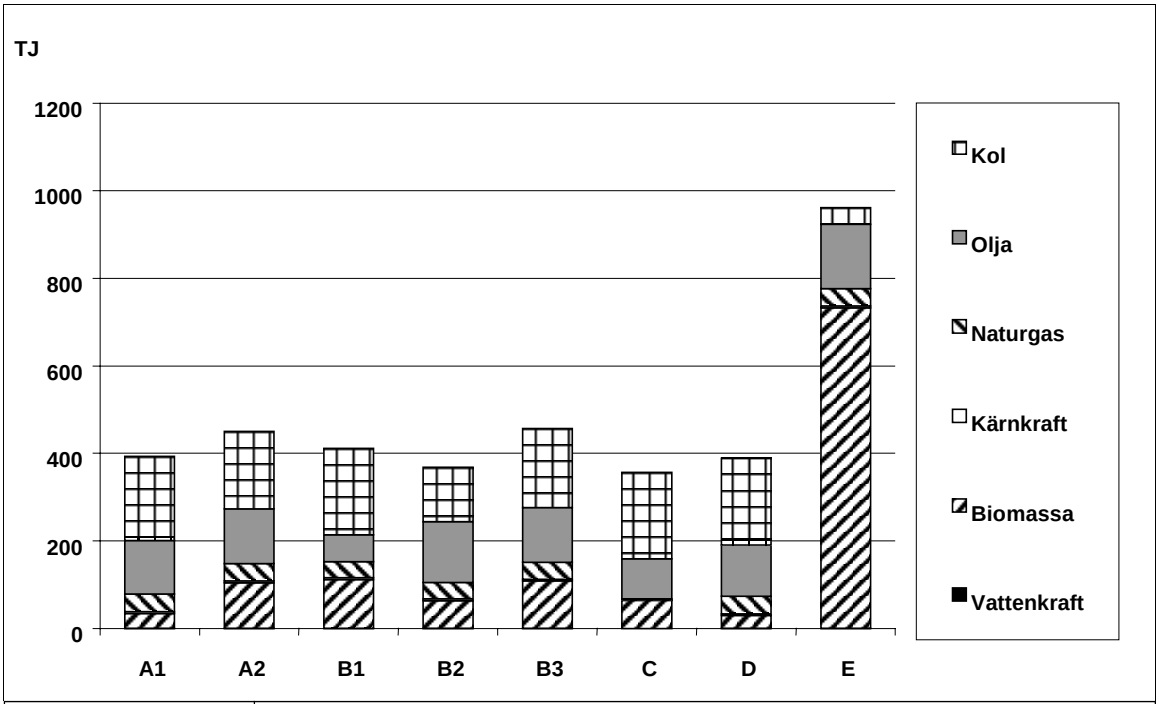
Figur 1 visar den totala energiförbrukningen för det totala systemet i olika scenarier, uppdelat efter användningsområde. Ju bättre energin i avfallet utnyttjas, desto mindre energi behövs från andra källor för att fylla de funktionella enheterna.

Avfallssystemet står för en relativt liten del av den totala energikonsumtionen. Den tydligaste skillnaden mellan behandlingsmetoderna är det stora behovet av värme (fjärrvärme) från det externa systemet när avfallet deponeras (E).

Rötning av lättnedbrytbart organiskt material minskar den totala förbrukningen av energiråvaror om biogasen används för produktion av el och värme (B2), men inte om den utnyttjas som fordonsbränsle (B1). Att el- och värmeproduktion från biogas är gynnsamt beror antagandena om elektricitetsproduktion i normalfallet: elektricitet

producerad från biogasen ersätter elektricitet från kolkondenskraft med låg verkningsgrad.

Plaståtervinning (C) minskar förbrukningen av energiråvaror genom att produktionen av jungfrulig plast från naturgas och råolja undviks. Kartongåtervinning (D) ger en energiförbrukning i samma storleksordning som förbränning.



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

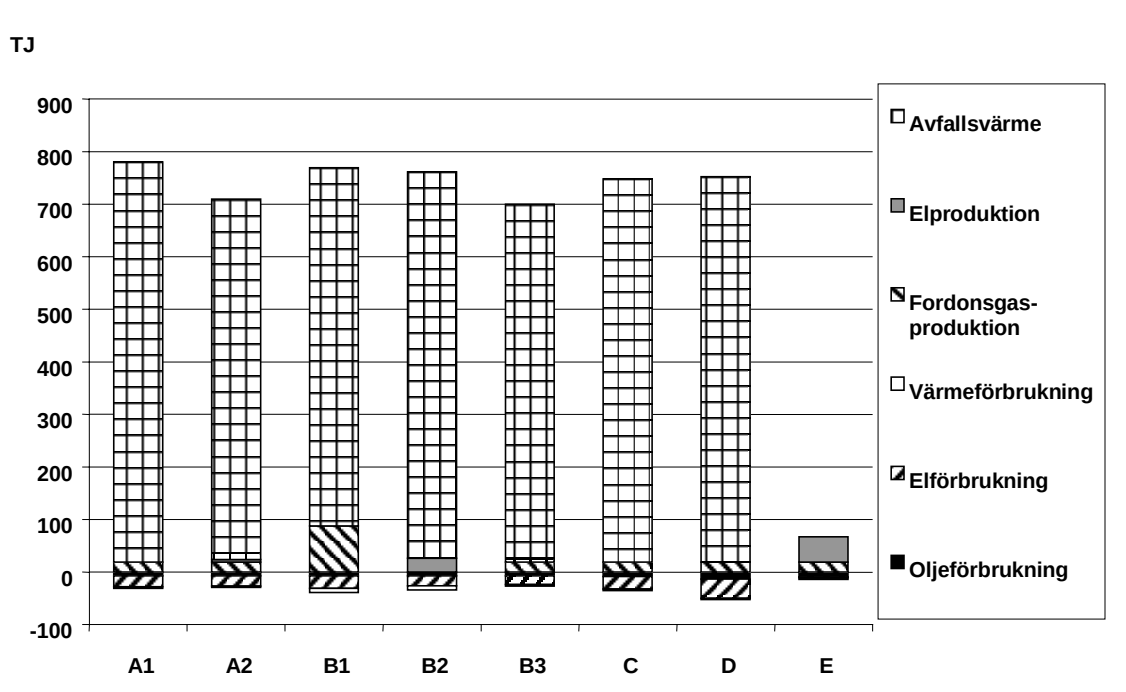
Figur 2. Energiförbrukning i det totala systemet, uppdelade på energibärare.

I figur 2 visas samma energiförbrukning som i figur 1, men uppdelad på energislag istället för användningsområde (funktionell enhet).

Alla scenarier har en relativt stor förbrukning av olja. I fall B1 används biogasen till drivmedel för att ersätta diesel, vilket gör att oljeförbrukningen i B1 är lägre än i övriga scenarier. Märkbar förbrukning av olja sker även då plastförpackningar återvinns (C), beroende på att behovet minskar av råolja och naturgas för produktion av jungfrulig plast. Transporter i avfallshanteringssystemet står för en förhållandevis liten andel av oljeförbrukningen.

Kol konsumeras framför allt för produktion av elektricitet. Vid deponering av allt avfall (E) produceras elektricitet från deponigasen, vilket ger en märkbart lägre förbrukning av kol jämfört med övriga scenarier. Då rötgasen används för el- och värmeproduktion (B2) minskar också behovet av kol av samma anledning.

Biomassan används framförallt till värmeproduktion. Vid deponering av allt avfall (E) produceras ingen värme från avfallet, vilket leder till en hög förbrukning av biomassa.



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 3. Energiproduktion och energikonsumtion för avfallssystemet.

I figur 3 visas energibalansen för avfallshanteringssystemet (d.v.s. det som är den svarta delen av staplarna i figur 1). Energibalansen är positiv för samtliga fall, d.v.s. man producerar mer energi från avfall än man förbrukar.

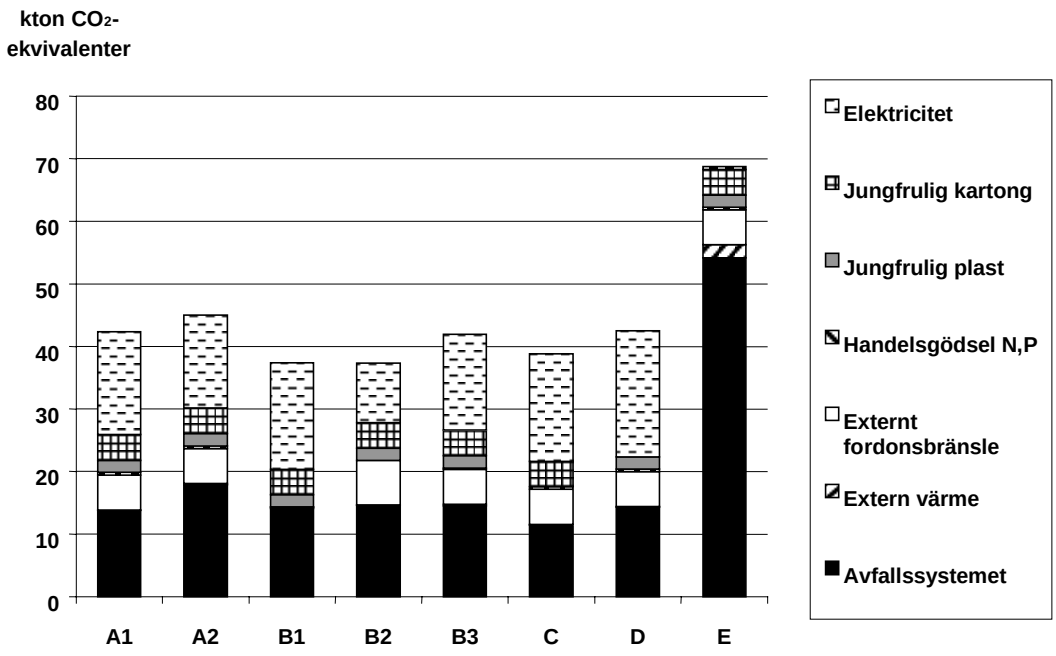
Energiförbrukningen består framförallt av elektricitet och olja i olika processer och av olja för transporter i avfallshanteringssystemet.

Sammanfattningsvis kan följande konstateras vad gäller energiförbrukning (gäller då ersättningsbränslet är biobränsle och när elektricitet produceras genom kolkondenskraft):

- Deponering ger dåligt utnyttjande av energi i avfallet.
- Plaståtervinning spar energi förutsatt att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.
- Rötning med efterföljande el- och värmeproduktion minskar energiförbrukningen jämfört med förbränning.

3. Miljöpåverkan

3.1 Växthuseffekt



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 4. Utsläpp av växthusgaser från det totala systemet.

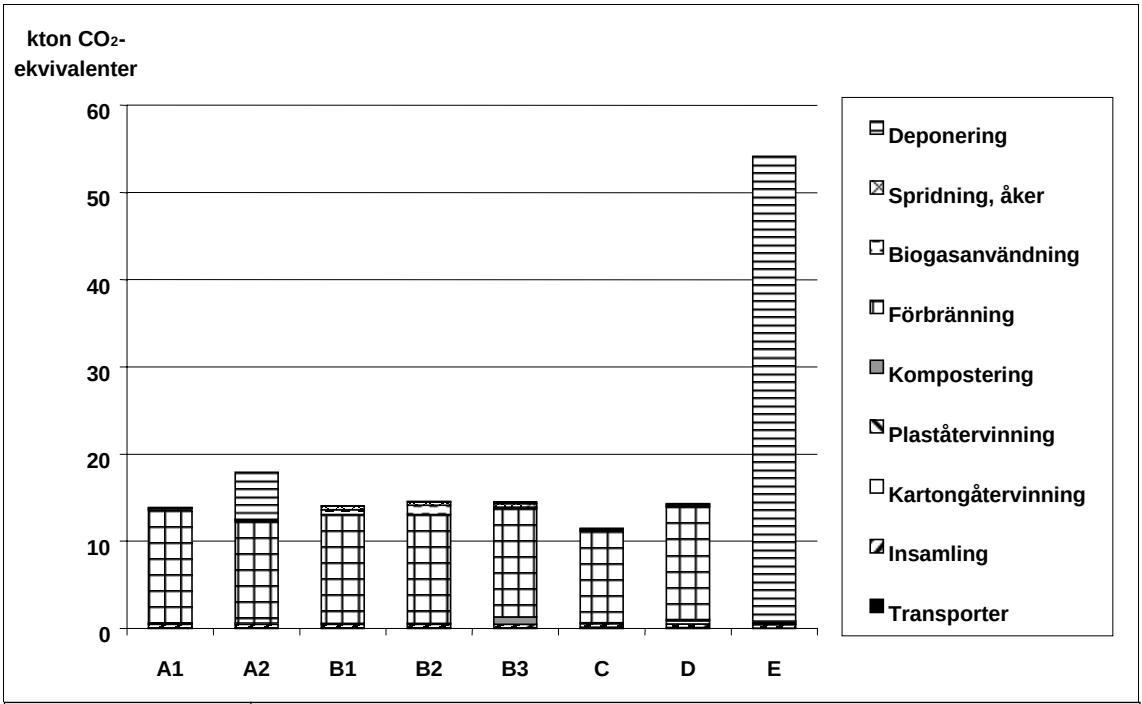
Utsläpp av växthusgaser visas i figur 4 och 5. Gaser som bidrar till växthuseffekten är CO_2 från fossila källor (olja, kol och plast), CH_4 och N_2O. Det största bidraget till växthuseffekten kommer från förbränning av fossila bränslen och från metanutsläpp från deponering av organiskt avfall.

Utsortering och rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall (B1 och B2) ger lägre utsläpp av växthusgaser, beroende på att förbränningen av fossila bränslen minskar (diesel till fordonsbränsle eller kol till elproduktion).

Utsortering och återvinning av plast (C) ger minskade emissioner av växthusgaser, beroende på dels att förbränning fossilbaserad plast minska, dels att emissioner av CO_2 från nyproduktion av plast minskar (detta under förutsätt förutsättning att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast).

Utsortering och återvinning av kartong (D) ger ungefär samma bidrag till växthuseffekten som förbränning med balning under sommarmånaderna. Den minskade förbränningen av olja vid återvinning ersätts med en något högre elförbrukning, vilket gör att CO_2-emissionerna hamnar på ungefär samma nivå.

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



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 5. Utsläpp av växthusgaser från avfallssystemet.

I figur 5 visas växthusemissionerna från olika delar av avfallssystemet. Deponering (E) ger högst emissioner av växthusgaser (metan). Även eventuell deponering endast under sommarmånaderna (A2) ger ett påtagligt bidrag till växthusemissionerna.

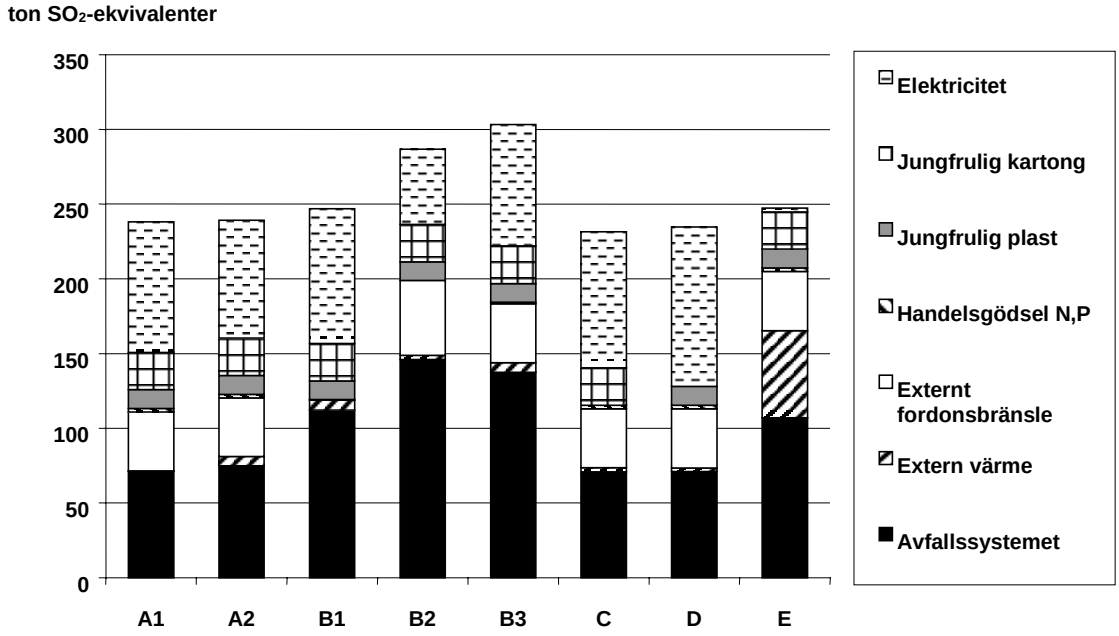
Utsortering av plast för återvinning (C) minskar avfallssystemets utsläpp av växthusgaser, på grund av att förbränning av plastavfall minskar (CO_2 från förbränning av plast räknas som växthusgas, däremot inte CO_2 från övriga material i avfallet).

Transporter och insamling har en marginell påverkan på de totala växthusemissionerna från avfallssystemet.

Sammanfattningsvis kan följande konstateras vad gäller emissioner av växthusgaser (gäller då ersättningsbränslet är biobränsle och när elektricitet produceras genom kolkondenskraft):

- Deponering ger väsentligt högre emissioner av växthusgaser.
- Plaståtervinning leder till minskade emissioner av växthusgaser, under förutsättning att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.
- Rötning minskar emissioner av växthusgaser jämfört med förbränning
- Transporter och insamling har en marginell betydelse

3.2 Försurning



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

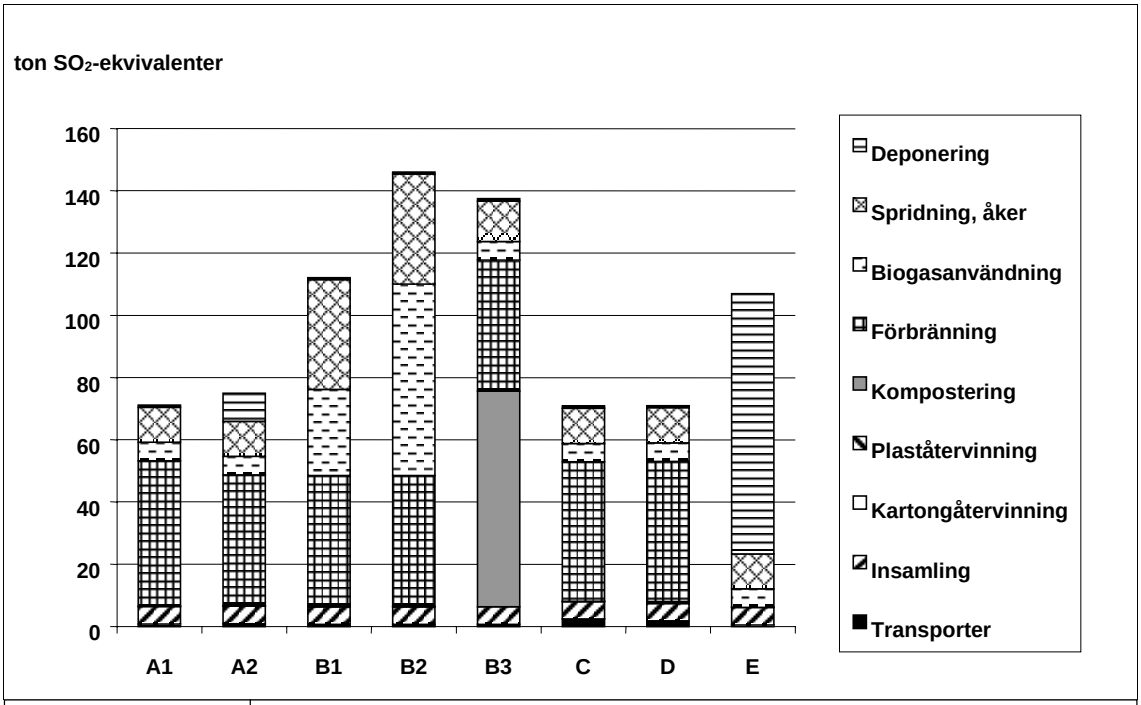
Figur 6. Utsläpp av försurande ämnen från det totala systemet

I figur 6 och 7 visas utsläpp av försurande ämnen från det totala systemet, respektive från avfallssystemet. Emissioner som potentiellt bidrar till försurningen är SO_x, NO_x, HCl och NH_3, vilka är summerade till SO_2-ekvivalenter. Det största bidraget till försurningen kommer från förbänning av fossila bränseln (el och drivmedel), beroende på utsläpp av både SO_2 och av NO_X. Även emissioner från NO_X från förbränning av biogas från rötning, samt av NH_3 från rötning och kompostering är av betydelse.

Utsortering och rötning av lättnedbrytbart organiskt material (B1 och B2) ökar emissionerna av försurande ämnen, jämfört med förbränning. Den vinst som görs genom minskade emissioner från extern fordonsbränsle- och elproduktion äts upp genom att rötning och spridning av rötrest ger högre emissioner av försurande ämnen än förbränning.

Utsortering och återvinning av plast (C), och utsortering och återvinning av kartong (D) ger ett något lägre emissioner av försurande ämnen än förbränning (A1). Detta hä'nger till stor del samman med att återvinningen ger lägre emissioner av försurande ämnen än nyproduktion av jungfruligt material.

Deponering av avfall (E) ger något högre emissioner av försurande ämnen än förbränning, beroende på att förbränning av deponigas ger vissa emissioner av försurande ämnen.



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 7. Utsläpp av försurande ämnen från avfallssystemet.

Figur 7 visar försurande emissioner från olika processer i avfallshanteringssystemet.

Rötning (B1, B2) ger höga utsläpp av försurande ämnen, framför allt av NO_X från gasanvändningen (vilka är större då gasen används för produktion av elektricitet och fjärrvärme än för fordonsbränsle). Kompostering (B3) ger höga utsläpp på grund av NH_3-avgång vid komposteringsprocessen. För både rötning och kompostering fås också relativt stora NH_3-emissioner från spridning av rötrest respektive kompost på åkermark.

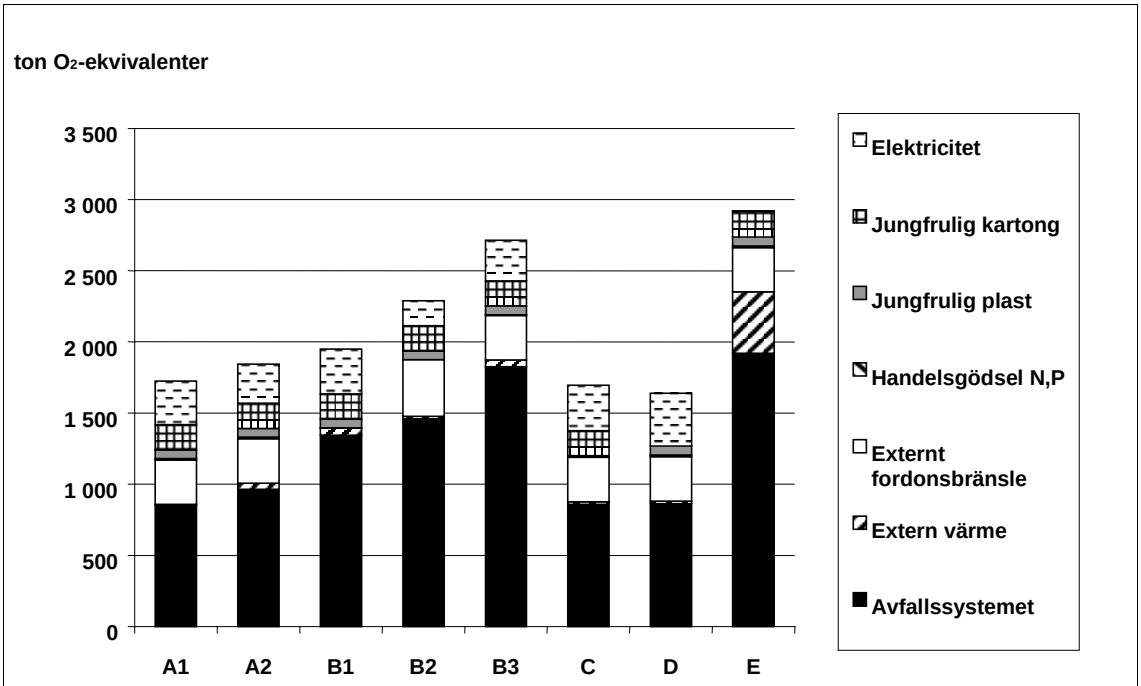
De höga emissionerna av försurande ämnen från deponering (E) utgörs av främst NO_X från förbränning av deponigasen. (E) kommer från förbränning av deponigasen, och därmed NO_x-emissioner.

Transporter och insamling har en liten påverkan på de totala försurande emissionerna från avfallssystemet.

Sammanfattningsvis kan följande konstateras vad gäller emissioner av försurande ämnen (gäller då ersättningsbränslet är biobränsle och när elektricitet produceras genom kolkondenskraft):

- Rötning och kompostering ger högre emissioner av försurande ämnen än förbränning.
- Transporter har en liten betydelse.
- Återvinning av plast och kartong ger något lägre emissioner än förbränning.
- Rötning ger lägre emissioner än kompostering

3.3 Övergödning (eutrofiering)



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

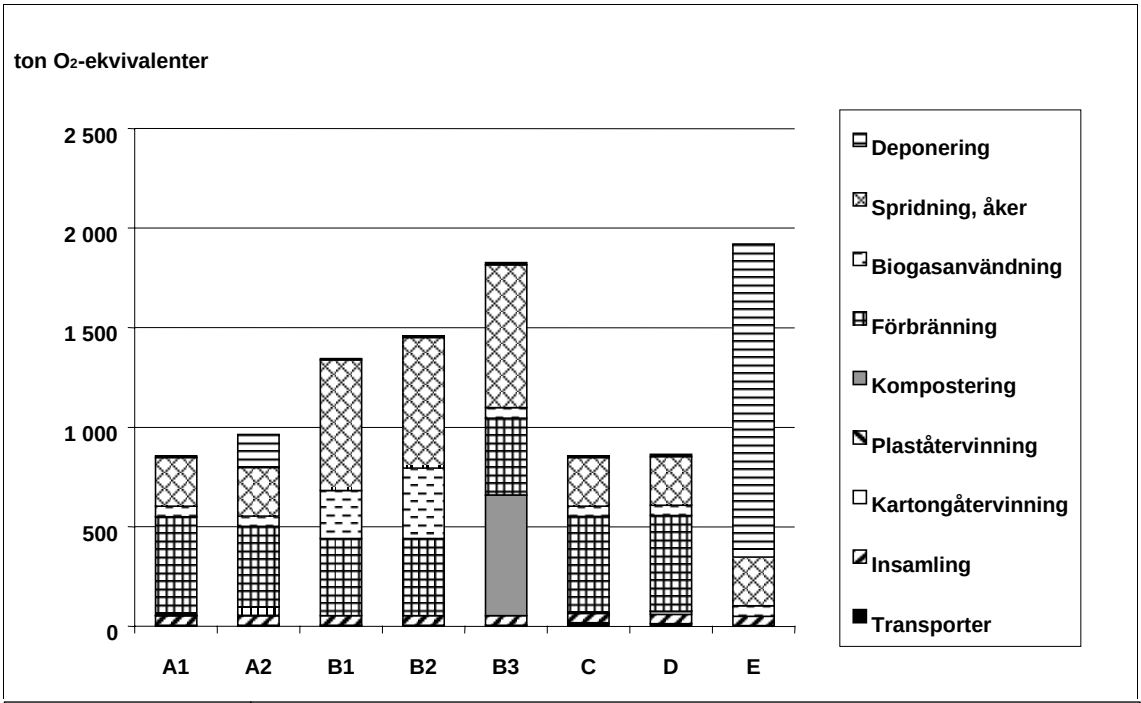
Figur 8. Potentiell eutrofiering från totala systemet.

Emissioner som potentiellt bidrar till övergödning (eutrofiering) är NO_x och NH_3 till luft samt N, P, och COD till vatten. Dessa är summerade till O_2-förbrukning i figur 8 och 9. Det största bidraget till eutrofieringen kommer från förbränning av fossila bränslen (elproduktion och förbrukning av drivmedel) och från emissioner i samband med rötning/kompostering av lättnedbrytbart organiskt avfall.

Utsortering och rötning av organiskt nedbrytbart material (B1, B2) ger högre emissioner av eutrofieranmde ämnen än förbränning. Vinsten som görs genom minskade emissioner från extern fordonsbränsle- och elproduktion äts upp av ökade emissioner från rötningsprocessen och spridning av rötrest.

Utsortering och återvinning av plast (C) och kartong (D) minskar eutrofieringen jämfört med förbränning av dessa material, beroende på att återvinning ger lägre emissioner av eutrofierande ämnen än nyproduktion av jungfrulig plast och jungfrulig kartong.

Deponering av avfall (E) ger betydligt högre emissioner av eutrofierande ämnen än förbränning, främst av olika eutrofierande ämnen i lakvattnet.



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 9. Utsläpp av eutrofierande ämnen från avfallssystemet.

Rötning (B1, B2) ger ett höga emissioner av eutrofierande ämnen, främst av NO_X från biogasanvändningen (vilka är större då gasen används för produktion av el och värme än som fordonsbränsle). Kompostering (B3) ger höga utsläpp av eutrofierande ämnen, främst genom avgång av NH_3 från komposteringsprocessen. För både rötning och kompostering fås NH_3-emissioner och NO_3-läckage när rötresten respektive komposten sprids på åkermark.

De höga emissionerna av eutrofierande ämnen från deponering (E) kommer från dels förbränning av deponigasen (NO_X), dels från emissioner av N, P och COD i lakvattnet.

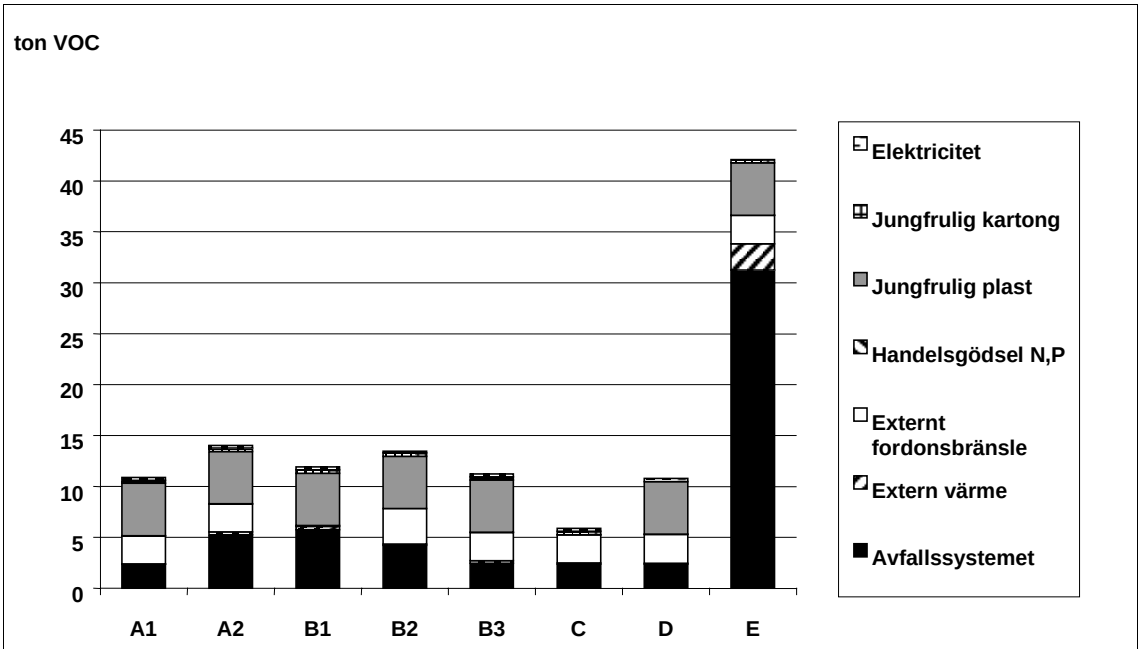
Transporter och insamling har en liten påverkan på de eutrofierande emissionerna från avfallssystemet.

Sammanfattningsvis kan följande konstateras vad gäller emissioner av eutrofierande ämnen (gäller då ersättningsbränslet är biobränsle och när elektricitet produceras genom kolkondenskraft):

- Rötning med efterföljande produktion av el/värme eller användning som fordonsbränsle ger högre emissioner av eutrofierande ämnen än förbränning.
- Transporter har en liten betydelse.
- Återvinning av kartong/plast är något bättre än förbränning.
- Deponering ger de högsta emissionerna av eutrofierande ämnen.

3.5 Fotooxidantbildning

3.5.1 Flyktiga organiska ämnen (VOC)



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 10. Utsläpp av fotooxidantbildande ämnen (VOC) från det totala systemet.

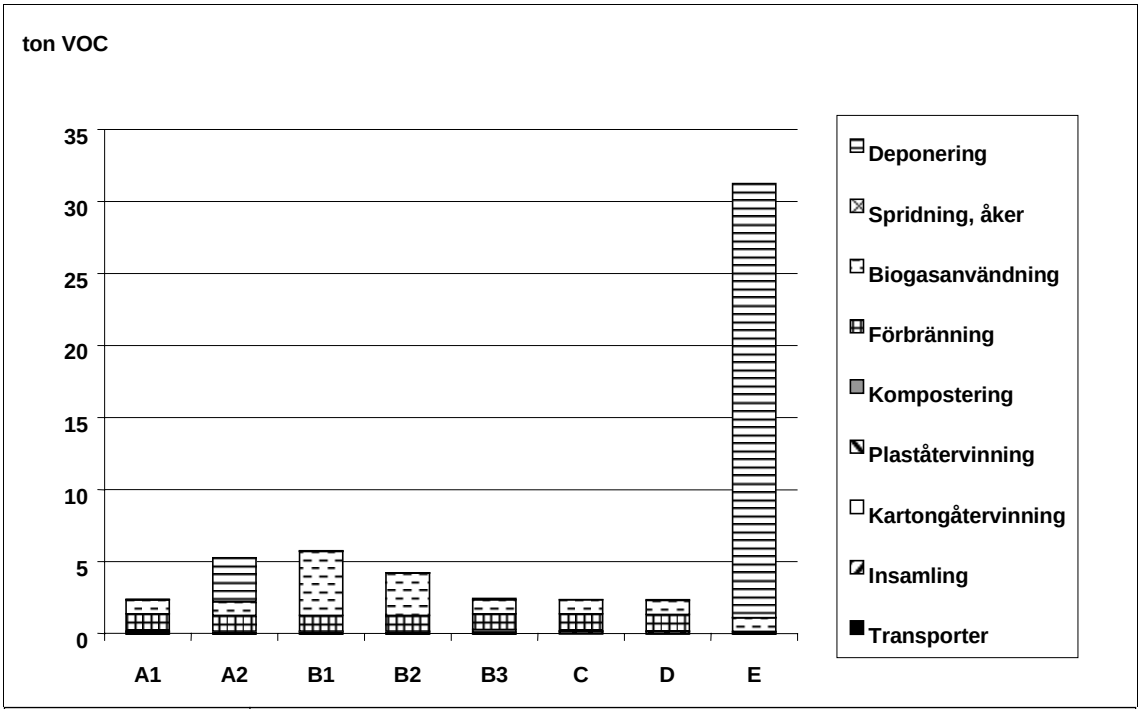
Flyktiga organiska ämnen (VOC) som bidrar till fotooxidantbildningen är summerade till eten-ekvivalenter i figur 10 och 11. De största bidragen till fotooxidantbildningen kommer från avfallshanteringssystemet, främst deponin, från nyproduktion av plast och från drivmedelsproduktion.

Utsortering och rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall (B1 och B2) ger något högre emissioner av fotooxidantbildande ämnen än förbränning, beroende på att rötningsprocessen ger högre emissioner.

Utsortering och återvinning av plast (C) ger ett betydligt lägre utsläpp av fotooxidantbildande ämnen än förbränning, genom att nyproduktion av plast och därmed sammanhängande kolväteemissioner undviks.

Utsortering och återvinning av kartong (D) ger ungefär samma utsläpp av fotooxidantbildande ämnen som förbränning med balning under sommarmånaderna (A1). Varken återvinning och nyproduktion av kartong ger upphov till några VOC-emissioner av betydelse.

Deponering av avfall (E) ger betydligt större emissioner av fotooxidantbildande ämnen än andra behandlingsmetoder, beroende på metanutsläpp.



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 11. Utsläpp av fotooxidantbildande ämnen (VOC) från avfallssystemet.

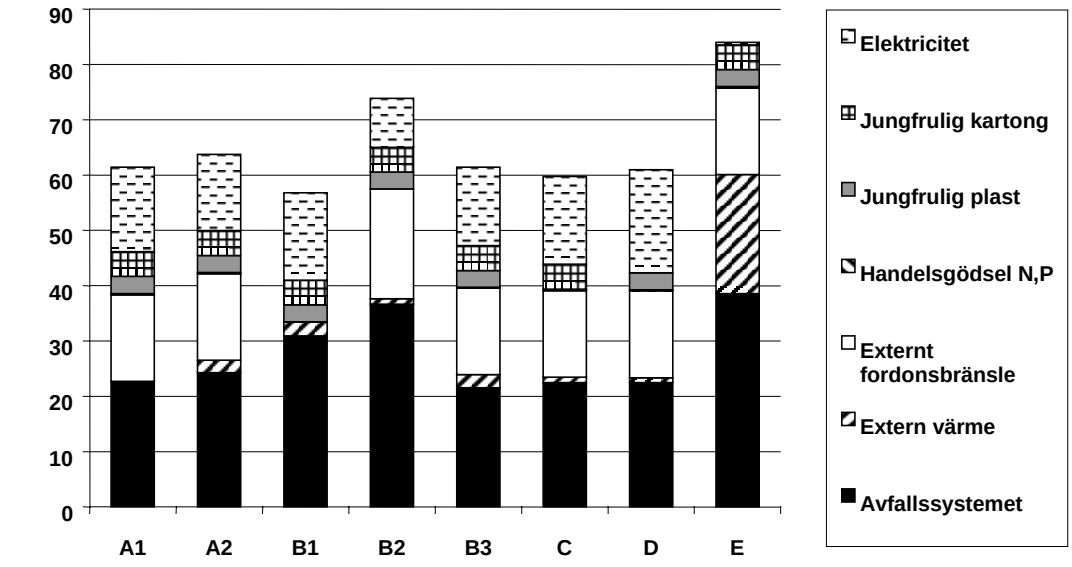
Den process som framför allt ger utsläpp av fotooxidantbildande ämnen är deponering (E), där metanutsläppen är av betydelse. Emissionerna från deponin är märkbar även då deponering sker endast under sommartid (A2).

Uppgraderingen av biogas till fordonsbränslekvalitet ger metanläckage, vilket är orsaken till att B2 ger högre emissioner än B1.

Sammanfattningsvis kan följande konstateras vad gäller emissioner av fotooxidantbildande ämnen (VOC) (gäller då ersättningsbränslet är biobränsle och när elektricitet produceras genom kolkondenskraft):

- Rötning ger högre emissioner än förbränning.
- Återvinning av plast ger lägre emissioner bättre än förbränning.
- Deponering ger väsentligt högre emissioner än övriga scenarier.

3.5.2 NO_X



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

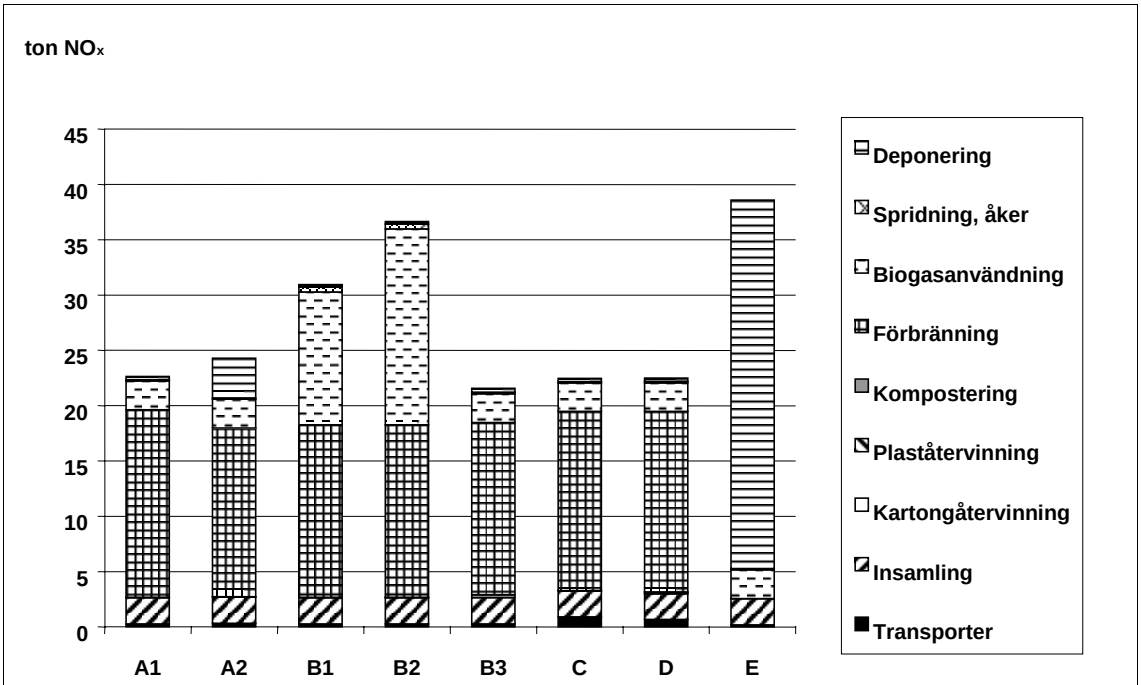
Figur 12. NO_x-emissioner från det totala systemet.

I figur 12 visas NO_X-emissionerna från det totala systemet.

Rötning, med användning av biogasen som bussbränsle (B1) ger lägre NO_X-emissioner än förbränning (A1). Detta beror på att produktion och användande av diesel undviks. Då el och värme produceras från biogasen (B2) ökar däremot NO_x-utsläppen jämfört med förbränning, beroende på att NO_x-emissionerna (per producerad energienhet) är högre vid biogasförbränningen än vid avfallsförbränningen.

Utsortering och återvinning av plast (C) och kartong (D) ger ungefär samma NO_x -emissioner som förbränning med balning/lagring av avfallet under sommarmånaderna (A1).

Deponering (E) ger höga NO_x-emissioner, både från avfallshanteringssystemet och från fjärrvärmeproduktionen.



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 13. NO_x-emissioner från avfallssystemet.

NO_x-emissionerna från avfallshanteringssystemet visas i figur 13. I avfallssystemet är det främst förbränning av avfall, användandet av biogas och förbränning av deponigas som står för stora NO_x-emissioner.

Sammanfattningsvis kan följande konstateras vad gäller emissioner av NO_X (gäller då ersättningsbränslet är biobränsle och när elektricitet produceras genom kolkondenskraft):

- Rötning med efterföljande produktion av fordonsbränsle ger lägre emissioner av NO_X än förbränning.
- Transporter har en liten betydelse för NO_X-emissionerna.
- Återvinning av kartong och återvinning av plast ger ungefär samma NO_X-emissioner som förbränning.
- Deponering ger högst emissioner av NO_X.

3.6 Metallflöden

Tabell 1. Tungmetallflöden från avfallssystemet.

Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast- återvinning	D Kartong- återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Blyflöden [kg]	**A1**	**A2**	**B1**	**B2**	**B3**	**C**	**D**	**E**
Källor	2 329	2 329	2 329	2 329	2 329	2 329	2 329	2 329
Luft	0,006	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,000
Mark	19	19	56	56	56	19	19	19
Vatten	0,015	0,022	0,014	0,014	0,014	0,013	0,015	0,081
Kvar i deponi	1 355	1 354	1 316	1 316	1 316	1 161	1 339	1 347
Kvar i material	956	956	957	957	957	1 150	971	963
Kadmiumflöden [kg]								
Källor	18	18	18	18	18	18	18	18
Luft	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0004
Mark	0,3	0,3	0,8	0,8	0,8	0,3	0,3	0,3
Vatten	0,14	0,12	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,01
Kvar i deponi	16	16	15	15	15	15	15	16
Kvar i material	1,8	1,9	1,9	1,9	1,9	2,2	2,1	2,0
Kvicksilverflöden [kg]								
Källor	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67
Luft	0,0450	0,0405	0,0414	0,0414	0,0414	0,0432	0,0426	0,0001
Mark	0,09	0,09	0,20	0,20	0,20	0,09	0,09	0,09
Vatten	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,000
Kvar i deponi	1,33	1,33	1,22	1,22	1,22	1,27	1,26	1,37
Kvar i material	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,26	0,27	0,21
Kopparflöden [kg]								
Källor	29 844	29 844	29 844	29 844	29 844	29 844	29 844	29 844
Luft	0,080	0,072	0,078	0,078	0,078	0,078	0,079	0,000
Mark	37	37	165	165	165	37	37	37
Vatten	81	73	80	80	80	80	81	1
Kvar i deponi	7 860	7 867	7 733	7 733	7 733	7 723	7 825	7 938
Kvar i material	21 866	21 867	21 867	21 867	21 867	22 005	21 901	21 868
Kromflöden [kg]								
Källor	7 342	7 342	7 342	7 342	7 342	7 342	7 342	7 342
Luft	1,07	0,96	1,05	1,05	1,05	1,06	1,06	0,00
Mark	15	15	52	52	52	15	15	15
Vatten	0,55	0,65	0,54	0,54	0,54	0,55	0,55	1,54
Kvar i deponi	2 209	2 208	2 170	2 170	2 170	2 194	2 195	2 202
Kvar i material	5 117	5 117	5 118	5 118	5 118	5 131	5 130	5 123
Nickelflöden [kg]								
Källor	4 032	4 032	4 032	4 032	4 032	4 032	4 032	4 032
Luft	1,78	1,60	1,74	1,74	1,74	1,77	1,76	0,00
Mark	10	10	36	36	36	10	10	10
Vatten	1,0	1,7	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	7,8
Kvar i deponi	1 551	1 551	1 525	1 525	1 525	1 544	1 542	1 544
Kvar i material	2 468	2 468	2 469	2 469	2 469	2 475	2 478	2 471
Zinkflöden								
Källor	12 545	12 545	12 545	12 545	12 545	12 545	12 545	12 545
Luft	0,32	0,29	0,31	0,31	0,31	0,31	0,32	0,00
Mark	190	190	498	498	498	190	190	190
Vatten	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	2,0	2,2
Kvar i deponi	10 854	10 852	10 542	10 542	10 542	10 550	10 792	10 838
Kvar i material	1 499	1 501	1 503	1 503	1 503	1 804	1 562	1 515

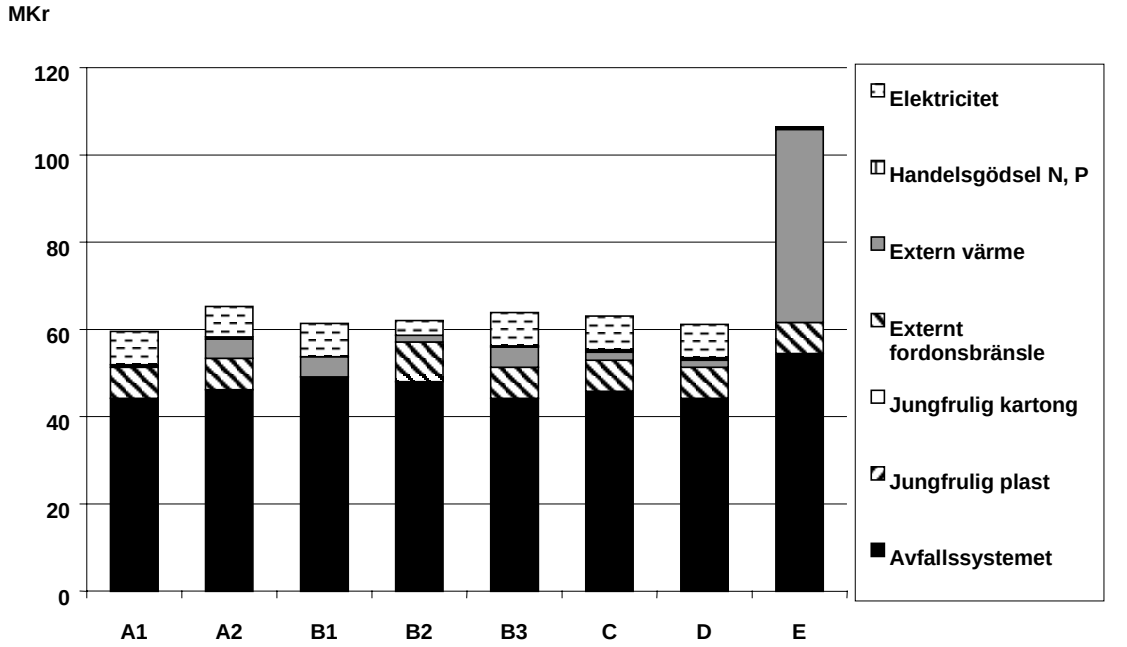
Tabell 1 redovisar avfallssystemets flöden av tungmetallerna bly, kadmium, kvicksilver, koppar, krom nickel och zink, samt hur metallerna i olika scenarier emitteras till luft, mark eller vatten, alternativt blir kvar i återvunnet material eller lagras i deponin. Modellen beskriver dock inte metallflödena fullständigt, eftersom uppgifter saknas om tungmetaller i handelsgödsel och jungfruliga bränslen.

Det är således endast flödet av metaller i avfallet som redovisas. Tungmetallinnehållet i avfallet är lika i alla scenarier. Beroende på behandlingsmetod varierar sedan spridningsvägarna. Variationerna är ganska små mellan scenarierna. Den absolut största andelen tungmetaller i avfallet 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 tungmetaller i avfallet framförallt ackumuleras i deponier och återvunna produkter, för tillfället utan att spridas i miljön, men som potentiella framtida föroreningskällor.

Den mest märkbara skillnaden mellan scenarierna är den ökade metallspridningen till mark vid utbyggd biologisk behandling med användning av rötrest eller 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



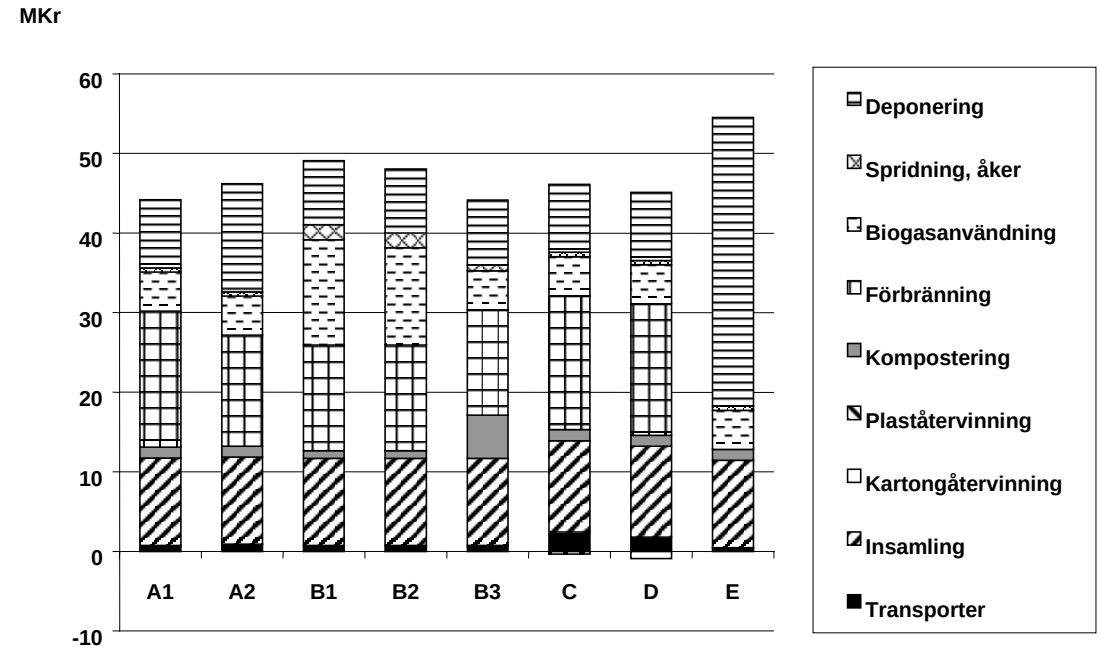
Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 14. Företagsekonomiskt resultat för det totala systemet.

Figur 14 visar de företagsekonomiska kostnaderna för det totala systemet. Inga intäkter är medräknade, utan producerade nyttigheter från avfallet, såsom värme, el och återvunnet material, leder till att mindre av dessa behöver köpas in från externa källor.

Skillnaderna mellan de studerade alternativen framstår som mycket små, med förbränning (A1) som något billigare än övriga.

Deponering av allt avfall (E), ger betydligt högre totalkostnader 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 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

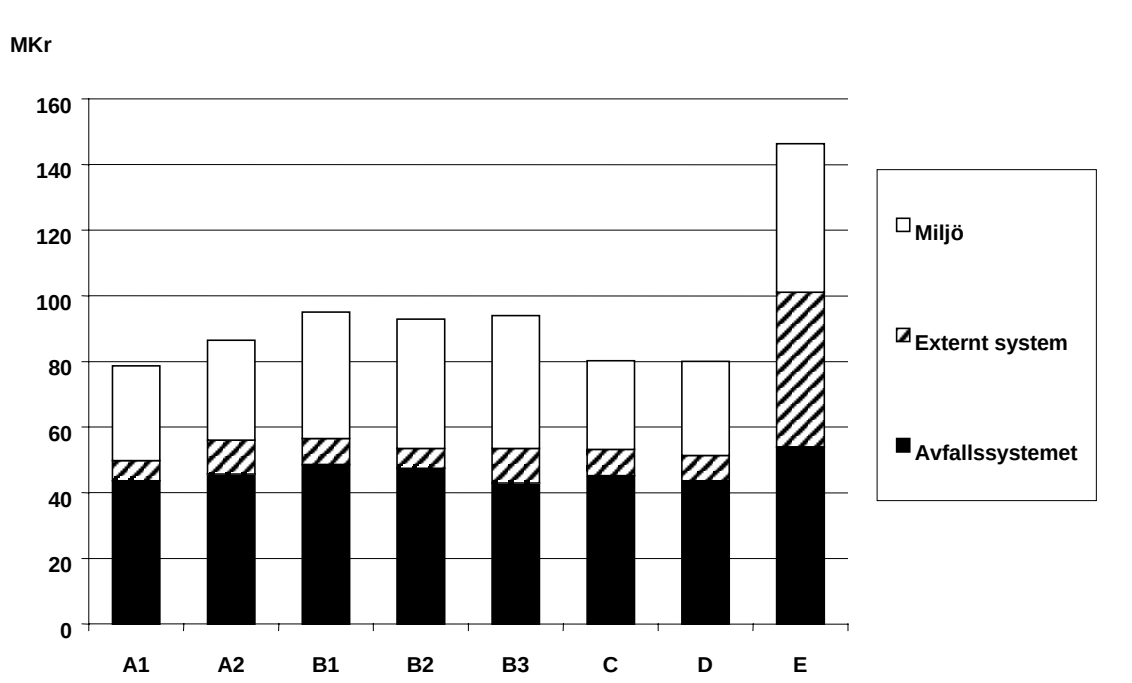
Figur 15. Företagsekonomiskt resultat för avfallshanteringssystemet.

Figur 15 visar de kostnader som uppträder inom avfallshanteringssystemet i olika scenarier.

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

Insamling av avfall, liksom behandlingskostnaderna för avfallet, står för de stora kostnadsposterna. Transporternas andel av kostnaderna är relativt små.Även om insamlingen är en betydande kostnadspost, är den i stort sett identisk för samtliga scenarier.

4.2 Samhällsekonomi



Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost (sträng)	C Plast-återvinning	D Kartong-återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

Figur 16. Samhällsekonomiskt resultat för det totala systemet.

Figur 16 visar de samhällsekonomiska totalkostnaderna uppdelat på
- företagsekonomiska kostnaderna för avfallssystemet (med miljöskatter exkluderade).
- företagsekonomiska kostnader för det externa systemet (med miljöskatter exkluderade).
- miljökostnader (som den miljöekonomiska värderingen av emissionerna ger upphov).

Den samhällsekonomiska kalkylen visar i stort sett samma trend som för de företagsekonomiska kostnaderna (se figur 14). En skillnad är att rötning (B1, B2) och kompostering (B3) blir märkbart dyrare än förbränning (A1). Anledningen till att rötning och kompostering har högre miljökostnader än förbränning är att spridning av rötrest och kompost på åkermark leder till att även tungmetaller hamnar där, vilket påverkar miljökostnaden med den använda värderingsmetoden. Dessutom ger spridning av rötrest och kompost större emissioner av näringsämnen än handelsgödsel, vilket också får stor miljöekonomisk betydelse.

Deponering (E) är klart dyrast. En stor del av kostnadsförhöjningen för deponin beror på att material och energi i avfallet inte används effektivt, utan både energi och material måste köpas från det externa systemet. Även miljökostnaderna för deponeringsscenariot är märkbart högre än miljökostnaderna i övriga scenarier – det är framför allt emissionerna av metan som bidrar till detta.

5. Känslighetsanalys

I följande avsnitt presenteras resultatet av känslighetsanalyserna för valet av ersättningsbränsle i fjärrvärmeproduktionen och valet av elproduktionsmetod. Överst 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 kol, och nedanför har el antagits produceras genom svensk medelmix (se bilaga 1).

5.1 Energiförbrukning (figur 17, figur 18)

Ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion: Den totala energiförbrukningen är ungefär densamma oavsett ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion, se figur 17 och 18.

Elproduktionsmetod. Då el produceras som svensk medelproduktion minskar det totala energibehovet, på grund av att svensk normalproduktion (med vattenkraft och kärnkraft som dominerande) sker med högre verkningsgrad än då elektriciteten produceras från kolkondens. Vidare ger rötning med el- och värmeproduktion en högre energiförbrukning än förbränning, när elektriciteten produceras med svensk medelel.

5.2 Emissioner av växthusgaser (figur 19)

Ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion: Emissionerna av växthusgaser från biologisk behandling (B1, B2, B3) blir högre då extern fjärrvärme framställs från kol i stället för biobränsle. Det gör att rötning med bussdrift (B1) och kompostering (B3) blir sämre än förbränning (A1). Rötning med produktion av el/värme blir likvärdig med förbränning. Kartongåtervinning (D) ger också högre växthusemissioner än förbränning. Det går inte heller att se några fördelar med plaståtervinning (C) jämfört med förbränning (A1).

Elproduktionsmetod: När el produceras som svensk medelproduktion är det inte längre bättre att röta och använda gasen till el- och värmeproduktion (B2) jämfört med förbränning (A1).

5.3 Emissioner av försurande ämnen (figur 20)

Ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion: Biologisk behandling (B1, B2, B3) försämras gentemot förbränning (A1). Återvinning av plast (C) och återvinning av kartong (D) blir något sämre än förbränning. Emissionerna av försurande ämnen i deponeringsscenariet (E) ökar stort när biobränsle för fjärrvärmeproduktionen ersätts av kolbränsle.

Elproduktionsmetod: Inga egentliga skillnader märks mellan el från kolkondens och el från svensk medelproduktion.

5.4 Emissioner av eutrofierande ämnen (figur 21)

Ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion: Skillnaderna mellan biobränsle och kolbränsle för extern fjärrvärmeproduktion är liten. Plaståtervinning (C) hamnar på samma nivå som förbrännning, medan kartongåtervinning (D) fortfarande är bättre, även om skillnaden är mindre än då biobränsle är ersättningsbränsle.

Elproduktionsmetod: Då el produceras som svensk medelproduktion i stället från kolkondens minskar emissionerna av eutrofierande ämnen i samtliga scenarier. Rangordningen mellan olika scenarier ändras inte.

5.5 Emissioner av fotooxidantbildande ämnen (VOC)(figur 22)

Ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion: För emissioner av fotooxidantbildande ämnen (VOC) är skillnaderna mellan kolbränsle och biobränsle för fjärrvärmeproduktion inte märkbar.

Elproduktionsmetod: För emissioner av fotooxidantbildande ämnen (VOC) är skillnaderna mellan svensk medelel och el från kolkondens inte märkbar.

5.6 Emissioner av NO_X (figur 23)

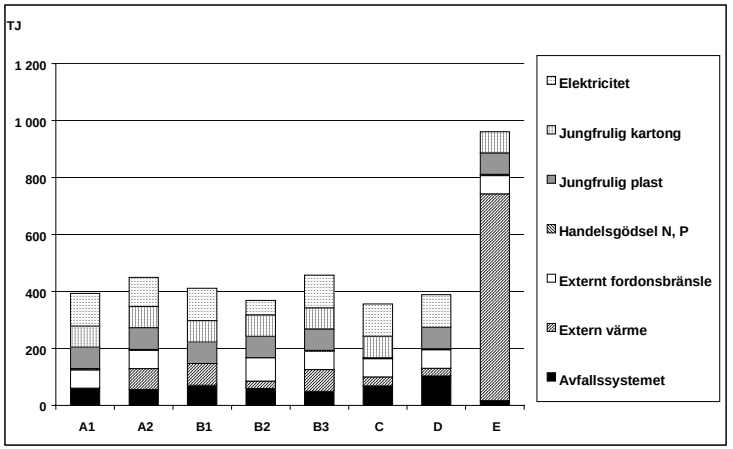
Ersättningsbränsle vid fjärrvärmeproduktion: NO_X –emissionerna ändras till fördel för förbränning (A1) när kol blir ersättningsbränsle i stället för biobränsle. All biologisk behandling (B1, B2, B3) genererar högre NO_X-utsläpp än förbränning (A1). Även återvinning av plast (C) och återvinning av kartong (D) ger något högre NO_x-emissioner än förbränning (A1) då kol blir ersättningsbränsle vid extern fjärrvärmeproduktion. Deponering blir markant sämre än tidigare.

Elproduktion: Då el framställs ur svensk medelproduktion i stället för från kolkondens sker det ingen förändring mellan fallen.

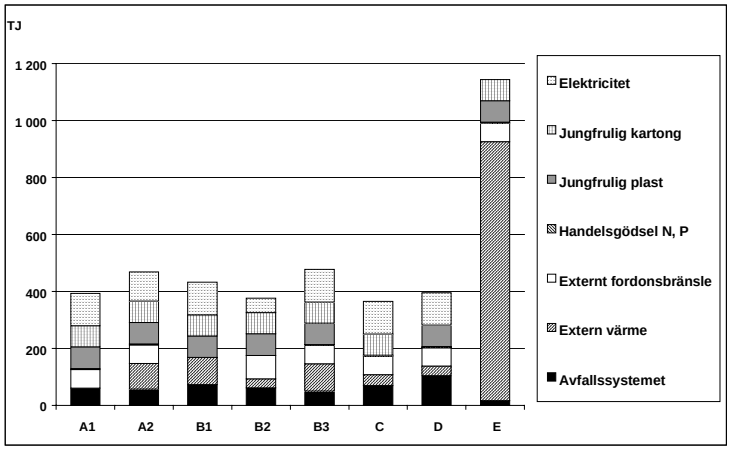
5.7 Företagsekonomi (figur 24) och samhällsekonomi (figur 25)

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

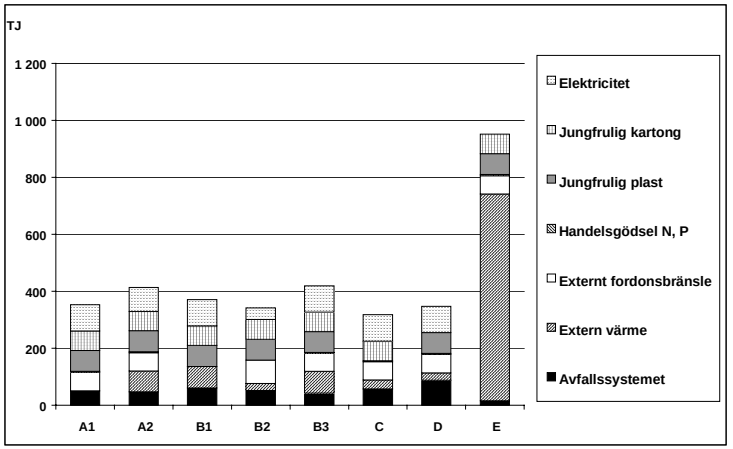
Elproduktion: Då el framställs ur svensk medelproduktion i stället för från kolkondens blir miljökostnaderna i samtliga scenarier märkbart lägre, dock utan att rangordningen mellan olika scenarier ändras.



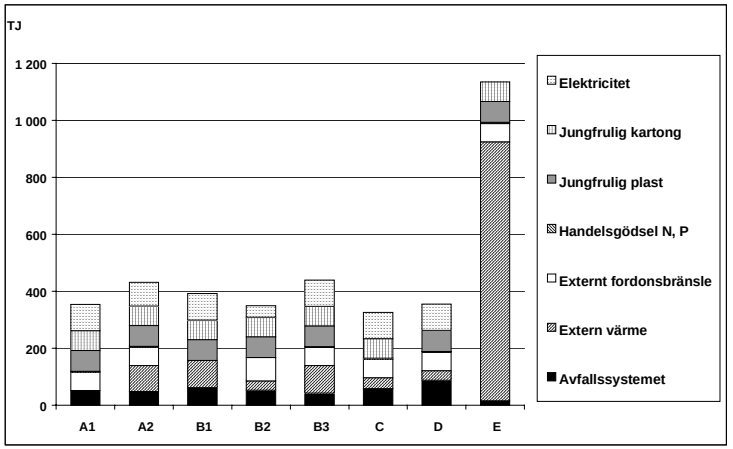
Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Fjärrvärme från kol, el från kol

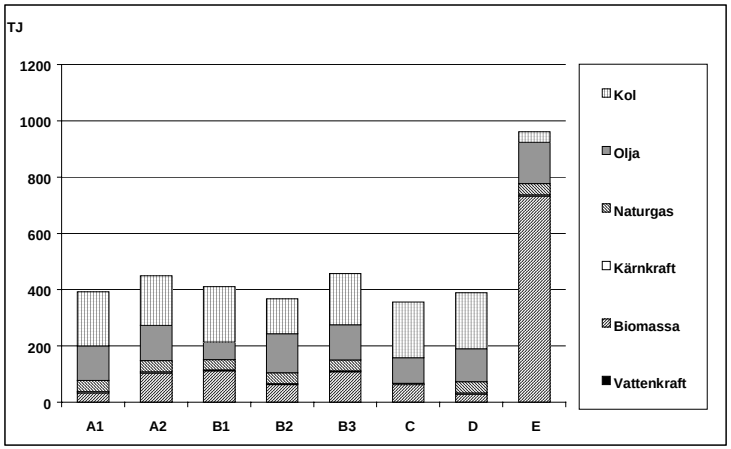


Fjärrvärme från biobränsle, el från medelmix

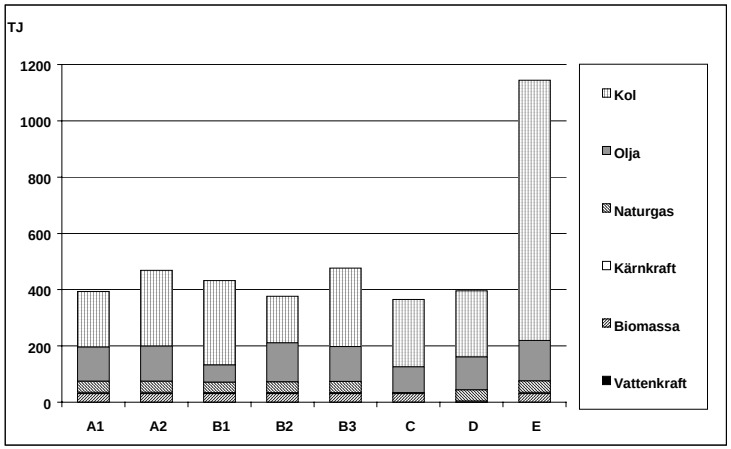


Fjärrvärme från kol, el från medelmix

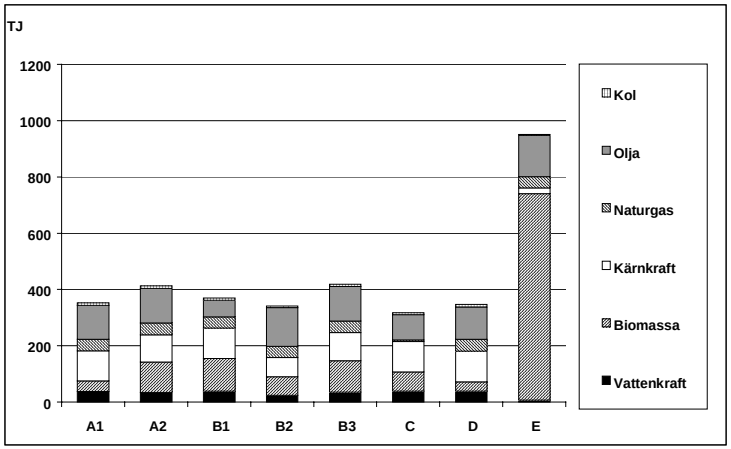
Figur 17. Förbrukning av energi i det totala systemet, uppdelat på funktionella enheter.



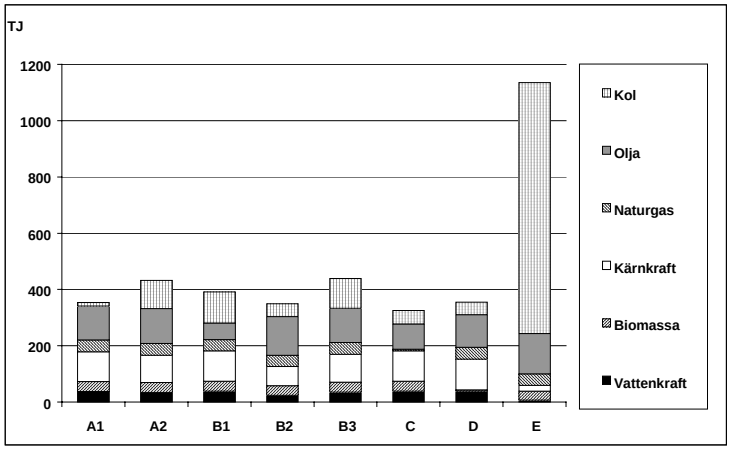
Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Fjärrvärme från kol, el från kol

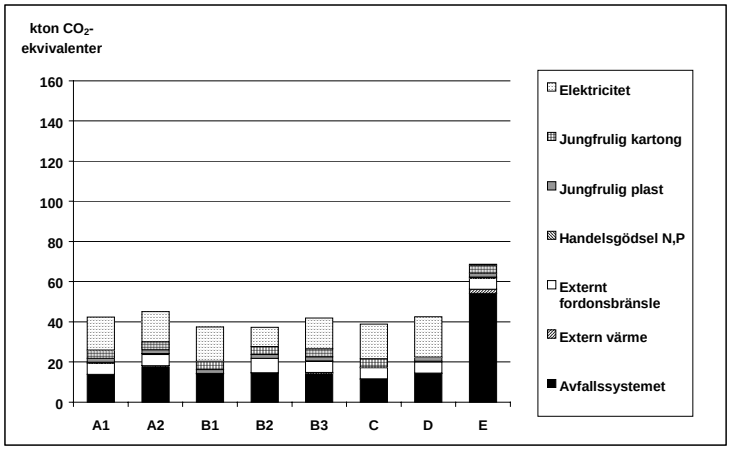


Fjärrvärme från biobränsle, el från medelmix

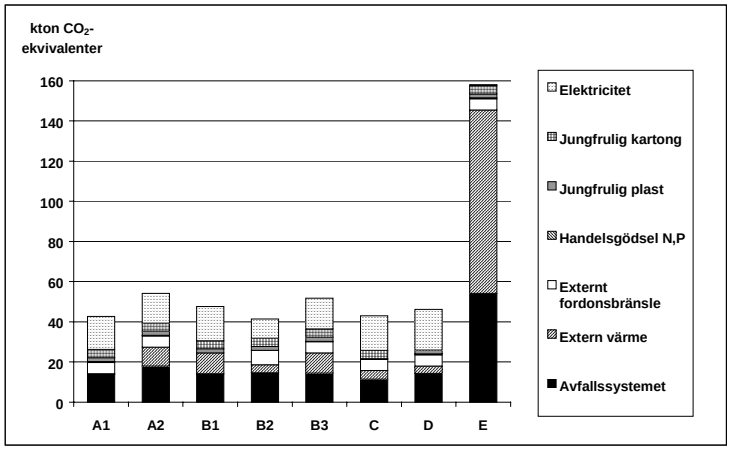


Fjärrvärme från kol, el från medelmix

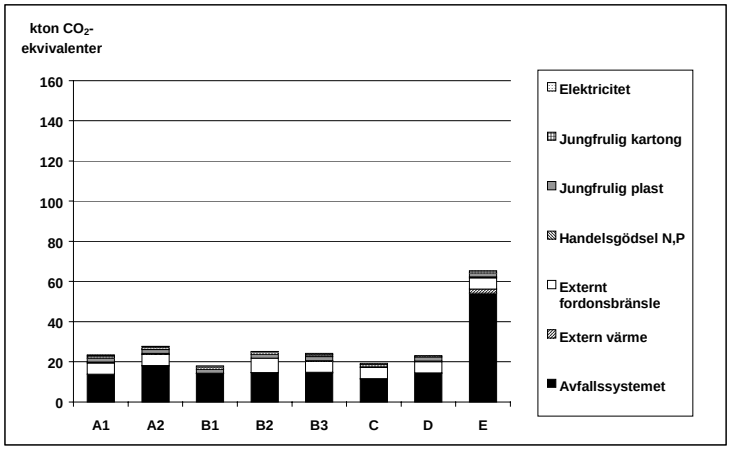
Figur 18. Förbrukning av energi i det totala systemet, uppdelat på energiråvaror.



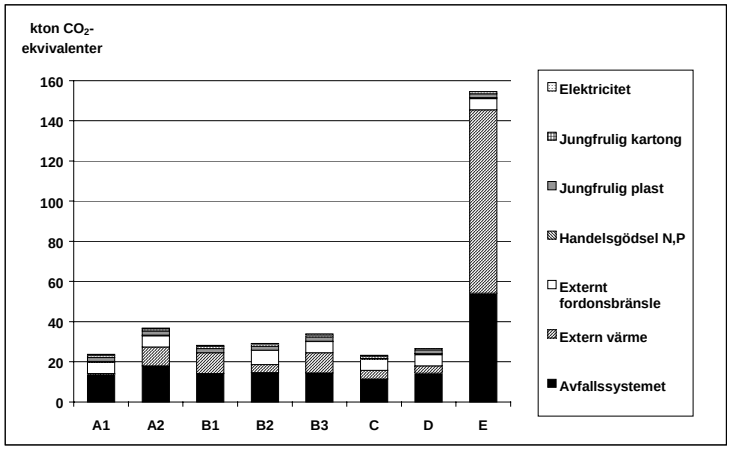
Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Fjärrvärme från kol, el från kol

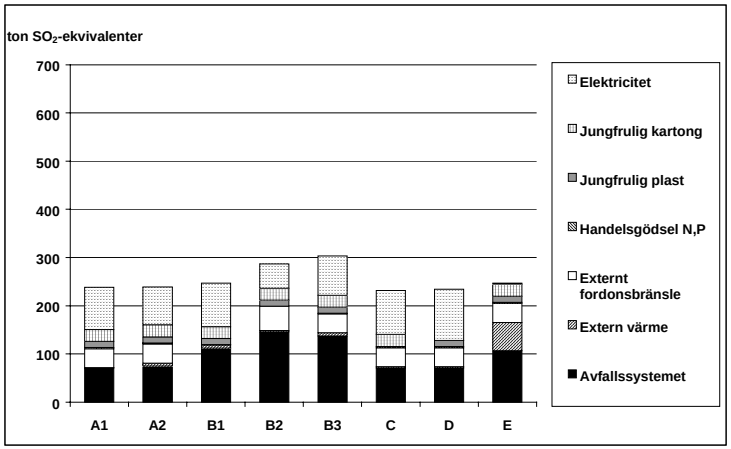


Fjärrvärme från biobränsle, el från medelmix

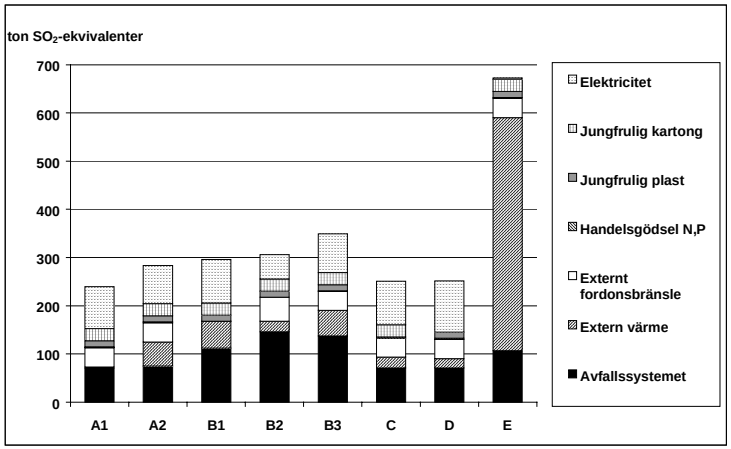


Fjärrvärme från kol, el från medelmix

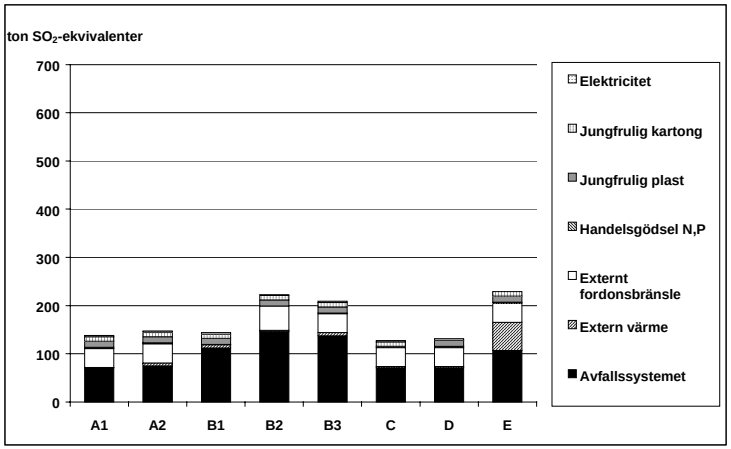
Figur 19. Emissioner av växthusgaser från det totala systemet.



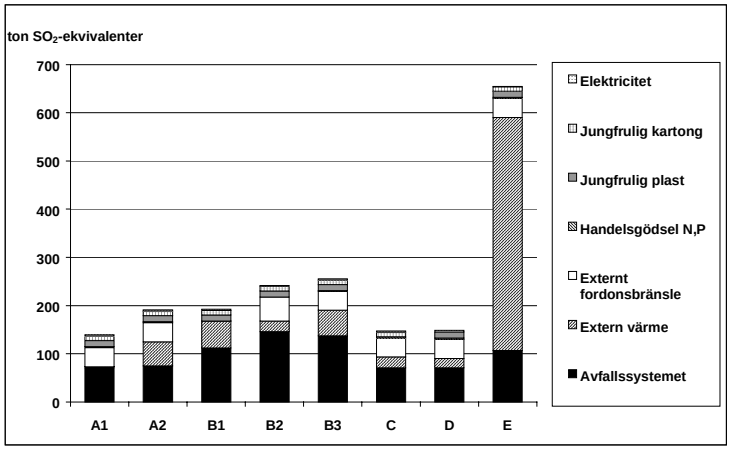
Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Fjärrvärme från kol, el från kol

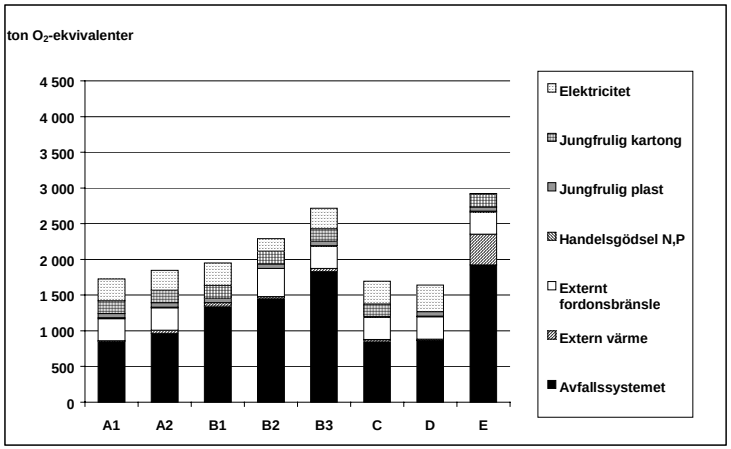


Fjärrvärme från biobränsle, el från medelmix

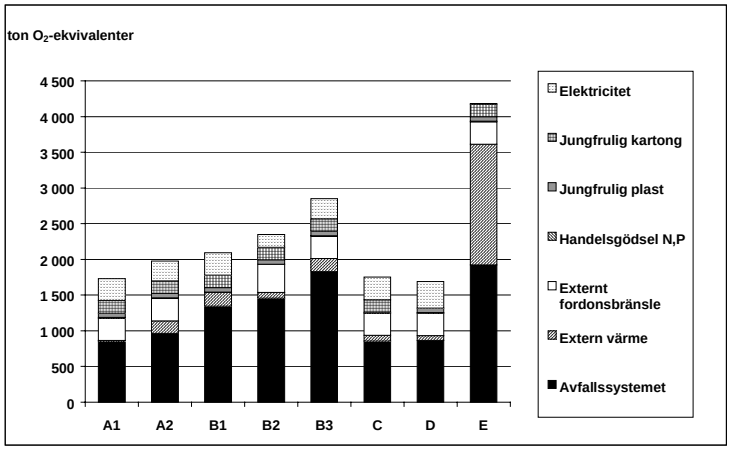


Fjärrvärme från kol, el från medelmix

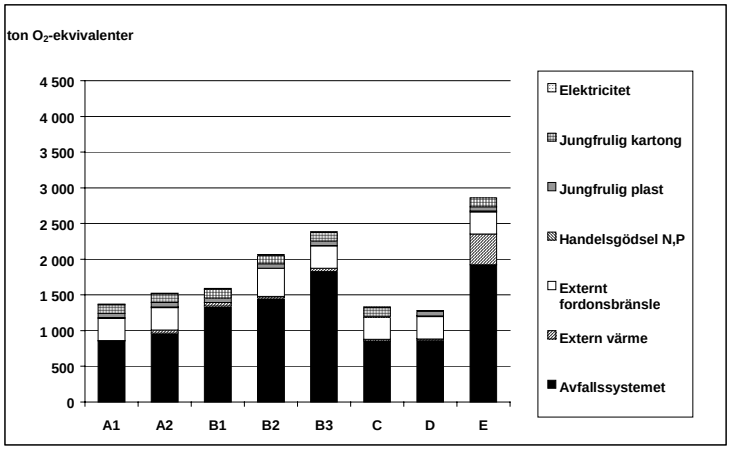
Figur 20. Emissioner av försurande ämnen från det totala systemet



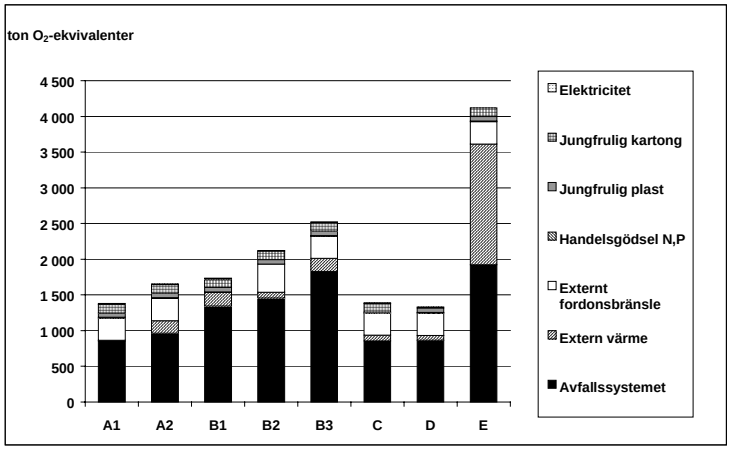
Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Fjärrvärme från kol, el från kol

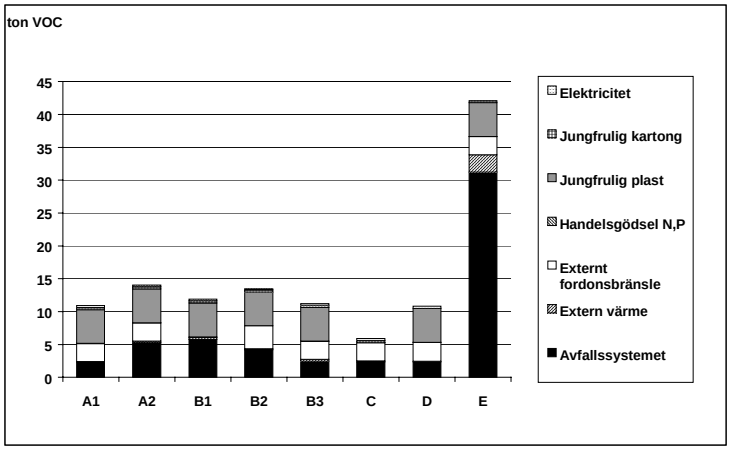


Fjärrvärme från biobränsle, el från medelmix

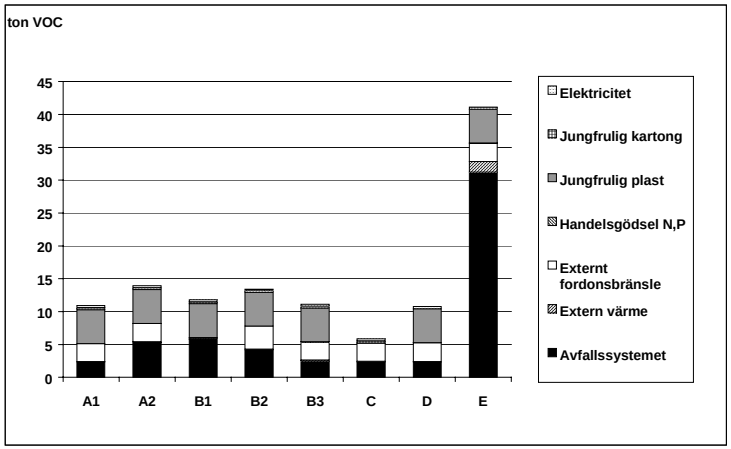


Fjärrvärme från kol, el från medelmix

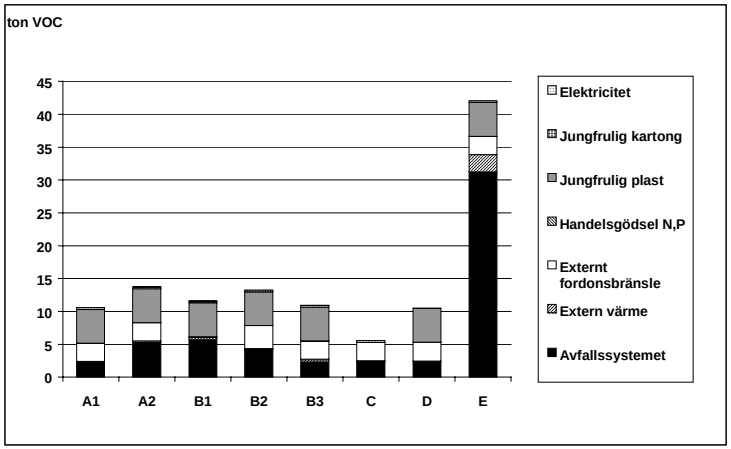
Figur 21. Emissioner av eutrofierande ämnen från totala systemet



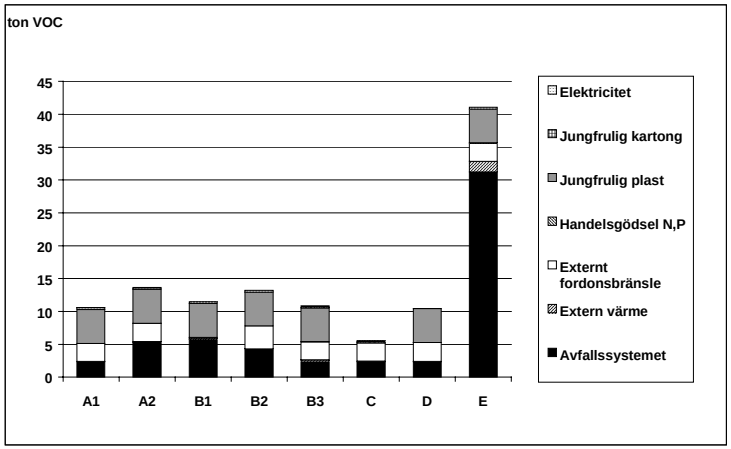
Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Fjärrvärme från kol, el från kol

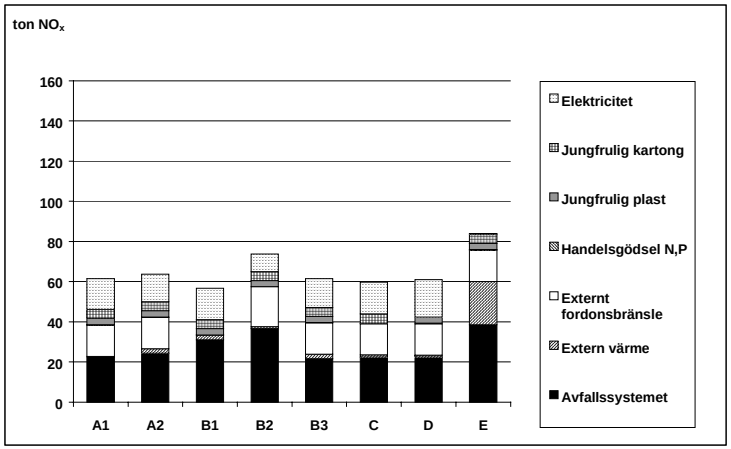


Fjärrvärme från biobränsle, el från medelmix

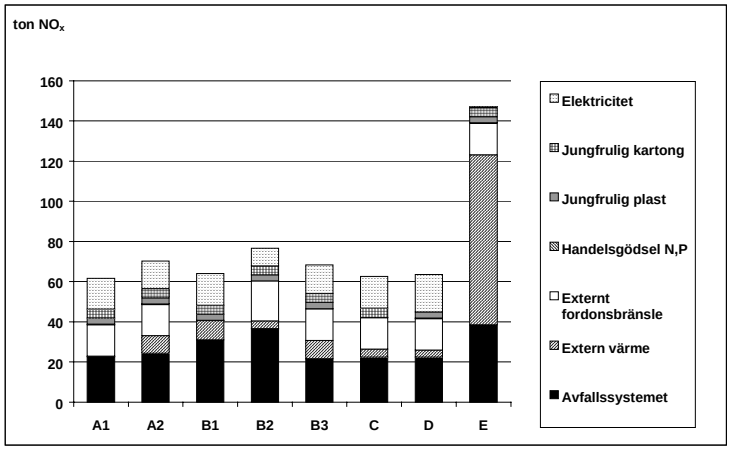


Fjärrvärme från kol, el från medelmix

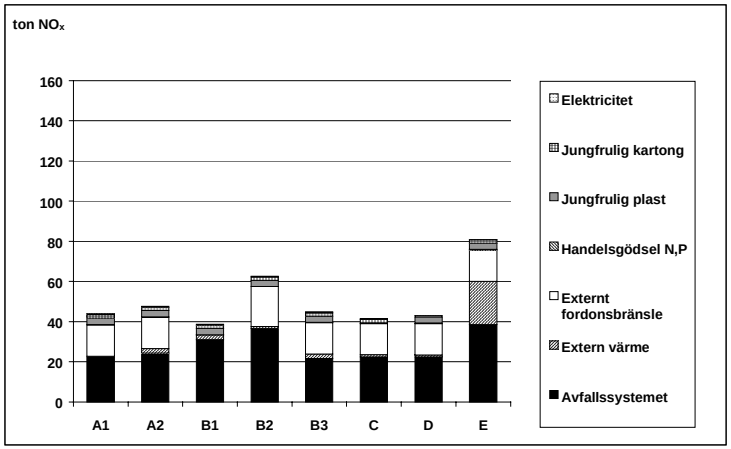
Figur 22. Emissioner av fotooxidantbildande ämnen (VOC) från totala systemet



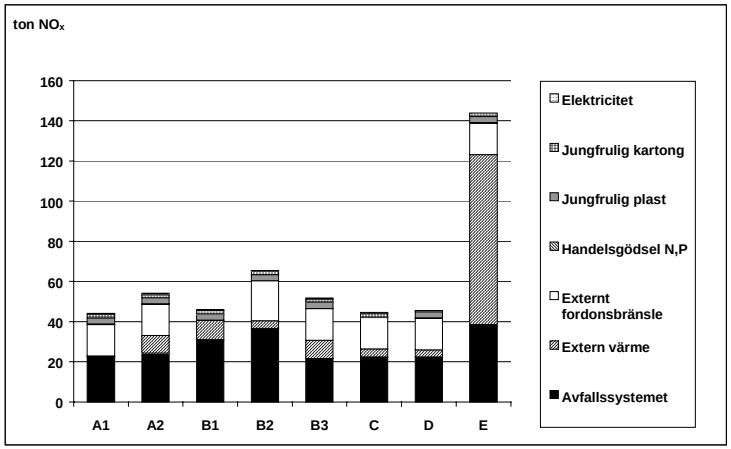
Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Fjärrvärme från kol, el från kol

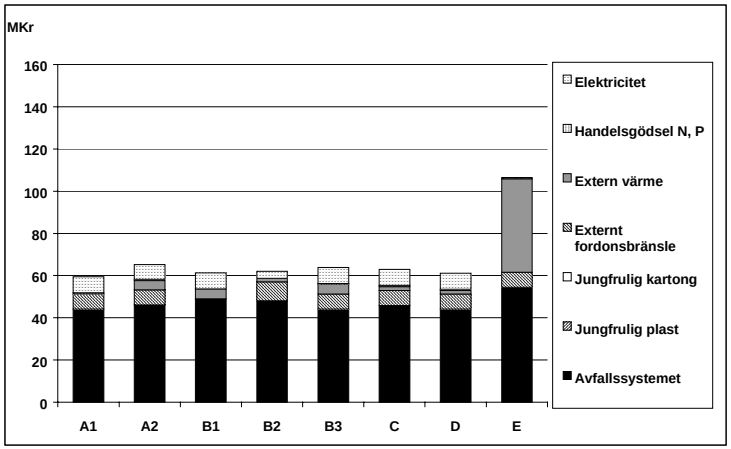


Fjärrvärme från biobränsle, el från medelmix

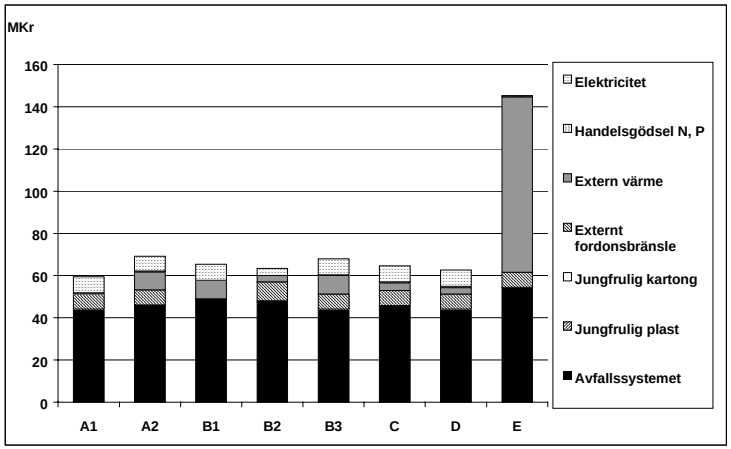


Fjärrvärme från kol, el från medelmix

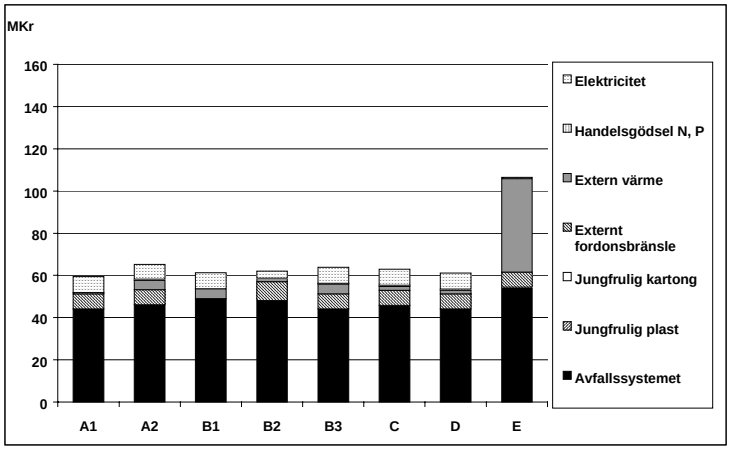
Figur 23. NO_x-emissioner från det totala systemet



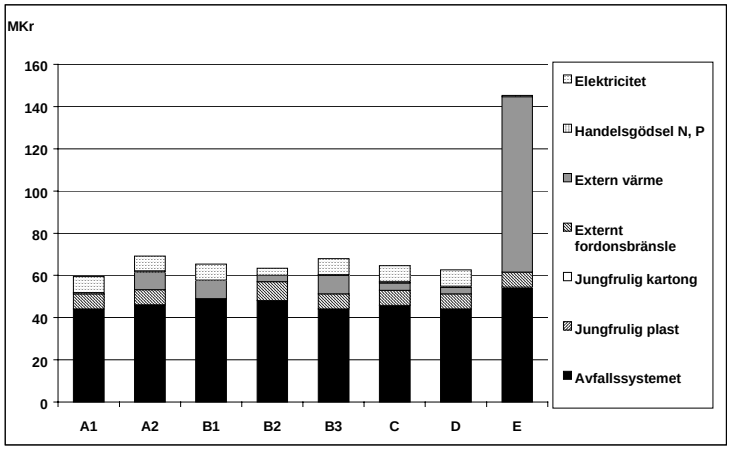
Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Fjärrvärme från kol, el från kol

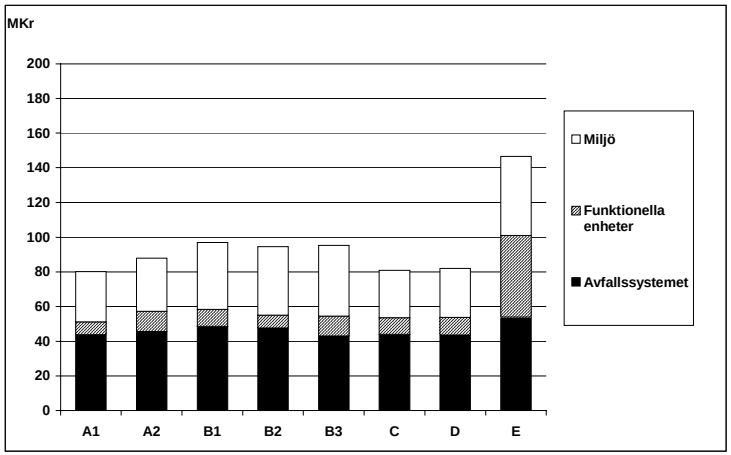


Fjärrvärme från biobränsle, el från medelmix

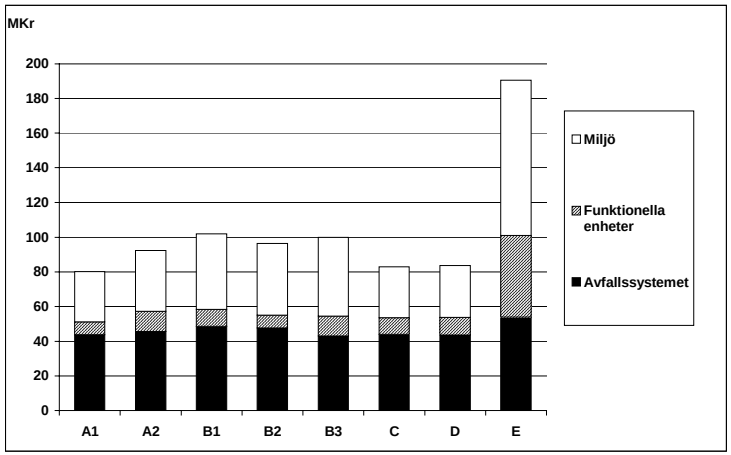


Fjärrvärme från kol, el från medelmix

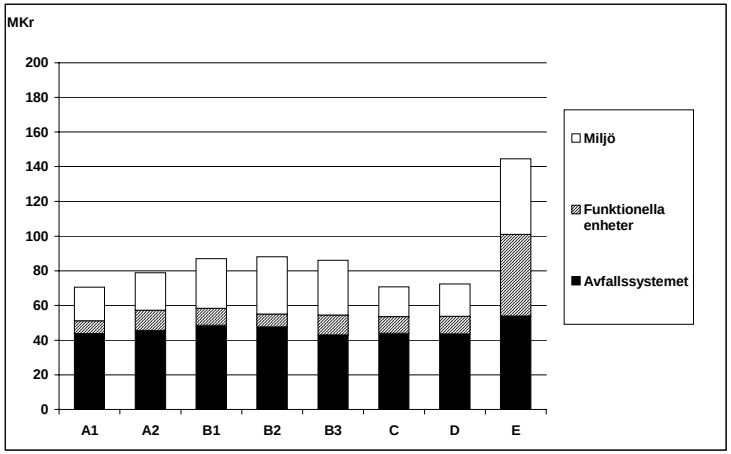
Figur 24. Företagsekonomiskt resultat för det totala systemet.



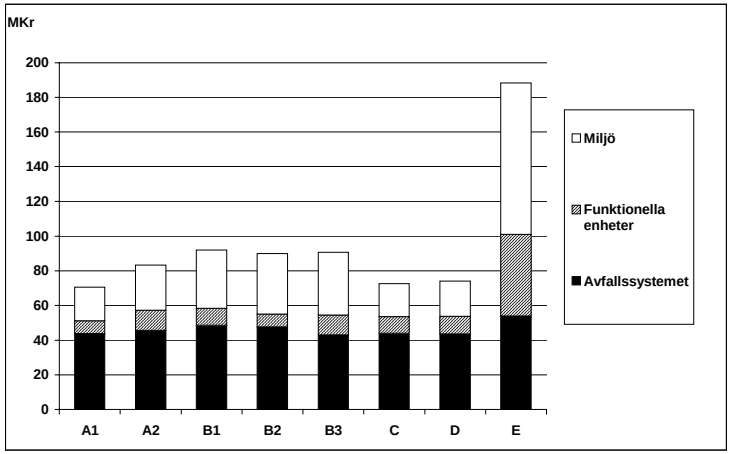
Fjärrvärme från biobränsle, el från kol



Fjärrvärme från kol, el från kol



Fjärrvärme från biobränsle, el från medelmix



Fjärrvärme från kol, el från medelmix

Figur 25. Samhällsekonomiskt resultat för det totala systemet.

Bilaga 4. Resultat - Studie av effekter av ändrad avfallshantering i Uppsala

1. Inledning

1.1 Studerade scenarier

I Uppsala finns en avfallsplan för hur den framtida avfallshanteringen ska se ut vid olika tidpunkter i framtiden. Dessa system är olika kombinationer av t.ex. förbränning, rötning, kompostering, materialåtervinning och deponering (i ”fraktions- och materialstudierna” enligt bilaga 3 är det egentligen bara en metod i taget vi studerar). De scenarier som valts ut för motsvarar hur avfallssystemet förväntas se ut vid olika tidpunkter.

Som ersättningsbränsle för fjärrvärmeproduktion är biobränsle. Elektricitet har antagits producerats genom kolkondenskraft. (Med utgångspunkt från känslighetsanalysen i bilaga 3 bedömer vi att resultatet skulle bli i stort sett detsamma om ersättningsbränslet skulle utgöras av kol eller om elektriciteten skulle framställas genom svensk medelproduktion.)

De scenarier som studerats är följande.

Scenario 1: år 1998 (nuläget). Scenario 1 är referensscenario och beskriver avfallshanteringen som den såg ut 1998. 10 % av det lättnedbrytbara organiska avfallet sorteras ut. Utsorterat organiskt nedbrytbart avfall komposteras i öppen strängkompost vid Hovgårdens Avfallsanläggning. Kartong sorteras ut till 18 % och hårdplast till 16 %, som går till materialåtervinning. Av den utsorterade plasten kan 60 % materialåtervinnas medan resten hamnar som en förbränningsrest. Övriga avfallsfraktioner hamnar som brännbar rest och skickas till UEAB för förbränning. Förbränningskapaciteten är 250 000 ton avfall per år. Ca 68 000 ton kommer från Uppsala kommun, resterande mängd hämtas från andra kommuner. Ca 14 000 - 15 000 ton lättnedbrytbart organiskt material rötas i biogasanläggningen i Kungsängen. Avfall i andra kommuner som inte transporteras till Uppsala för förbränning deponeras på annan ort.

Scenario 2: år 2001 (något utökad källsortering): Scenario 2 representerar ett mellansteg i utvecklingen. Utökad källsortering är genomförd inom hela Uppsala kommun. Lättnedbrytbart organiskt avfall från hushåll strängkomposteras vid Hovgårdens Avfallsanläggning, medan utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall från affärer och verksamheter rötas i biogasanläggningen i Kungsängen. Allt specialavfall från Pharmacia och Farmek rötas liksom all gödsel. Totalt rötas ca 30 000 ton material. Förbränningskapaciteten är 250 000 ton och mängden avfall från Uppsala som går till förbränning är ca 61 000 ton. Av kartong och plast insamlas 65% respektive 67 % och skickas till materialåtervinning. Det avfall som uppstår i annan kommun och som inte skickas till Uppsala deponeras på annan ort.

Scenario 3: år 2005a - Utökad förbränning. Förbränningskapaciteten är utbyggd till 300 000 ton. Allt utsorterat lättnedbrytbart avfall från Uppsala rötas

tillsammans med avfall från Pharmacia och Farmek. Biogasanläggningen körs för full kapacitet ca 35 000 ton. Utsortering av kartongförpackningar och plastförpackningar till materialåtervinning är 70%. Avfall från annan kommun förbränns i Uppsala (i stället för att deponeras enligt de tidigare scenarierna). En viss materialåtervinning och kompostering sker även i annan kommun.

Scenario 4: år 2005b - Utökad rötning och utökad förbränning.
Biogasanläggningens kapacitet har byggts ut till ca 50 000 ton. I övrigt samma som i scenario 3. Ingen kompostering sker i annan kommun.

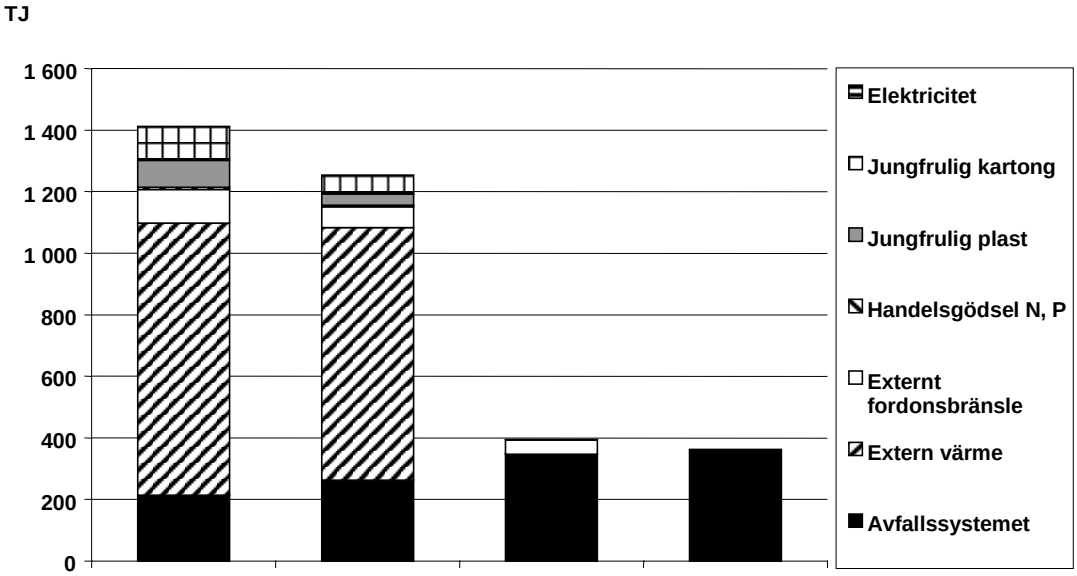
I dessa scenarier låser man fast vilka behandlingsresurser som finns. Scenarierna svarar då på frågan *”Vilka energimässiga, miljömässiga och ekonomiska konsekvenser ger de planerade förändringarna i avfallshanteringssystemet med hänsyn till de behandlingsresurser som finns eller är planerade”*, d.v.s. hänsyn tas till de anläggningar som finns, och dessa förutsätts utnyttjas till full kapacitet.

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 behandlingsgmetoder 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.

2. Energiförbrukning

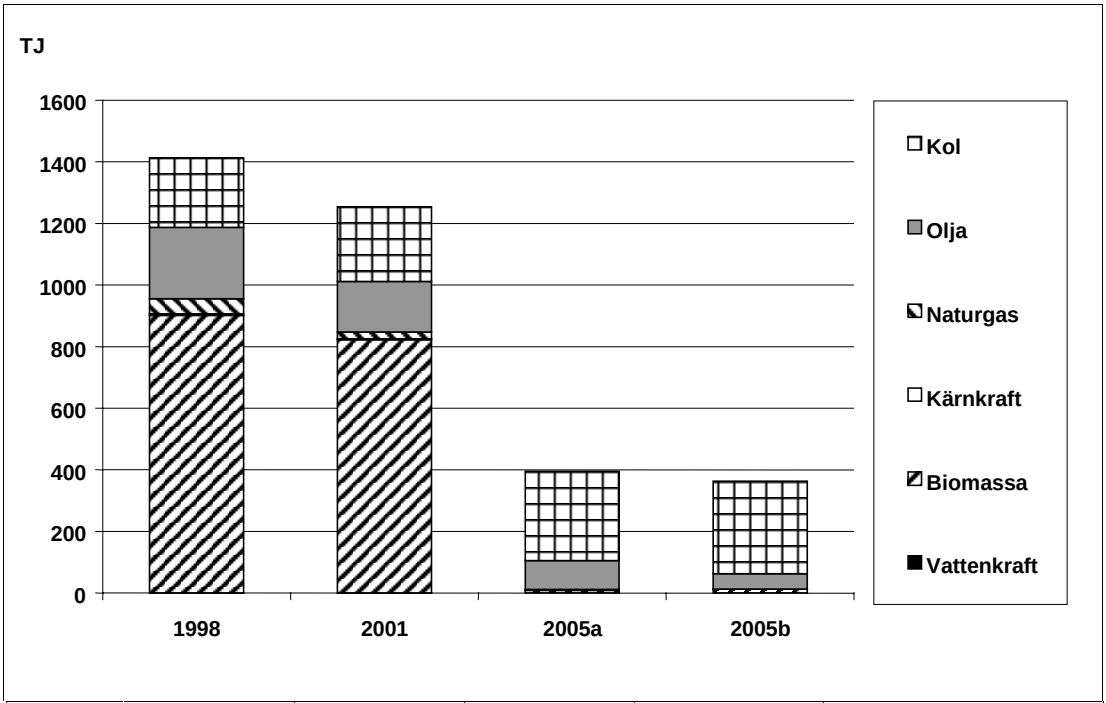


1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering och kompostering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 1. Förbrukning av energiråvaror för det totala systemet, uppdelat på funktionella enheter.

Diagrammet i figur 1 visar förbrukningen av energiråvaror, uppdelat på olika användningsområden, för de olika framtida scenarierna. Ju bättre energin i avfallet utnyttjas, desto mindre energi behövs från andra källor för att fylla de funktionella enheterna.

Figur 1 visar tydligt de positiva effekterna av att utnyttja energin i avfallet istället för att deponera det. Ju fler åtgärder som vidtas för att utnyttja avfallet genom förbränning, biologisk behandling och materialåtervinning i stället för att deponera avfallet, desto större blir vinsten i minskad energiförbrukning. Det är främst genom att i framtiden utnyttja den stora mängden brännbart avfall som deponeras i dagsläget som man får stora minskningar av energiförbrukningen, men signifikant minskningar av energiförbrukning, jämfört med deponering, sker även vid ökad återvinning av plast och kartong samt vid ökad rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall.

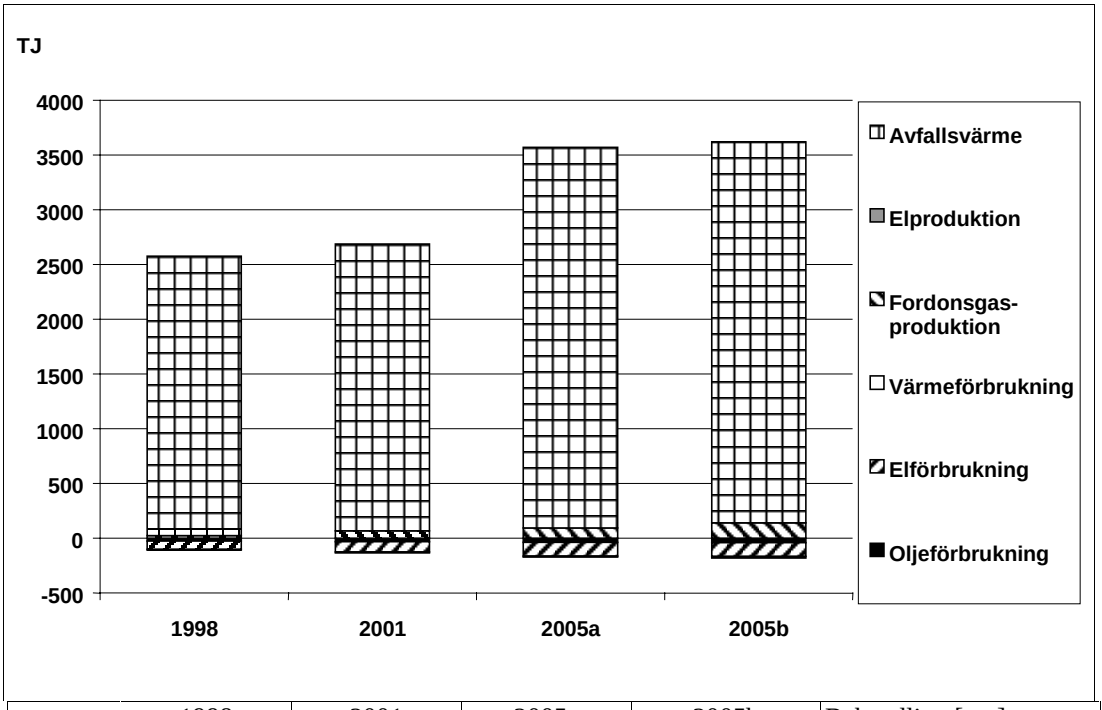


	1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
	247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
	18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
	4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
	400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
	500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
	91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
	47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 2. Förbrukning av energiråvaror för det totala systemet, uppdelat på olika energiråvaror.

I figur 2 visas samma förbukning av energiråvaror som i figur 1, men här uppdelat på olika energiråvaror i stället för användningsområde.

Förbrukningen minskar för samtliga energiråvaror utom kol då deponeringen minskar. Den ökade användningen av kol beror främst på att behovet av elektricitet ökar när fler behandlingsprocesser av avfallet införs (el har antagits framställas genom kolkondenskraft). Ökad användning av elektricitet sker vid utökad förbränning, materialåtervinning av plast och kartong samt rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall.



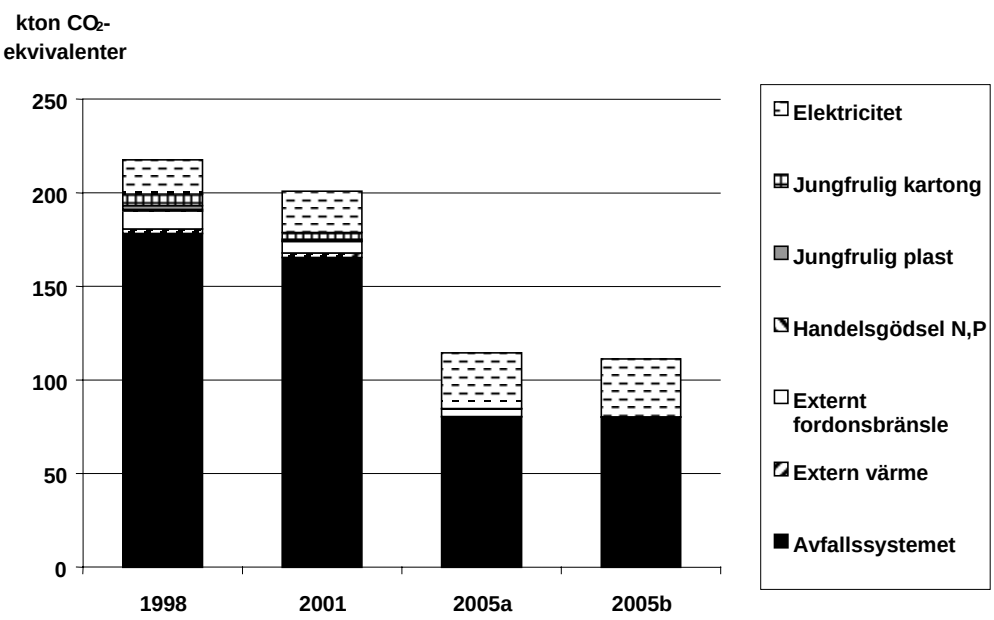
1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 3. Energiproduktion och –konsumtion för avfallssystemet.

I figur 3 visas energikonsumtion och -produktion för avfallssystemet. Samtliga scenarier har en positiv energibalans främst beroende på avfallsförbränningen. Energiöverskottet ökar markant då kapaciteten på avfallsförbränningsanläggningen byggs ut till år 2005.

3. Miljöpåverkan

3.1 Växthuseffekt

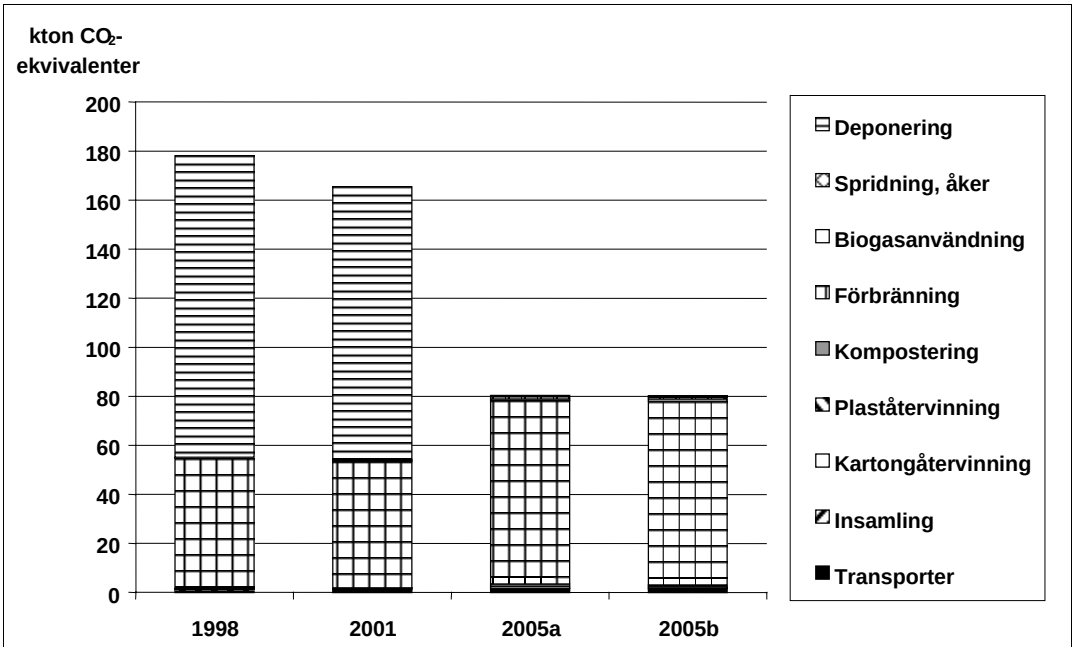


1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 4. Emissioner av växthusgaser från det totala systemet.

I figur 4 visas utsläpp av gaser som bidrar till växthuseffekten (CO_2, CH_4, N_2O). Det största bidraget till växthuseffekten kommer från förbrukning av fossila bränseln och från metanutsläpp från deponering av organiskt nedbrytbart material.

Ökat material- och energiutnyttjande istället för deponering leder till minskade bidrag till växthuseffekten, jämför scenario 2001 med scenario 2005a och b. Den relativt lilla skillnaden mellan scenarierna 2005a och 2005b beror på att utsläppen från diesel från bussar minskar mellan scenario 2005a och 2005b.

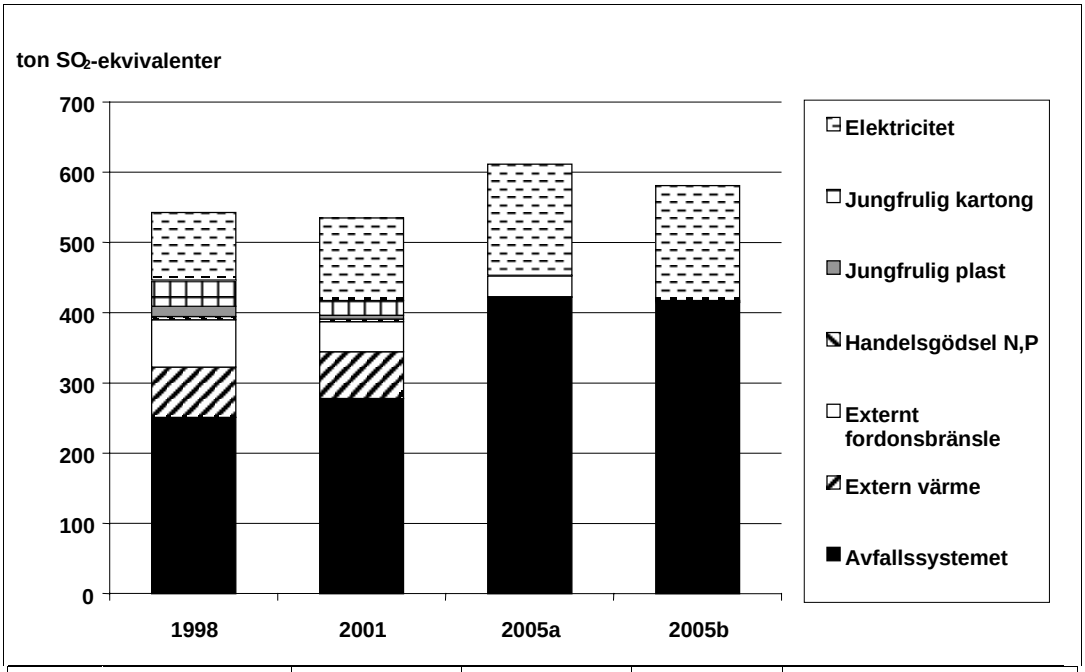


	1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
	247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
	18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
	4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
	400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
	500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
	91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
	47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 5. Utsläpp av växthusgaser från avfallssystemet.

I scenarierna 1998 och 2001 sker stora utsläpp av metan från deponering. I scenarierna 2005a och 2005b är deponeringen mindre, men förbränning av plast, som inte återvinns, ger ändå vissa utsläpp av fossilt CO_2. När förbränningen ökas från 250 000 ton per år till 300 000 ton per år halveras det totala tillskottet till växthuseffekten från avfallssytemet. De övriga verksamheterna har endast marginella tillskott till växthuseffekten i samtliga scenarier.

3.2 Försurning

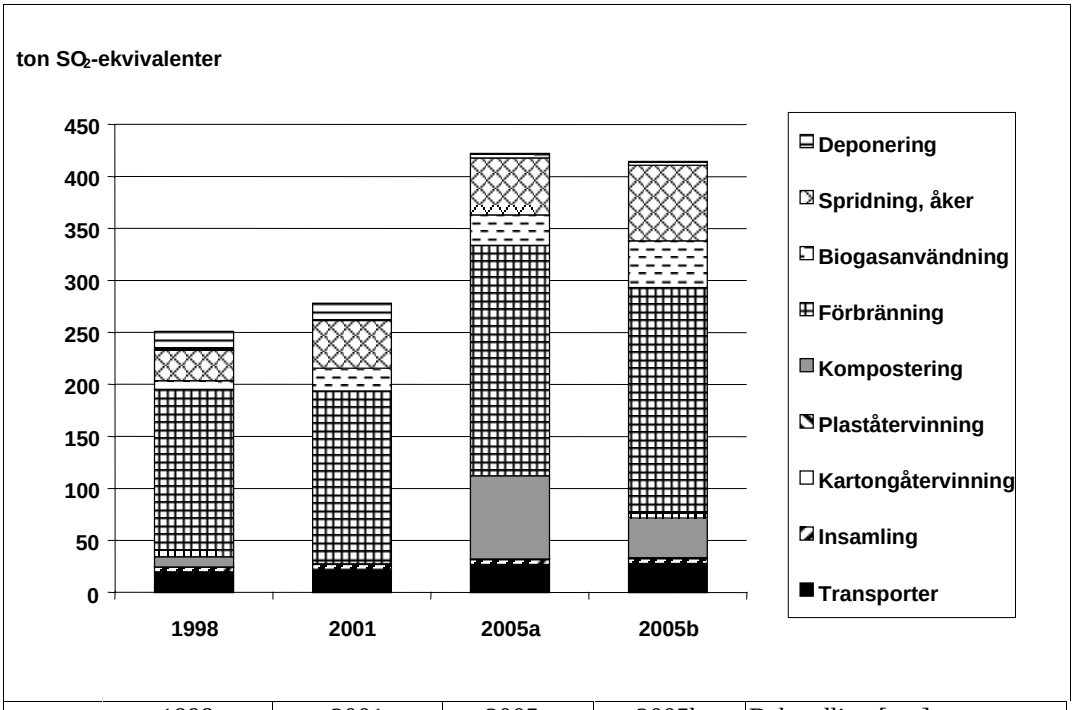


1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 6. Försurning för det totala systemet.

I figur 6 visas utsläpp av försurande ämnen (SO_2, NO_X, HCl och NH_3). Det största bidraget till försurningen kommer från förbränning av fossila bränseln (el och drivmedel) och från emissioner i samband med rötning/kompostering av organiskt nedbrytbart avfall.

Skillnaden mellan det scenario som släpper ut minst försurande ämnen, 2001, och det som släpper ut mest, 2005a, är ca 50 ton SO_2-ekvivalenter. Den stora skillnad beror på att när avfallet styrs om från deponi till någon form av behandling eller materialåtervinning, minskar emissionerna från det exterma systemet samtidigt som avfallssystemets emissioner ökar.

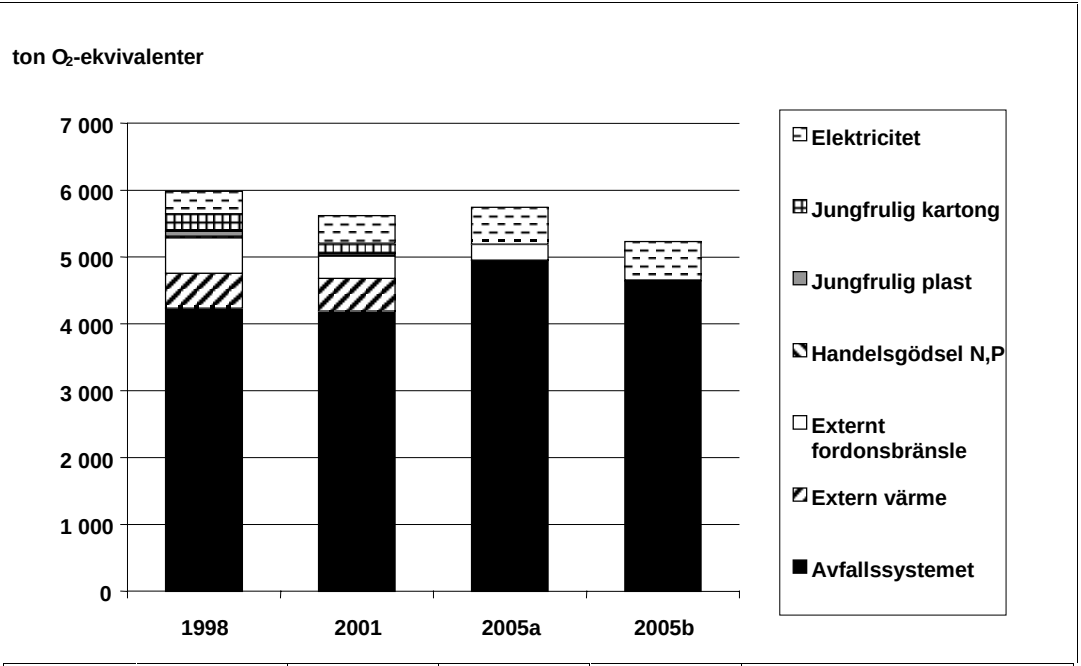


1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 7. Emissioner av försurande ämnen från avfallssystemet.

I figur 7 visas emissioner av försurande ämnen från avfallssystemet. Emissionerna av försurande ämnena ökar i omfattning främst beroende på att avfallsförbränningen ökar, liksom även biologisk behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall. Den lilla skillnad som finns mellan scenarierna 2005a och 2005b beror på att lättnedbrytbart organiskt avfall som komposteras minskar medan rötningen ökar.

3.3 Eutrofiering (övergödning)

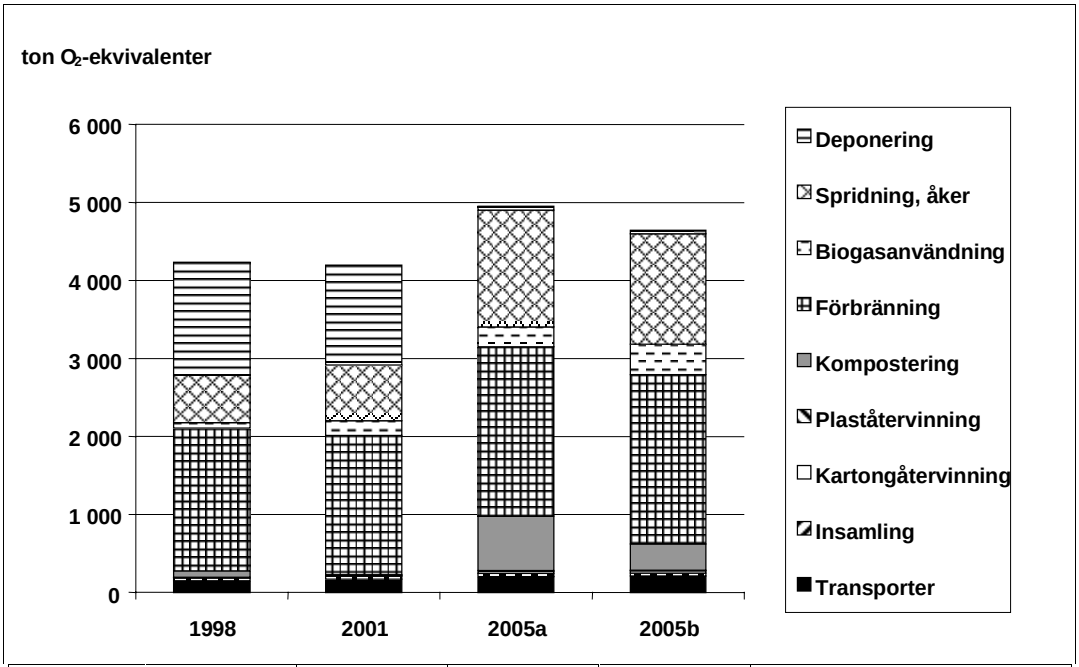


	1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
	247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
	18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
	4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
	400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
	500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
	91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
	47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 8. Utsläpp av övergödande ämnen från det totala systemet.

I figur 8 visas emissioner av eutrofierande (övergödande) ämnen från det totala systemet. Rötning ger relativt höga emissioner genom NO_X-emissioner från biogasanvändningen. Kompostering ger höga emissioner beroende på NH_3-avgång från komposteringsprocessen. För både rötning och kompostering fås också relativt stora NH_3-emissioner från åkermark när kompost/rötrest sprids.

När deponering minskar och utnyttjandet av avfall ökar, sker totalt sett en minskning av de övergödande utsläppen. Det ökade utnyttjandet av avfallet leder till att mindre material måste ersättas med jungfruliga råvaror, vilket leder till att övergödande utsläpp från det externa systemet minskar samtidigt som avfallssystemets andel ökar.

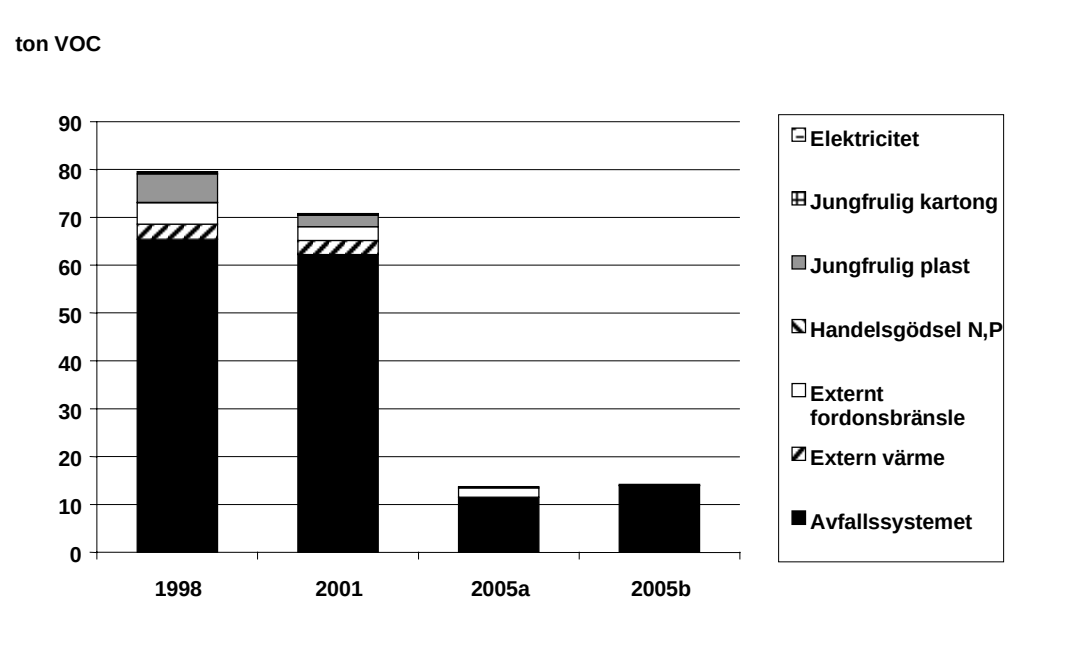


1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 9. Utsläpp av övergödande ämnen från avfallsystemet.

I figur 9 visas emissioner av eutrofierande ämnen från avfallssystemet. Eutrofierande utsläpp ökar med ökad kompostering, främst beroende på ammoniakavgång från komposteringsprocessen, och från spridning av av kompost eller rötrest (ammoniak och NO_X), i större omfattning än minskningen av eutrofierande ämnen från deponi. Det sker även en viss ökning av emissioner från förbränningen, främst NO_X, då den utökas.

3.4 Bildning av fotooxidanter (VOC)

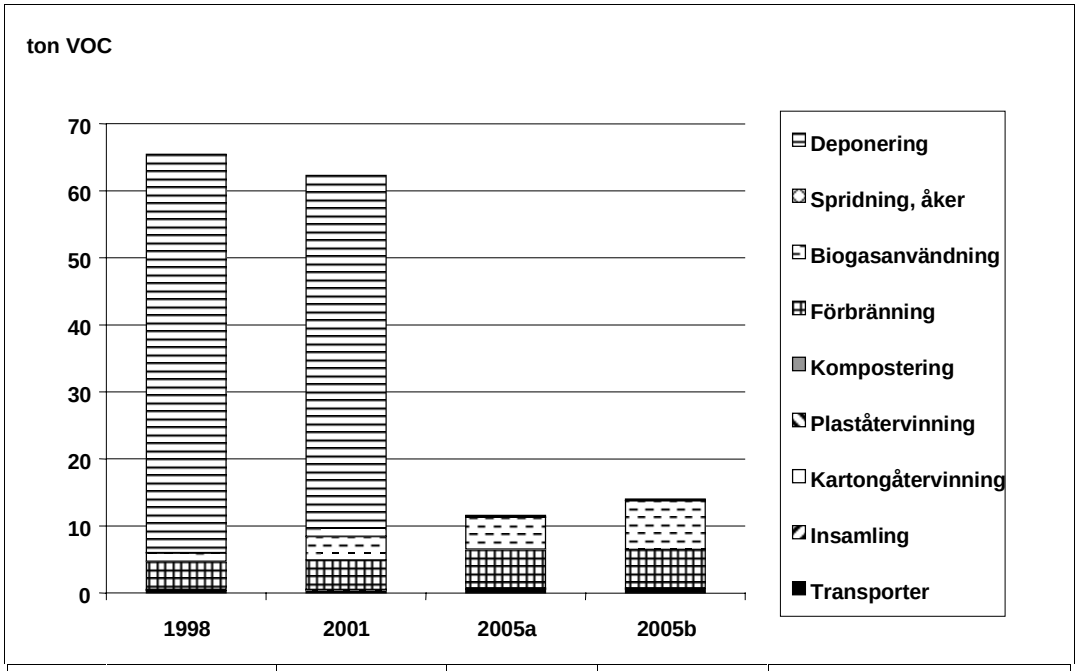


	1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
	247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
	18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
	4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
	400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
	500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
	91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
	47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 10. Utsläpp av fotooxidantbildande ämnen (lättflyktiga organiska ämnen – VOC).

Emissioner från det totala systemet av flyktiga organiska ämnen som bidrar till fotooxidantbildningen är summerade till etenekvivalenter i figur 10. De största emissionerna av fotooxidantbildande ämnen kommer från deponering, främst metanemissioner.

Den skillnad som finns i avfallshanteringssystemet mellan scenarierna 2005a och 2005b försvinner p.g.a. att scenario 2005a måste tillföra externt fordonsbränsle i form av diesel för att täcka behovet av bussbränsle.

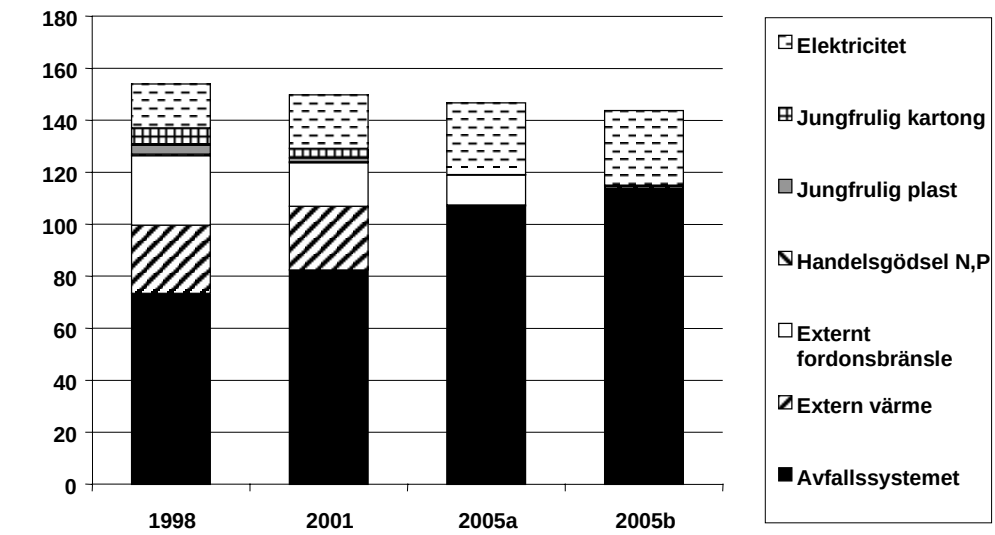


1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 11. Utsläpp av fotooxidantbildande VOC från avfallssystemet.

I figur 11 visas utsläpp av fotooxidantbilande flyktiga organiska ämnen (VOC) från avfallssystemet. Utsläppen minskar markant när deponeringen minskar. Rötningsscenariot (2005b) ger något högre emissioner av VOC än förbränningsscenariot (2005a) beroende på ett visst läckage av metan vid uppgraderingen till fordonsbränsle.

3.5 Bildning av fotoxidanter - NOx

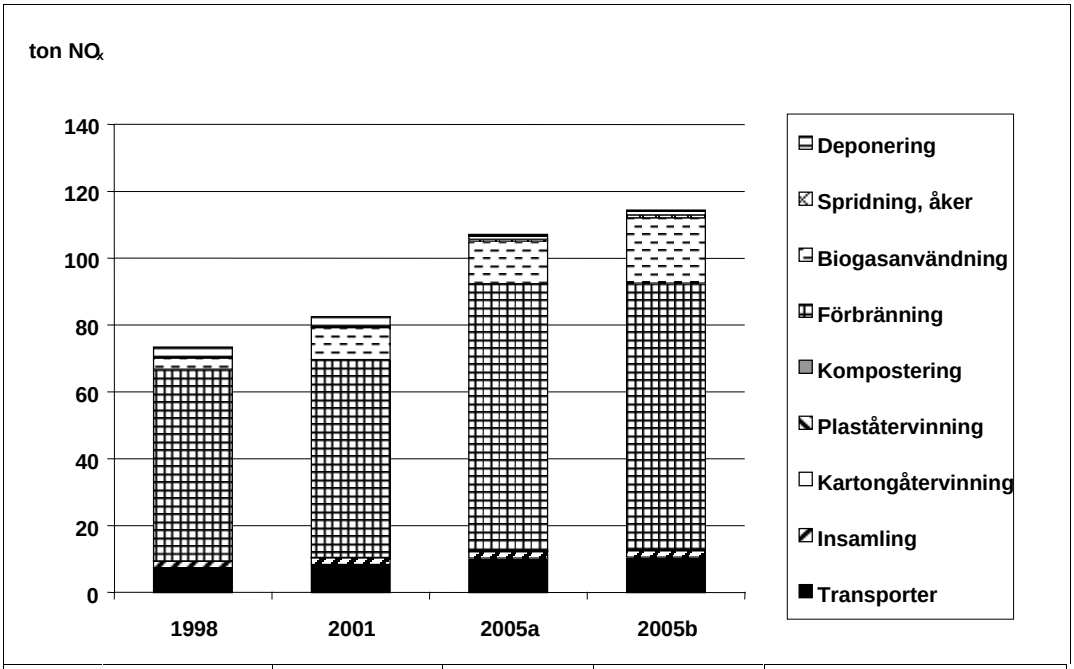


1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering och kompostering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 12. Emissioner av NO_x från det totala systemet.

I figur 12 visas emissioner av NO_X från det totala systemet. Emissionerna av NO_X minskar något med ökad förbränning och ökad rötning, men huvudsakligen sker det en omfördelning av NO_X-emissioner från det externa systemet till avfallshanteringssystemet.

NO_X-emissioner från framställning av elektricitet (från kolkondens) ökar eftersom utökad materialåtervinning, utökad förbränning och utökad rötning ökar behovet av el.



	1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering och kompostering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
	247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
	18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
	4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
	400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
	500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
	91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
	47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 13. NO_x-emissioner från avfallssystemet.

I figur 13 visas utsläppen av NO_X från avfallssystemet. NO_X-emissionerna från avfallssystemet ökar med nästan 50 % från scenario 1998 till scenario 2005b, beroende på den utbyggda kapaciteten för avfallsförbränning och på ökad användning av biogas för bussdrift.

3.6 Metallflöden

Tabell 1 redovisar avfallssystemets flöden av tungmetallerna bly, kadmium, kvicksilver, koppar, krom nickel och zink, samt hur metallerna i olika scenarier emitteras till luft, mark eller vatten, alternativt blir kvar i återvunnet material eller lagras i deponin. Modellen beskriver dock inte metallflödena fullständigt, eftersom uppgifter saknas om tungmetaller i handelsgödsel och jungfruliga bränslen.

Det är således endast flödet av metaller i avfallet som redovisas. Tungetallinnehållet i avfallet är lika i alla scenarier. Beroende på behandlingsmetod varierar sedan spridningsvägarna. Variationerna är ganska små mellan scenarierna. Den absolut största andelen tungmetaller i avfallet 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 tungmetaller i avfallet framförallt ackumuleras i deponier och återvunna produkter, för tillfället utan att spridas i miljön, men som potentiella framtida föroreningskällor.

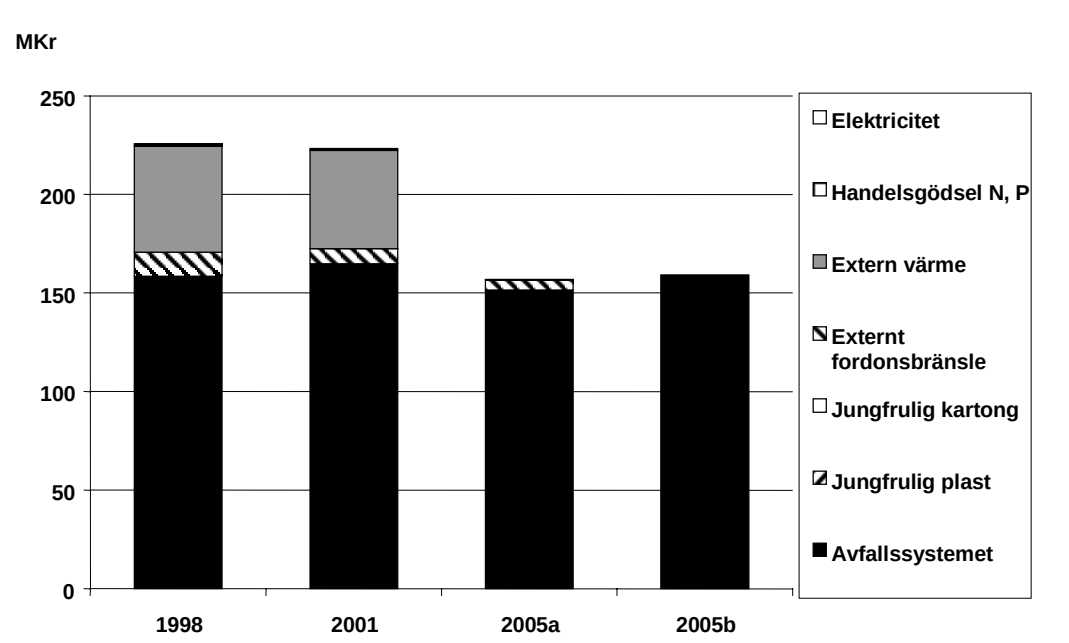
Den mest märkbara skillnaden mellan scenarierna är den ökade metallspridningen till mark vid utbyggd biologisk behandling med användning av rötrest eller kompost på åkermark. I absoluta tal är denna mängd metaller mycket liten om man jämför med det totala metallflödet. Ändå är kanske just dessa metallflöden 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.

Tabell 1. Tungmetallflöden från avfallssystemet.

Avfallsbehandling [ton]	*1998 Nuläge*	*2001 Utökad källsortering*	*2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning*	*2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning*
Förbränning	*247 000*	*247 500*	*301 300*	*301 400*
Rötning	*18 300*	*35 500*	*34 800*	*53 000*
Strängkompostering	*4 600*	*2 200*	*21 300*	*11 300*
Plaståtervinning	*400*	*1 600*	*2 500*	*2 400*
Kartongåtervinning	*500*	*1 800*	*3 500*	*3 500*
Avfallsdeponering	*91 900*	*82 800*	*200*	*100*
Restproduktdeponering	*47 400*	*52 000*	*69 100*	*69 200*
Blyflöden [kg]				
Källor	8 000	8 000	8 000	8 000
Luft	0,019	0,019	0,027	0,027
Mark	25	40	113	114
Vatten	0,190	0,181	0,74	0,074
Kvar i deponi	6 993	6 836	6 658	6 658
Kvar material	982	1 123	1 228	1 227
Kadmiumflöden [kg]				
Källor	80	80	80	80
Luft	0,002	0,002	0,003	0,003
Mark	0,497	0,812	1,664	1,779
Vatten	0,446	0,487	0,652	0,652
Kvar i deponi	78	77	76	76
Kvar material	1,396	1,675	2,023	1,908
Kvicksilverflöden [kg]				
Källor	8	8	8	8
Luft	0,169	0,174	0,224	0,224
Mark	0,143	0,232	0,395	0,441
Vatten	0,007	0,007	0,009	0,009
Kvar i deponi	7	7	7	7
Kvar material	0,171	0,209	0,345	0,299
Kopparflöden [kg]				
Källor	63 317	63 317	63 317	63 317
Luft	0,261	0,295	0,410	0,410
Mark	124	260	426	511
Vatten	266	301	416	416
Kvar i deponi	41 072	40 869	40 406	40 406
Kvar material	21 855	21 887	22 068	21 984
Zinkflöden [kg]				
Källor	54 581	54 581	54 581	54 581
Luft	1,010	1,116	1,529	1,530
Mark	485	915	1 201	1 509
Vatten	9,972	9,839	9,441	9,441
Kvar i deponi	52 795	52 426	51 640	51 640
Kvar material	1 290	1 229	1 729	1 422

4. Ekonomi

4.1 Företagsekonomi

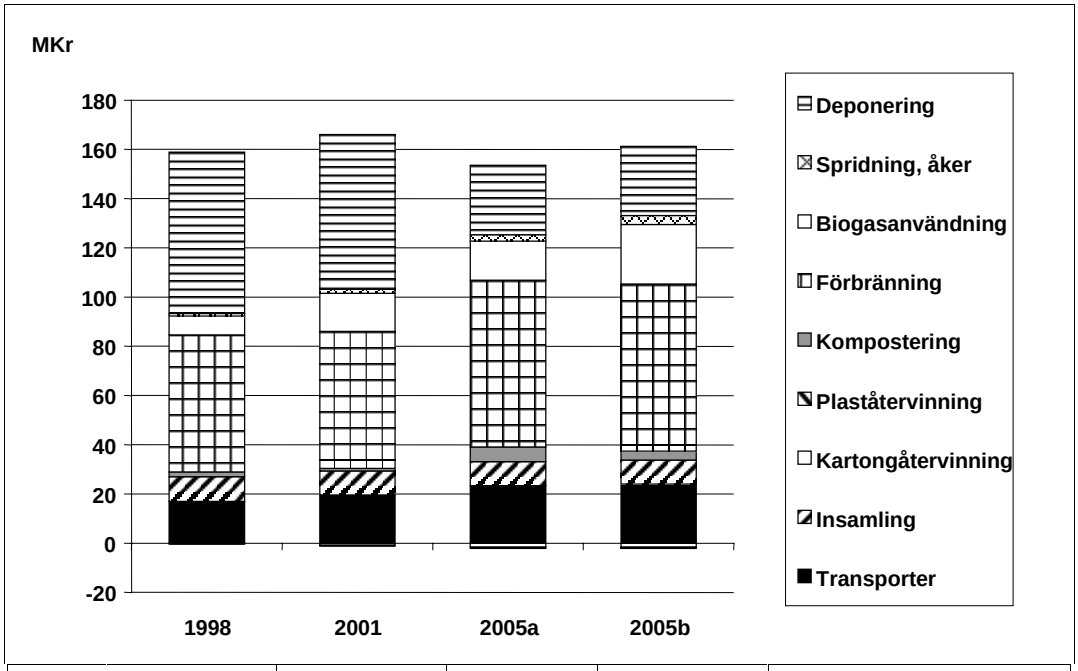


1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering och kompostering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 14. Företagsekonomisk kosnad för det totala systemet.

Figur 14 visar de företagsekonomiska kostnader för hela systemet. 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.

Det är små variationer i kostnader för avfallshanteringssystemet (jämför även figur 15) mellan de olika scenarierna. De skillnader som finns beror främst på kostnader för extern värme och externt bränsle. De externa kostnaderna försvinner till största del när deponering ersätts med olika former av utnyttjande av avfallet.

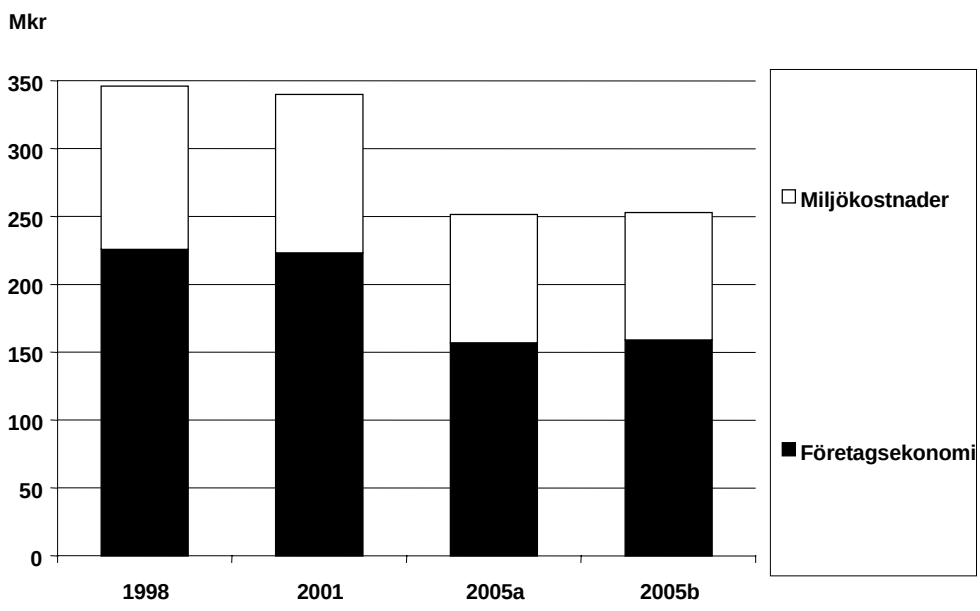


1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering och kompostering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 15. Företagsekonomisk kostnad för avfallssystemet.

I figur 15 visas de företagsekonomiska kostnaderna för avfallssystemet. Det är relativt små skillnader mellan scenarierna.

4.2 Samhällsekonomisk kostnad



	1998 Nuläge	2001 Utökad källsortering och kompostering	2005a Utökad förbränning och ökat materialåter-vinning	2005b Utökad förbränning, utökad rötning och ökad materialåter-vinning	Behandling [ton]
	247 000	247 500	301 300	301 400	Förbränning
	18 300	35 500	34 800	53 000	Rötning
	4 600	2 200	21 300	11 300	Strängkompostering
	400	1 600	2 500	2 400	Plaståtervinning
	500	1 800	3 500	3 500	Kartongåtervinning
	91 900	82 800	200	100	Avfallsdeponering
	47 400	52 000	69 100	69 200	Restproduktdeponering

Figur 16. Samhällsekonomisk kostnad för det totala systemet.

I figur 16 visas de samhällsekonomiska kostnaderna för det totala systemet. Det är främst scenarierna 2005a och 2005b som minskar de samhällsekonomiska kostnaderna, beroende på den utökade förbränningen. Ökad förbränning leder också till lägre miljökostnader genom att deponeringen minskar.

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

www.ivl.se