

Uppdragsrapport

KOMPOSTERING ELLER  
FÖRBRÄNNING AV  
HUSHÅLLSAVFALL I STOCKHOLM

EN SYSTEMSTUDIE AV EFFEKTER PÅ MILJÖ, ENERGI OCH EKONOMI

Getachew Assefa    Ola Eriksson

Björn Frostell    Karin Kuttainen

**Industriellt Miljöskydd, KTH**

Slutrapport 01-03-08



---

## SAMMANFATTNING

---

En systemanalys som utvärderar potentiella effekter på miljön, energiomsättning och ekonomi har genomförts där storskalig kompostering jämförts med förbränning. Studien har utförts på uppdrag av Birka Värme och är tänkt som en jämförelse av olika former av kapacitetsökning för behandling av avfall i Stockholmsområdet. Förebilder för behandlingsprocesserna är avfallsförbränningsanläggningen Högdalenverket som drivs av Birka Energi och en planerad storskalig komposteringsanläggning i Stora Vika i Rondecos regi. Avfallet samlas in från Stockholm med närområden. Avfallet består till större delen av lättnedbrytbart organiskt avfall och slam från reningsverk. Även rötning har jämförts där en mindre del av totala avfallet, motsvarande ledig kapacitet i röttningsanläggningen, behandlas.

Studien visar att det ur de flesta av de betraktade aspekterna är fördelaktigare att förbränna avfallet än att kompostera det. Detta beror på miljöpåverkan (övergödning och höga tungmetallhalter) i hanteringen av kompostpelletsen och inverkan av att förlorad fjärrvärmeproduktion vid kompostering måste ersättas.

Kompostering är att föredra ur klimatsynpunkt då dess bidrag till global uppvärmning (växthuseffekten) är totalt sett något lägre än för förbränning. Det beror till största del på att koldioxid från förbränning av plast som finns i avfallet frigörs vid avfallsförbränningen. Skillnaden är dock inom felmarginalen och resultatet bör ej tas för självklart.

För den potentiella miljöeffekten försurning är det dött lopp mellan kompostering och förbränning. Förbränningen av avfall ger visserligen högre försurande utsläpp än komposteringen men när hänsyn tas till att förlorad fjärrvärme måste ersättas vid kompostering och att det går åt mer elektricitet vid kompostering, elektricitet som antas framställas från förbränning av kol, jämnar resultatet ut sig.

Det finns en hel del svagheter i analysen, bland annat är det inte fullständigt klarlagt vilka materialbalanser som råder i komposteringsprocessen. Även för spridningen av kompostpelletsen råder stora osäkerheter. I dessa fall har antaganden gjorts men det är viktigt att i den fortsatta granskningen använda tillförlitligare data.



---

## INNEHÅLL

---

<b>SAMMANFATTNING</b> .....	<b>3</b>
<b>INNEHÅLL</b> .....	<b>5</b>
<b>INLEDNING</b> .....	<b>7</b>
BAKGRUND .....	7
PROBLEM.....	7
UPPDRAG.....	7
<b>METOD</b> .....	<b>8</b>
SYSTEMANALYS OCH LIVSCYKELANALYS .....	8
ORWARE-MODELLEN .....	11
Allmänt .....	11
Delmodeller.....	12
Konceptuell modell.....	13
Materialflödesanalys i ORWARE .....	13
LCA-perspektivet i ORWARE .....	14
<b>GENOMFÖRANDE</b> .....	<b>16</b>
SYSTEMGRÄNSER .....	16
Tid .....	16
Rum .....	16
Funktion .....	16
Effekter .....	16
STUDERADE SCENARIER .....	17
MATERIAL- OCH ENERGIBALANSER .....	18
<b>RESULTAT</b> .....	<b>20</b>
GLOBAL UPPVÄRMNING .....	20
Global uppvärmning Avfallssystemet .....	20
Global uppvärmning Totala systemet.....	21
FÖRSURNING .....	22
Försurning Avfallssystemet .....	22
Försurning Totala systemet.....	23
ÖVERGÖDNING .....	24
Övergödning Avfallssystemet .....	24
Övergödning Totala systemet.....	25
SAMMANSTÄLLNING AV STUDERADE MILJÖEFFEKTER.....	26
FÖRBRUKNING AV PRIMÄRA ENERGIBÄRARE.....	27
Primära energibärare Avfallssystemet .....	27
Primära energibärare Totala systemet.....	28
EKONOMI.....	30
Kostnader Avfallssystemet.....	30
Kostnader Totala systemet .....	31
Miljöekonomisk värdering av emissioner.....	32
SAMMANSTÄLLNING AV MILJÖ, ENERGI OCH EKONOMI.....	33
<b>KÄNSLIGHETSANALYS</b> .....	<b>34</b>
VAL AV PRODUKTIONSSÄTT FÖR ELEKTRICITET OCH FJÄRRVÄRME .....	34
<b>DISKUSSION</b> .....	<b>35</b>
VÄRDERING AV ORGANISKA GÖDSELMEDEL.....	35
SPRIDNING AV TUNGMETALLER.....	35
TEKNIKUTVECKLING .....	35

<b>REFERENSER .....</b>	<b>37</b>
<b>BILAGOR .....</b>	<b>38</b>
BILAGA A    MODELLBESKRIVNING .....	38
<i>A.1</i> <i>Avfall</i> .....	38
<i>A.2</i> <i>Delmodeller</i> .....	42
<i>A.3</i> <i>Externa delmodeller</i> .....	59
<i>A.4</i> <i>Viktningfaktorer</i> .....	65
<i>A.5</i> <i>Referenser</i> .....	67
BILAGA B    MODELLANPASSNINGAR.....	70
<i>B.1</i> <i>Avfall</i> .....	70
<i>B.2</i> <i>Delmodeller</i> .....	72
<i>B.3</i> <i>Externa delmodeller</i> .....	75
<i>B.4</i> <i>Referenser</i> .....	77
BILAGA C    SAMMANSÄTTNING ORGANISKT GÖDSELMEDEL .....	78

---

## INLEDNING

---

### BAKGRUND

Inom ramen för det tvååriga forskningsprojekt "Energi ur avfall" som finansierats av Energimyndigheten, Birka Energi och Skafab har resultat avseende energiomsättning, miljöpåverkan och ekonomiska kostnader för Stockholms avfallssystem erhållits. I projektet saknas utvärdering av storskalig kompostering av avfall; i ett scenario för år 2005 komposteras endast en mindre mängd lättnedbrytbart organiskt avfall från kranskommuner i en strängkompost. Anledningen till att storskalig kompostering i Stockholm ej studerats är att de mängder park- och trädgårdsavfall som idag komposteras inte utgör någon intressant energipotential. I Stockholmsområdet finns emellertid numera en storskalig komposteringsanläggning som drivs av företaget Rondeco Scandinavia A/S.

Rondeco har koncession att behandla 260 000 ton blandat hushållsavfall och 130 000 ton rötat avloppsslam i en storskalig komposteringsanläggning. Rondecos affärsidé går bland annat ut på att hela strömmen av hushållsavfall skall kunna tas emot och de organiska delarna behandlas. Detta är tänkt att göras i en sån skala att man konkurrerar med befintlig storskalig avfallsförbränning.

### PROBLEM

Bland politiker och beslutsfattare är Rondecos koncept en intressant och kostnadseffektiv lösning på ett gammalt problem – att ta hand om en storstads avfall. Då Rondeco i sin marknadsföring hållit fram metodens förträfflighet vad beträffar kretslopp av material och näringsämnen har det varit lätt att få gehör för idéerna hos politiker, tjänstemän och allmänhet. Ännu har dock ingen omfattande systemstudie gjorts som undersöker energibalans, miljöpåverkan ekonomiska kostnader samtidigt. Därför är det såväl ur forskningssynvinkel som ur ett samhällsekonomiskt perspektiv intressant att ställa följande fråga:

Vilka konsekvenser för miljö, energi och ekonomi fås då 390 000 ton komposterbart material behandlas av Rondeco istället för att förbrännas i Högdalen?

### UPPDRAG

KTH Industriellt Miljöskydd har på uppdrag av Birka Värme undersökt frågan genom att med simuleringsmodellen ORWARE beräkna konsekvenserna för miljöpåverkan (emissioner och förbrukning av energiråvara) och kostnader när deponering av hushållsavfall och rötat avloppsslam undviks genom

- förbränning i en ny förbränningsanläggning
- kompostering i Rondecos regi
- bioförgasning (rötning) i Sofielund

---

## METOD

---

### SYSTEMANALYS OCH LIVSCYKELANALYS

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

- hushållens arbete med hopsamling i hemmen och ivägforsling till soptunna eller återvinningsstation
- kommunens arbete<sup>1</sup> med att samla in avfallet och transportera det 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 avfallshandling, se figur 1. Inom LCA har utvecklats en standardiserad arbetsgång för att bl.a. öka objektiviteten och transparensen. 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 avfallshandlingsalternativ. Exempelvis har LCA-metodik tidigare använts för att jämföra energitvinnning och materialåtervinning av pappersavfall<sup>2</sup> och plastavfall<sup>3</sup>.

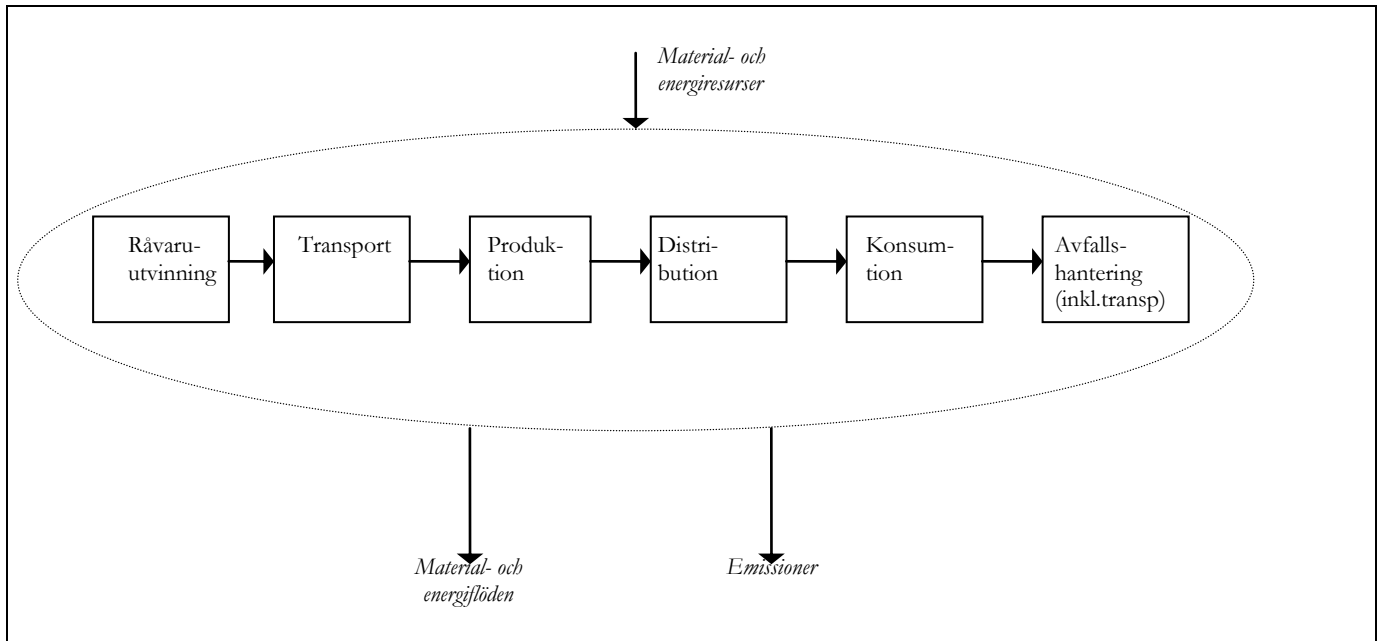
---

<sup>1</sup> Många kommuner anlitar privata avfallsföretag för att genomföra insamling och transport, i vissa fall även behandling.

<sup>2</sup> Till exempel: Finnveden, G. och Ekvall, T., Energi- eller materialåtervinning av pappersförpackningar, skrift från Svensk Kartongåtervinning AB

<sup>3</sup> Till exempel: Ölund, G. och Eriksson, E., Återvinna, förbränna eller deponera? Miljöanalys av producentansvaret för plastförpackningar, CIT Ekologik 1998





Figur 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)<sup>4</sup> 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”<sup>5, 6</sup>. Den standardiserade arbetsgången vid genomförande av en livscykelanalys är i stora drag enligt följande, se även figur 2:

1. **Förutsättningar och målformulering.** Man sätter upp mål för studien, bestämmer systemgränser, väljer funktionella enheter<sup>7</sup>, 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. **Bedömning och värdering av miljöpåverkan.**
  - 3.1 **Klassificering.** Man beskriver kvalitativt vilka miljöeffekter 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.

<sup>4</sup> ISO 14040 (1997), Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework

<sup>5</sup> 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.

<sup>6</sup> 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.

<sup>7</sup> Funktionella enheter beskrivs närmare avsnitt 2.8

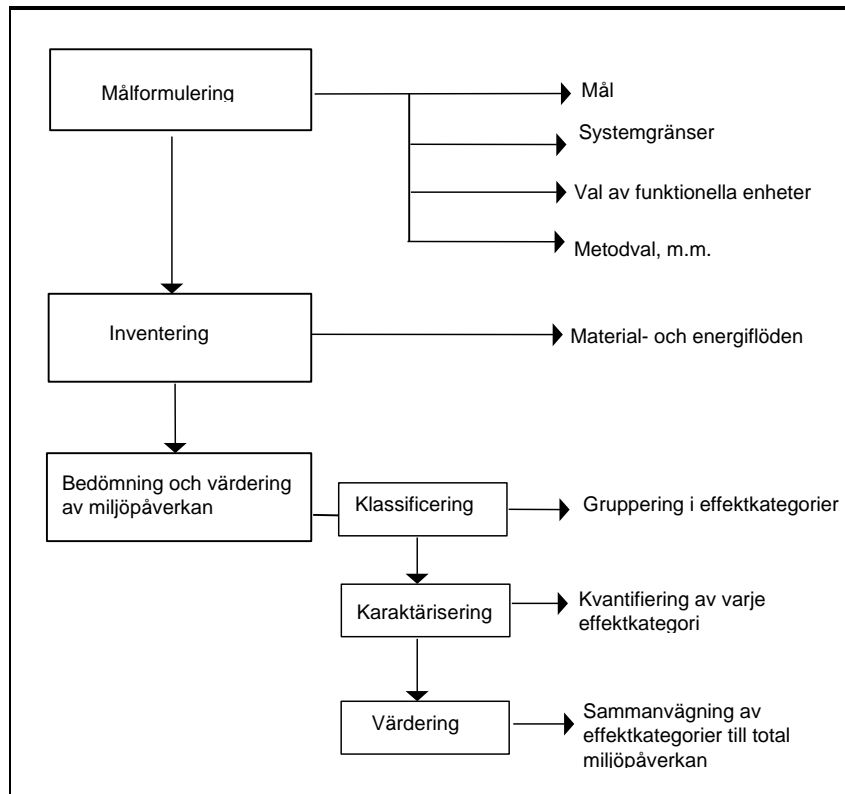
3.2 **Karaktärisering.** Man kvantifierar de olika flödenas bidrag inom varje miljöeffektkategori, t.ex. alla emissioner som bidrar till växthuseffekten omräknas till exempelvis koldioxidekvivalenter och summeras, alla emissioner som bidrar till försurningen omräknas till vätejonekvivalenter, etc. På så sätt får man en kvantitativt mått på de miljöeffekter som studeras.

3.3 **Värdering.** I värderingen vägs de olika effektkategorierna mot varandra kvalitativt eller kvantitativt. När man gör en kvantitativ värdering uttrycker man alla miljöeffekter i en och samma enhet. Några värderingsmetoder bygger på att man kvantifierar bidraget till respektive miljöeffekt i monetära enheter som anger någon form av kostnad för olika miljöskador. Andra värderingsmetoder bygger i stället på kritiska belastningsgränser.

4. **Tolkning.** Enligt 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<sub>2</sub>-ekvivalenter, etc. bygger på olika substansers kemiska egenskaper. För andra effektkategorier, 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 ”Värdering” går inte att utföra på strikt naturvetenskaplig basis. Olika värderingsmetoder ger olika resultat, p.g.a. olika metoder och utgångspunkter.



Figur 2. Arbetsgången i en livscykelanalys.

## ORWARE-MODELLEN

En datorbaserad modell för systemanalys av avfallshantering är den i Sverige utvecklade ORWARE-modellen. ORWARE är en akronym som står för ORganic WAste REsearch. I sin bredaste bemärkelse är ORWARE ett koncept för att planera, utvärdera och utveckla avfallshantering ur ett systemperspektiv med avseende på miljöpåverkan, energiutvinning och finansiella kostnader. I en snävare tolkning är det en datorbaserad matematisk modell av materialflödena i ett avfallshanteringssystem. Med modellen kan olika systemutformningar simuleras och resultat för miljö, energi och ekonomi utläsas.

Till en början omfattade modellen endast lättnedbrytbart organiskt avfall men den har utvidgats till att omfatta hushållsavfall och liknande avfall från kommersiella verksamheter. Modellen är inte anpassad för att räkna på farligt avfall, specialavfall eller grovavfall.

### ALLMÄNT

ORWARE-modellen har utvecklats i samarbete mellan fem olika parter som var och en bidragit med kunskap och kompetens:

- *KTH Industriellt Miljöskydd* har utvecklat delmodeller för deponering, förbränning och termisk förgasning.
- *IVL Svenska Miljöinstitutet* har utvecklat delmodeller för materialåtervinning och bidragit med värdefull kunskap vid modellering av förbränning och deponering.
- *JTI Institutet för Jordbruks- och Miljöteknik* har utvecklat delmodeller för bioförgasning (rötning), kommunal avloppsvattenrening och näringsläckage från åkermark.
- *SLU Lantbruksteknik* har utvecklat modeller för insamlings- och transportfordon, kompostering och spridning av organiska växtnäringsmedel på åkermark.
- *SLU Ekonomi* har utvecklat ekonomiska modeller till samtliga delmodeller.

Utvecklingen av ORWARE-modellen har i huvudsak finansierats med hjälp av Naturvårdsverket under perioden 1993-1997 via Avfallsforskningsnämnden (tidigare Avfallsforskningsrådet). Under 1998 och 1999 har en viss nyutveckling skett - framför allt av återvinningsmodeller - med stöd från Energimyndigheten.

ORWARE-modellen är uppbyggd av ett antal delmodeller som kan användas för att i datorn bygga upp ett avfallshanteringssystem för en godtycklig kommun eller annan aktör. En delmodell beskriver en delprocess i ett praktiskt avfallshanteringssystem, t ex avfallstransport, förbränning eller rötning. En första grundläggande beskrivning av ORWARE-modellen finns i Dalemo et al (1997). Utförligare beskrivningar av olika delar av ORWARE återfinns i Björklund (1998), Sonesson (1998), samt Dalemo (1999).

Delmodellerna är uppbyggda med avfallshanteringssystemen i Stockholm och Uppsala som förebilder, men är i princip helt generella och kan modifieras för att simulera ett specifikt avfallshanteringssystem i en kommun.

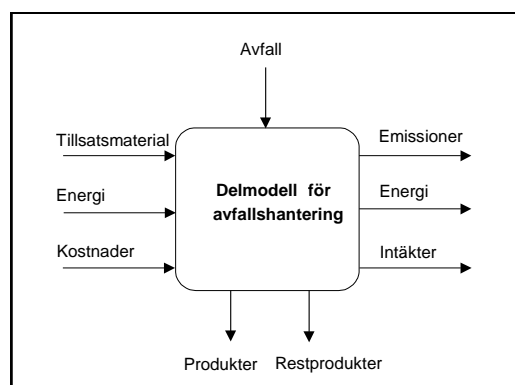
Förutom i Jönköping har ORWARE använts i följande kommuner:

- *Stockholm*
- *Uppsala*
- *Ålvdalen*
- *Värmdö*
- *Växjö*
- *Falun*
- *Borlänge*

Det är inte bara kommuner som använder sig av ORWARE. Såväl avfallsalstrare som privata intressenter, entreprenörer och organisationer kan komma ifråga. Som exempel på detta kan nämnas Norsk Hydro som utvärderat organiska gödselmedel mot handelsgödselmedel och Birka Energi som utvärderat storskalig avfallsförbränning mot storskalig kompostering.

## DELMODELLER

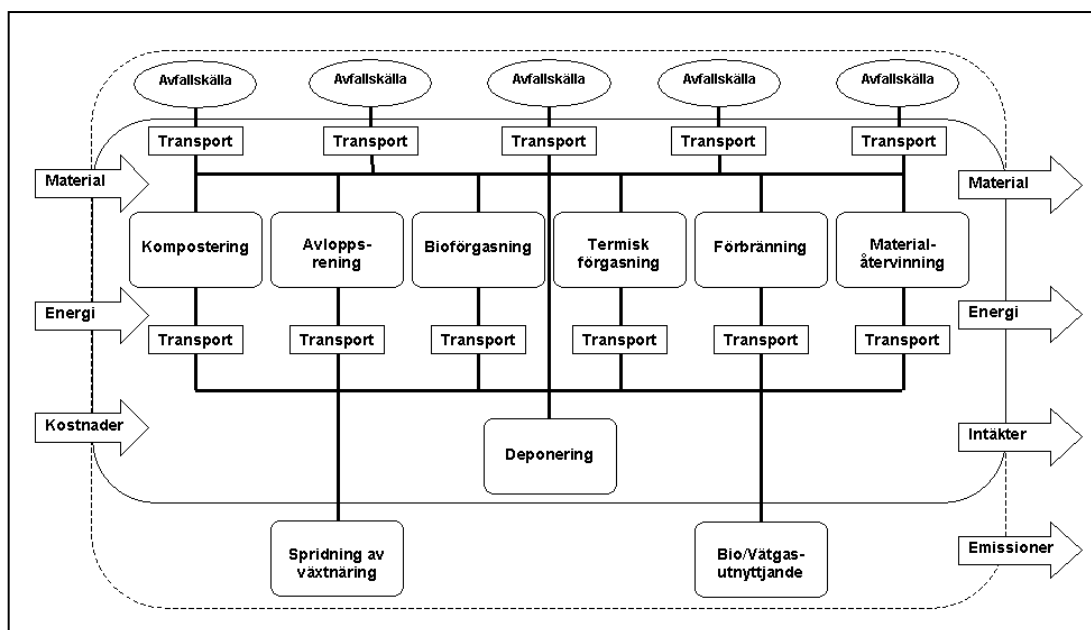
ORWARE är som ovan beskrivits uppbyggd av ett antal delmodeller, som beräknar omsättningen av material, energi och finansiella resurser i delsystemet (jfr Figur 1). Ett delsystem som modelleras i en delmodell kan vara t ex transport, förbränning eller rötning. Materialomsättningen karakteriseras som tillförsel av avfall och tillsatsmaterial och på utflödessidan av produkter, restprodukter samt emissioner till luft, mark och vatten. Med energiomsättning avses tillförsel av olika energibärare såsom el, olja, kol, värme och produktion av t.ex. värme, el, biogas. Vissa delmodeller uppvisar endast energiförbrukning medan andra såväl förbrukar som genererar energi. Kapitalomsättning slutligen, definieras som enskilda delsystems kostnader och intäkter.



*Figur 1. Konceptuell uppbyggnad av en delmodell i ORWARE, där modellen beräknar flöden av material, energi och finansiella resurser.*

## KONCEPTUELL MODELL

Ett antal delmodeller kan i ORWARE byggas samman till ett komplett avfallssystem i en godtycklig kommun (eller för någon annan systemgräns). En sådan konceptuell ORWARE-modell finns illustrerad i Figur 2.



Figur 2. Konceptuell modell av ett komplett avfallssystem i ORWARE bestående av ett antal olika delsystem återgivna i olika delmodeller.

Överst i figuren finns avfallskällorna och nedanför återfinns avfallsrelaterade processer där produkter och restprodukter tas om hand och nyttiggörs. Innanför heldragen linje återfinns själva avfallsbehandlingsystemet där behandling av primära och sekundära avfall sker. Ett primärt avfall är vad som passerar systemgränsen från avfallskällorna medan t.ex. slagg från avfallsförbränning är ett sekundärt avfall.

I den praktiska utformningen av ORWARE-modellen har sedan varje delsystem enligt Figur 1 modellerats i programmet MATLAB/Simulink, vilket medger hopkoppling av olika delsystem (delmodeller) till en större helhet enligt Figur 2. På detta sätt kan ett avfallssystem av en specifik uppbyggnad relativt enkelt återskapas i datormiljö med hjälp av ett antal hopkopplade delmodeller.

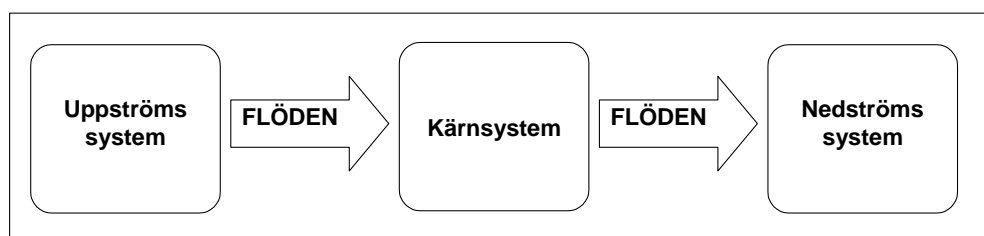
## MATERIALFLÖDESANALYS I ORWARE

ORWARE kan beskrivas som en kombination av en materialflödesanalys (Baccini och Brunner, 1991) och en livscykelanalys (ISO, 1997). Modellen hanterar ett stort antal fysiska flöden och kan därmed betraktas som en flerdimensionell materialflödes- och substansflödesanalys. Såväl sammansatta materialflöden (t.ex. torrs substans och PAH) liksom enskilda grundämnen (t.ex. klor och koppar) kan följas i systemet. I den nuvarande utformningen av modellen är det möjligt att utvärdera resultaten från flödet av över 50 olika parametrar. Det är dock vanligen så att i praktiken begränsas antalet parametrar som bidrar till analysens fullständighet av bristen på bra data.

## LCA-PERSPEKTIVET I ORWARE

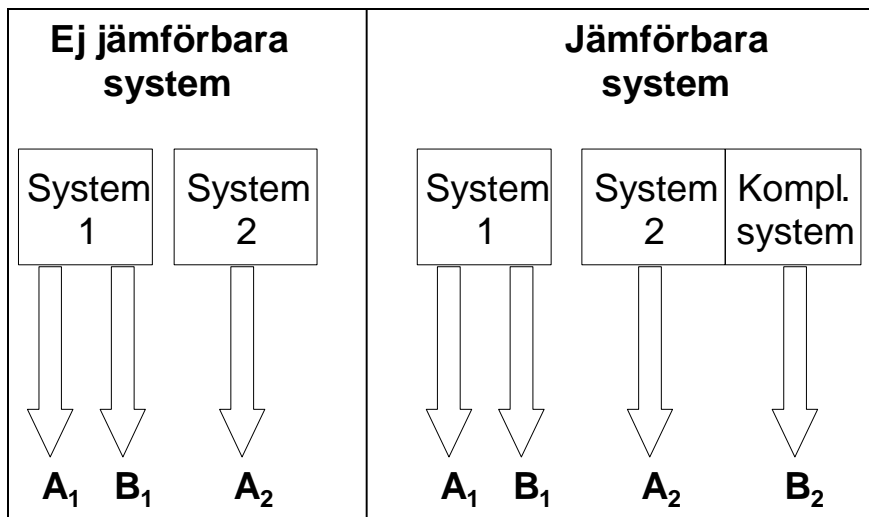
Den materialflödesanalys som görs i ORWARE genererar en stor mängd data. Dessa data aggregeras i olika s.k. effektkategorier enligt metoder som utvecklats för livscykelanalys (LCA). Med hjälp av viktningfaktorer kan sedan jämförelser av t.ex. växthuseffekt, eutrofiering, ekotoxicitet m.fl. effektkategorier göras för de olika studerade handlingsalternativen. Resultaten återges vanligen i form av jämförande staplar för de olika studerade handlingsalternativen.

Systemgränserna i ORWARE bygger på LCA-perspektivet, att inkludera alla de processer som är kopplade till en produkts (eller ett systems) livscykel. Detta illustreras av Figur 3, där kärnsystemet enligt Figur 2 utvidgats för att ta hänsyn även till vissa uppströms och nedströms aktiviteter. Kärnsystemet i Figur 3 motsvaras av systemet innanför den heldragna linjen i Figur 2. I modellen beräknas även de uppströms flöden som är associerade med förbrukning av energiresurser i kärnsystemet. På motsvarande sätt kan nedströms aktiviteter såsom spridning av växtnäring och utnyttjande av biogas inkluderas i analysen.



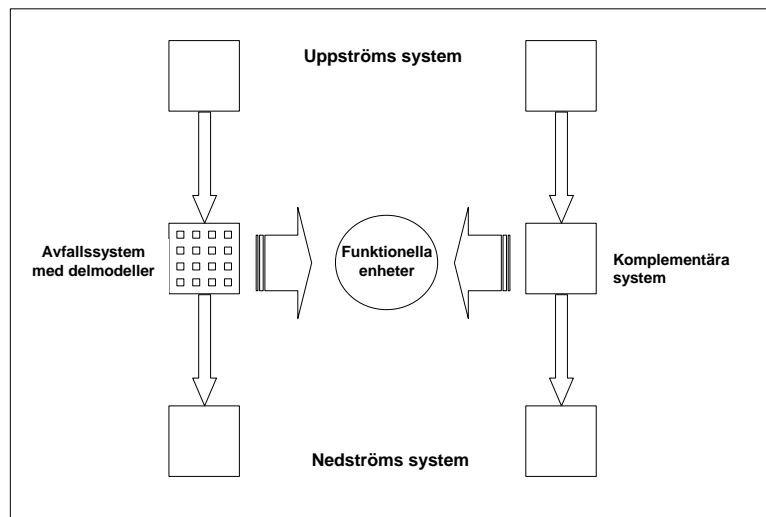
*Figur 3. Livscykelanalysen tar hänsyn till såväl kärnsystem som uppströms och nedströms aktiviteter.*

En ytterligare aspekt av LCA-perspektiv i ORWARE hänför sig till begreppet funktionell enhet, som i ISO standarden för LCA (ISO, 1997) definieras som kvantifierad prestanda hos ett produktsystem. Det är ett mått på den funktion en produkt (eller ett system) uppfyller, som ska användas som referens när man jämför olika produkter (eller system). Varje studerat avfallssystem uppfyller vissa funktioner. Som ovan nämnts är den första och primära funktionen hos ett avfallssystem att omhänderta en viss mängd avfall. Ytterligare funktioner är emellertid möjliga. Så kan avfallssystemet fylla funktionen att förse samhället med t ex energi, gödningsämnen och återcirkulerade produkter eller material. För att göra en rättvis jämförelse mellan olika alternativ till utformning av avfallssystemet, måste därför de funktionella enheterna vara desamma för varje studerat alternativ. Detta krav uppfylls i ORWARE genom att man vidgar systemgränsen till att omfatta olika s.k. komplementära system, se Figur 4.



Figur 4. Genom att utöka analysen med ett kompletterande system kan olika system bli jämbördiga. (Finnveden, 1998)

Även komplementära system har sina kärnsystem, samt uppströms och nedströms system. Detta gör att varje studerat handlingsalternativ kommer att ha sin unika utformning av såväl kärnsystem som olika komplementära system. Detta illustreras i Figur 5.



Figur 5. Principskiss för hur ett totalt system (=handlingsalternativ) i ORWARE utformas, bestående av (i) ett antal delmodeller i avfallssystemet, (ii) nyckelflöden som härrör sig till uppströms och nedströms aktiviteter till kärnsystemet, samt (iii) olika komplementära system (inkl. sina uppströms- och nedströms aktiviteter) för att fylla upp de funktionella enheterna som studien omfattar.

För en mer detaljerad beskrivning av modellens funktion, se denna rapport's bilagor A och B.

---

## GENOMFÖRANDE

---

### SYSTEMGRÄNSER

#### TID

Tidsramen för analysen är ett år, d.v.s. mängden hushållsavfall som uppstår under ett år skall tas om hand. Effekterna på miljö, energi och ekonomi inskränker sig dock inte till detta enda år utan kan i vissa fall vara långvariga. Hur detta problem löses i de olika delmodellerna går att läsa sig till i bilaga A.

#### RUM

Den mängd avfall och slam som behövs för att täcka den kapacitet som Rondeco har koncession för antas finnas insamlad och klar i Stockholm. Avfallet går sedan med bil till förbränningsanläggningen i Högdalen eller med pråm till komposteringen i Stora Vika. I den mån deponering används är det främst Sofielund som används, en del förbränningsaska går dock till Högbytorp. Pellets tillverkad av hushållsavfall antas spridas i humusfattiga skogsområden i Örebrotrakten och rötslam sprids på åkrar i närheten av rötningsanläggningen.

#### FUNKTION

Systemets funktion är att omhänderta 260 000 ton blandat (efter utsortering till förpackningsinsamling) hushållsavfall och 130 000 ton reningsverksslam på ett fullgott sätt. Genom att behandla avfallet på olika sätt erhålls olika nyttigheter från avfallsbehandlingen. Dessa nyttigheter är återvinning av energi i form av fjärrvärme, elektricitet och transportarbete (biogas som drivmedel för bilar) och återvinning av näringsämnen i form av kväve och fosfor. Dessutom uppstår en massa andra nyttigheter som arbetstillfällen m.m. som ej värderas i analysen.

#### EFFEKTER

Följande effekter har studerats:

- Global uppvärmning, även kallad växthuseffekt eller drivhuseffekt
- Försurning
- Övergödning, även benämnt eutrofiering
- Uttag av primära energibärare, fördelat på förnyelsebara och icke förnyelsebara
- Företagsekonomiska kostnader
- Miljöekonomiska kostnader, även benämnt samhällsekonomiska kostnader



## STUDERADE SCENARIER

Olika kombinationer av kompostering, förbränning och rötning har undersökts i fyra olika scenarier. Rötning är också en avfallsbehandlingsmetod som konkurrerar på samma marknad som den storskaliga komposteringen. Begränsande är dock anläggningskapaciteten som här beror av den röttningsanläggning som är planerad på Sofielund.

I komposteringsscenarierna antas fjärrvärmens produceras genom förbränning av biobränsle. Antagandet, vilket innebär en viss förenkling av verkligheten, har gjorts eftersom det verkliga produktionssystemet är mycket komplext och svårt att simulera.”

För att driva processerna i avfallshanteringen krävs ett tillskott av elektricitet. I analysen antas att denna el är framställd i Danmark från kolkondens. Eftersom en del av energin i avfallet blir till elektricitet i Högdalen måste även denna el som går förlorad vid kompostering och rötning tillföras utifrån. Denna el antas också vara framställd i Danmark från kolkondens.

I detta fall syftar studien till att jämföra två olika behandlingsmetoder och inte att jämföra ett nuläge med ett framtida läge varför ett referensscenario inte finns med. Som en extrem variant på referensscenario hade man kunnat tänka sig att deponera allt avfall. Men det är från 2002 förbjudet enligt svensk lag att deponera utsorterat brännbart avfall och från 2005 organiskt avfall och det känns därför inte aktuellt för denna studie.

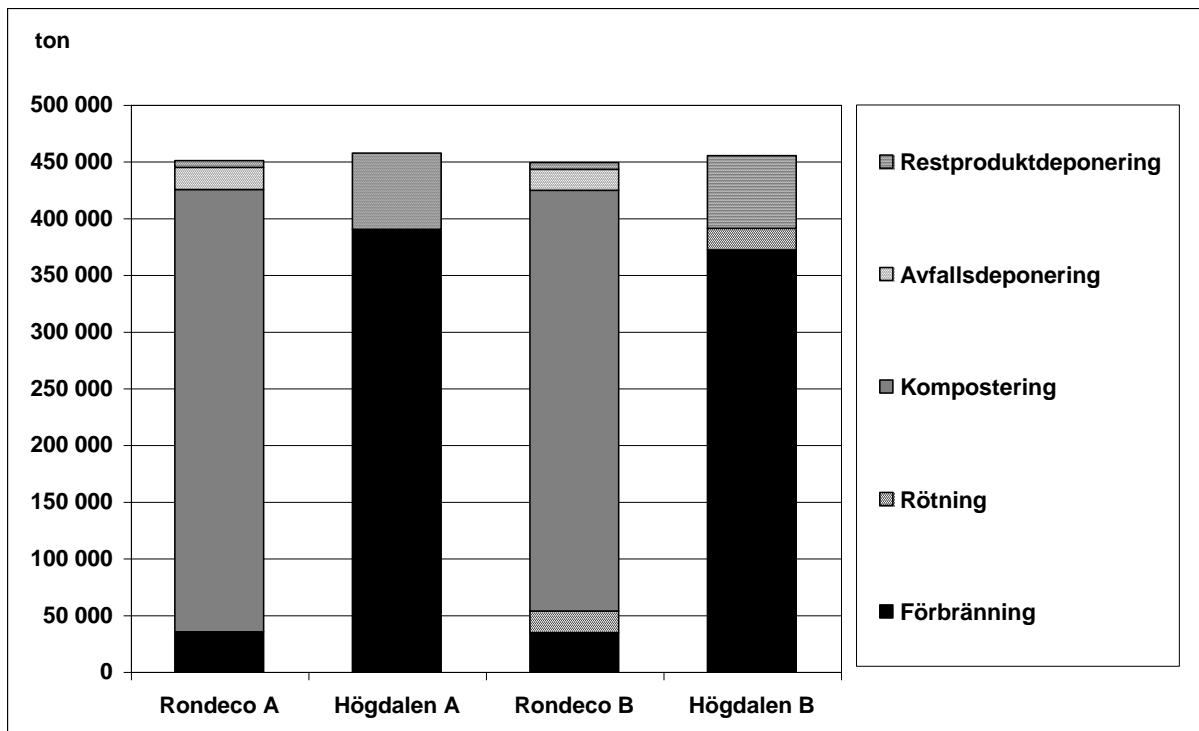
I komposteringen i Stora Vika tänker man samkompostera hushållsavfall och avloppsslam. Förhållandet mellan avfall och slam är 2:1. Som ett alternativ/komplement till kompostering kan man röta slam och lättnedbrytbara delar av hushållsavfallet. Kapaciteten i röttningsanläggningen är 20 000 ton. Vi tänker oss att vi har samma förhållande mellan slam och avfall i röttningsanläggningen. Alla dessa villkor ger som resultat att 25 % av totala mängden lättnedbrytbart organiskt avfall rötas tillsammans med 5 % av totalmängden slam. Återstående delar samt fraktioner från verksamheter etc. komposteras i scenario 2 och förbränns i scenario 4. De fyra scenarierna finns beskrivna i tabell 1.

Tabell 1 Scenariobeskrivning

	Rondeco A	Högdalen A	Rondeco B	Högdalen B
Hushållsavfall	kompostering	förbränning	95 % kompostering	95 % förbränning
Reningsverksslam	kompostering	förbränning	5 % rötning	5 % rötning
Ersättningsvärme	biobränsle	-	biobränsle	biobränsle
Ersättningselektricitet	kolkondens	-	kolkondens	kolkondens
Näringstillförsel	mineral/pellets	mineralgödsel	pellets och slam	mineral/slam
Fordonsbränsle	bensin	bensin	biogas	biogas

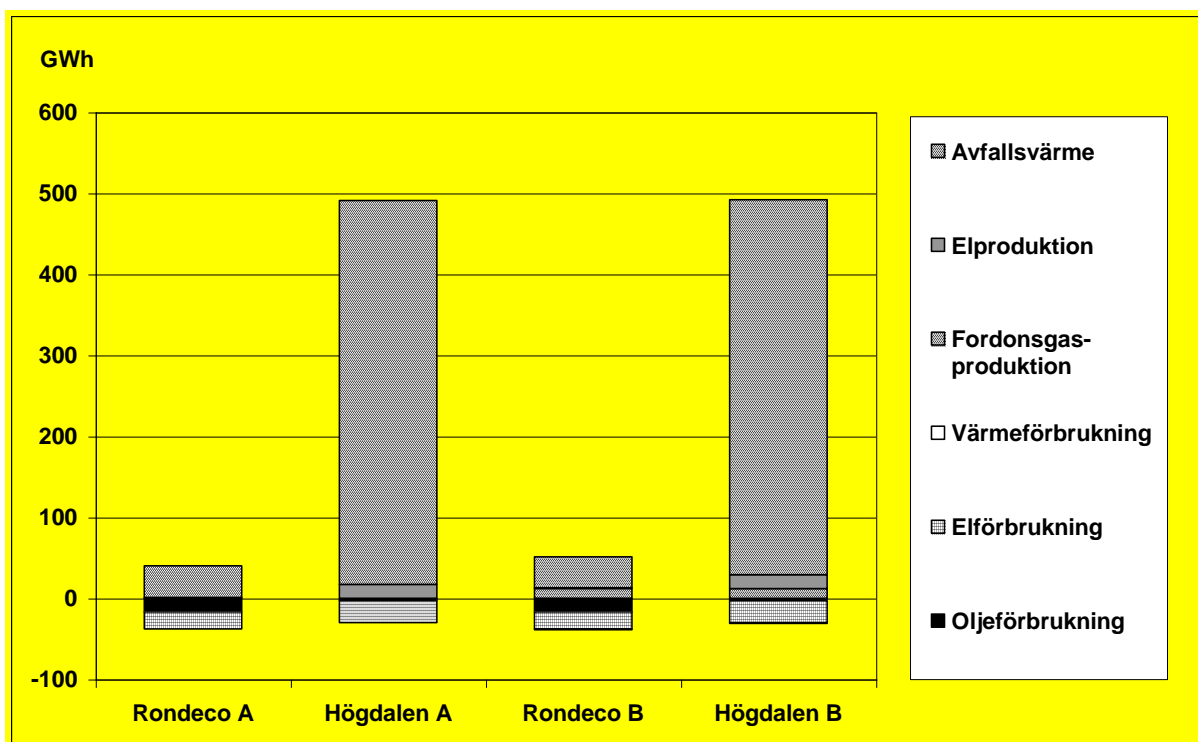
## MATERIAL- OCH ENERGIBALANSER

I nedanstående diagram visas material- och energibalanser för de undersökta scenarierna.



Figur 1 Materialbalans

Restprodukter är slagg och aska från förbränning. Förbränning sker även i komposteringsfallen eftersom utsortering av brännbart avfall sker både vid komposteringsanläggning och röttningsanläggning. Att staplarna inte är lika höga beror på att vissa mängder avfall räknas fler gånger. Till exempel kan brännbart avfall som sorteras ut innan kompostering bokföras som inkommande till kompostering, inkommande till förbränning och ge utslag även för restproduktdeponering. Avfallsdeponeringen är deponering av rejekt från intaget till komposteringsanläggningen. Det är material som inte lämpar sig för kompostering och som inte heller kan förbrännas som sorteras ut och deponeras.



Figur 2 Energibalans

Förbrännings scenarierna har en positiv energibalans, d.v.s. energigenereringen är större än energiförbrukningen, medan komposteringsfallen förbrukar ungefär lika mycket energi som de genererar. Detta är inte så konstigt eftersom kompostering inte är en energiutvinningsmetod. Oljeförbrukningen motsvarar dieselbehovet till lastbilstransporterna och förbrukning av olja till prämtransport. Värme förbrukas i rötningsanläggningen för värmebehandlingen men är så liten att den inte syns i diagrammet.

Tabell 2 Avfallssystemets nyttigheter

Fjärrvärme	475	GWh
Elektricitet	17	GWh
Fosforgödsel	488	ton
Kvävegödsel	649	ton
Biltransport	1 106 561	mil

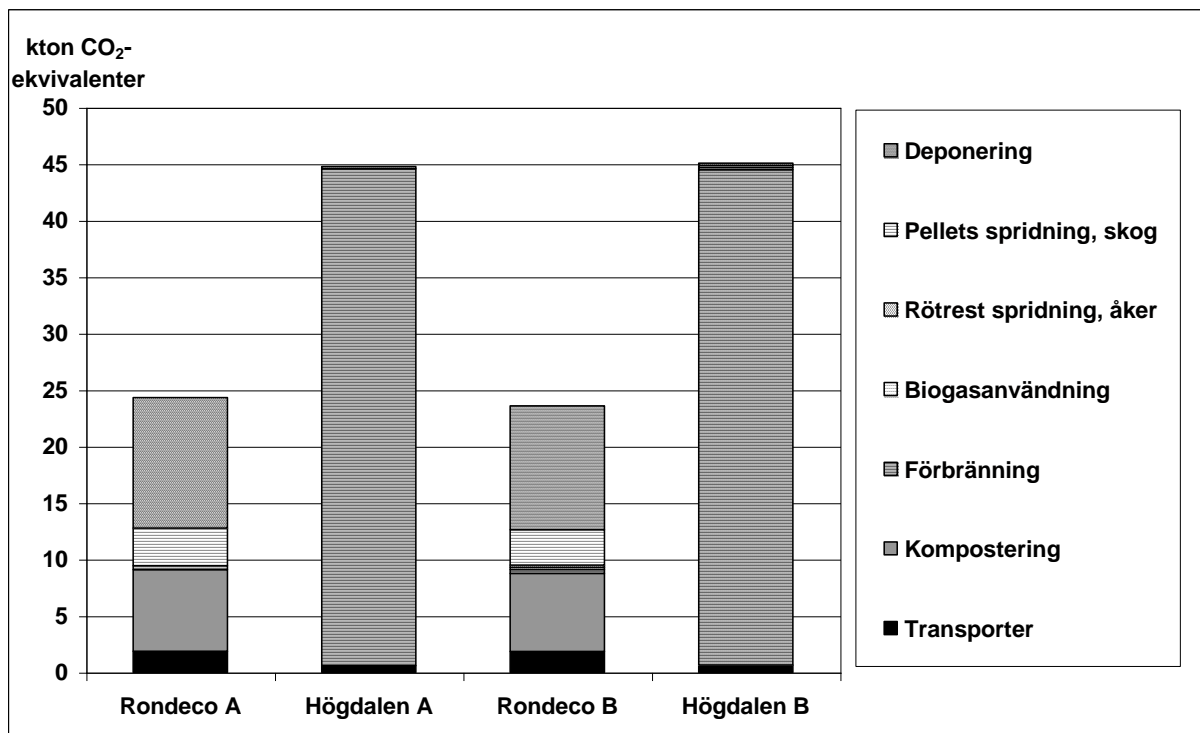
De nyttigheter som avfallsbehandlingen åstadkommer föreligger i form av elektricitet och värme från förbränning, organiskt gödselmedel från kompostering och för rötning även transportarbete.

## RESULTAT

I följande kapitel presenteras resultaten för miljö, energi och ekonomi för de olika studerade scenarierna. I det första diagrammet för varje effektkategori visas resultatet för avfallssystemet i Stockholm och efterföljande diagram visar effekterna i det totala systemet efter att framställning av systemnyttigheter från konventionell produktion lagts till.

### GLOBAL UPPVÄRMNING

#### GLOBAL UPPVÄRMNING AVFALLSSYSTEMET

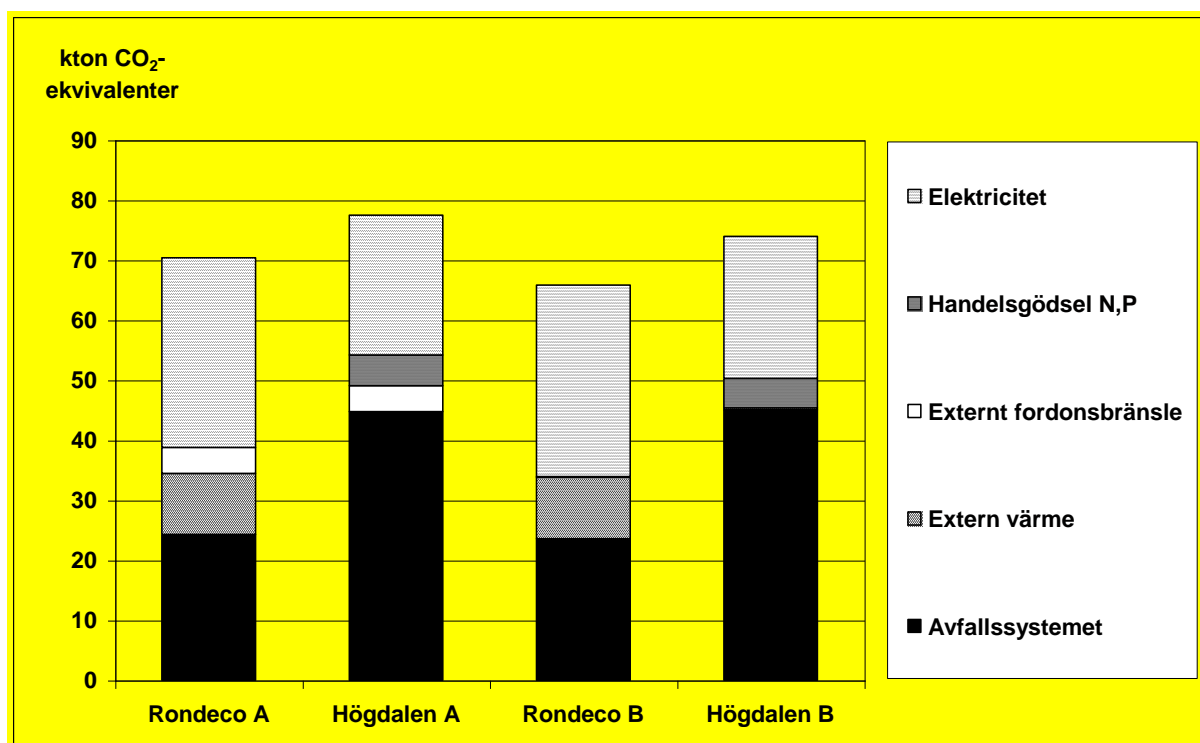


Figur 3 Global uppvärmning, avfallssystemet

Bidraget till global uppvärmning är avsevärt lägre för komposteringsalternativen. Detta beror främst på bildningen av koldioxid i förbränningsprocessen från fossilt kol i avfallet. Avfallsförbränningen ger upphov till 44 kton CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Av detta står koldioxid för 39 kton och lustgas för resterande 5.. Att avfallsförbränningen emitterar fossil koldioxid beror på att c:a 10 000 ton fossilt kol kommer in i systemet via hushållsavfallet.

Med avseende på bidrag till global uppvärmning är det ingen fördel för avfallshanteringen att röta avfallet istället för att kompostera det (jfr Rondeco A mot Rondeco B). Visserligen minskar utsläppen från komposteringsprocessen och spridningen av pellets något men vinsten äts upp av emissioner från biogasfordon och lustgasemissioner från jordbruksmark. En renodlad jämförelse mellan kompostering och rötning krävs dock för att kunna dra säkra slutsatser.

Bidraget från transporter är tre gånger så stort vid kompostering än vid förbränning vilket har sin orsak i att prämtransporterna inte är lika energieffektiva och har sämre rening. Transporterna har dock en liten inverkan sett till alla de aktiviteter i avfallssystemet som påverkar växthuseffekten.

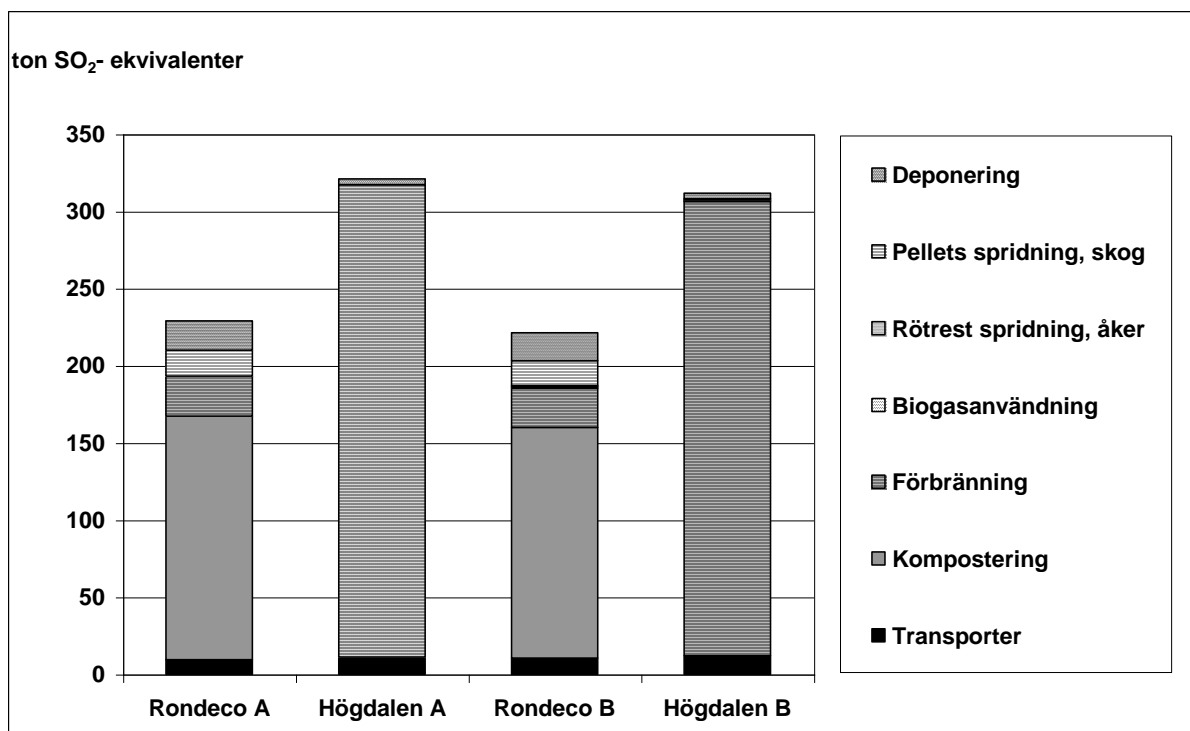


Figur 4 Global uppvärmning, totala systemet

När systemet utökas jämnas skillnaderna mellan alternativen ut. Förklaringen är att komposteringsalternativen drabbas hårt av den relativt höga elförbrukningen. Elektriciteten antas produceras med dansk kolkondens vilken bidrar med utsläpp av fossil koldioxid. Bidraget från förbränning av biobränsle uppgår till c:a 10 kiloton och är lika stort som bidragen från framställning av konstgödsel och bensin tillsammans. Växthuspåverkan från förbränning av biobränsle, extern värme, består av koldioxid (4,26 kton), metan (0,19 kton) och lustgas (5,71 kton).

## FÖRSURNING

### FÖRSURNING AVFALLSSYSTEMET

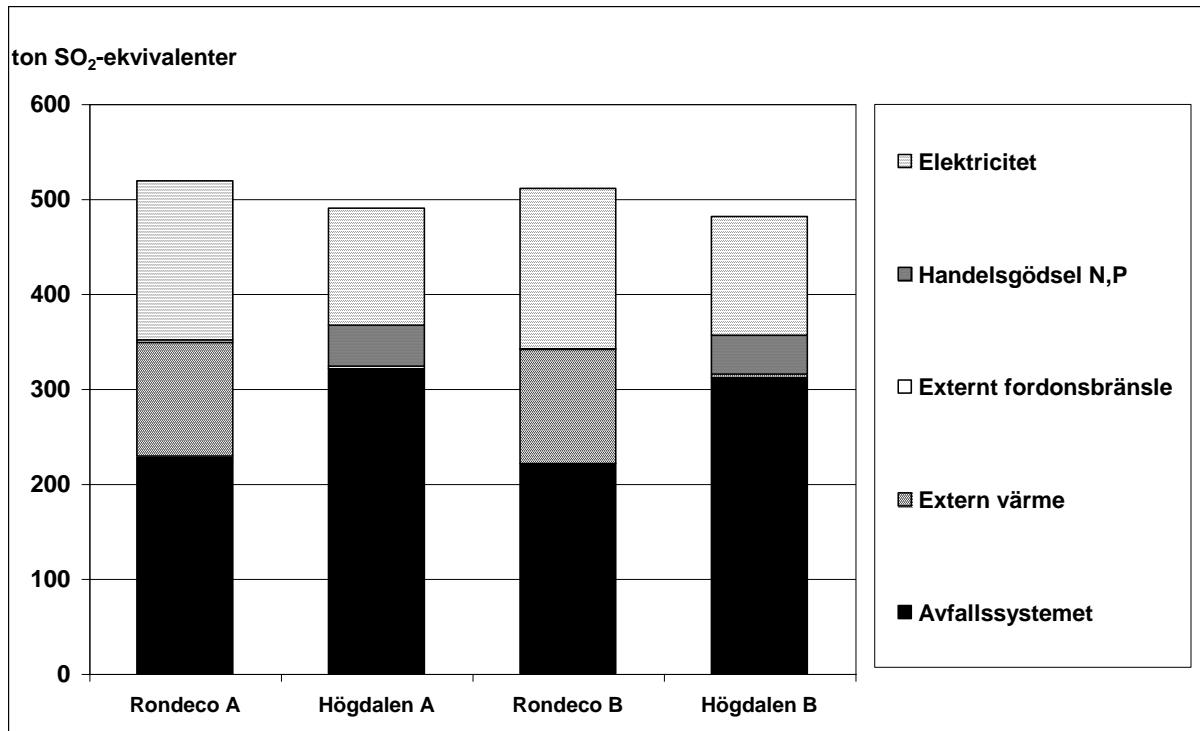


Figur 5 Försurning, avfallssystemet

Ur försurningssynpunkt är kompostering att föredra framför förbränning. Det stora bidraget från förbränning består mest av svaveldioxid och kväveoxider, där vi antagit att kvävedioxidemissionerna motsvarar koncessionen för Högdalenverket. Försurande utsläpp från komposteringsprocessen är betydande, emissioner av ammoniak och kväveoxider bidrar ungefär lika mycket till dessa.

Inte heller ur försurningssynpunkt finns det någon stor vinst att låta en del av avfallet gå till rötning.

## FÖRSURNING TOTALA SYSTEMET

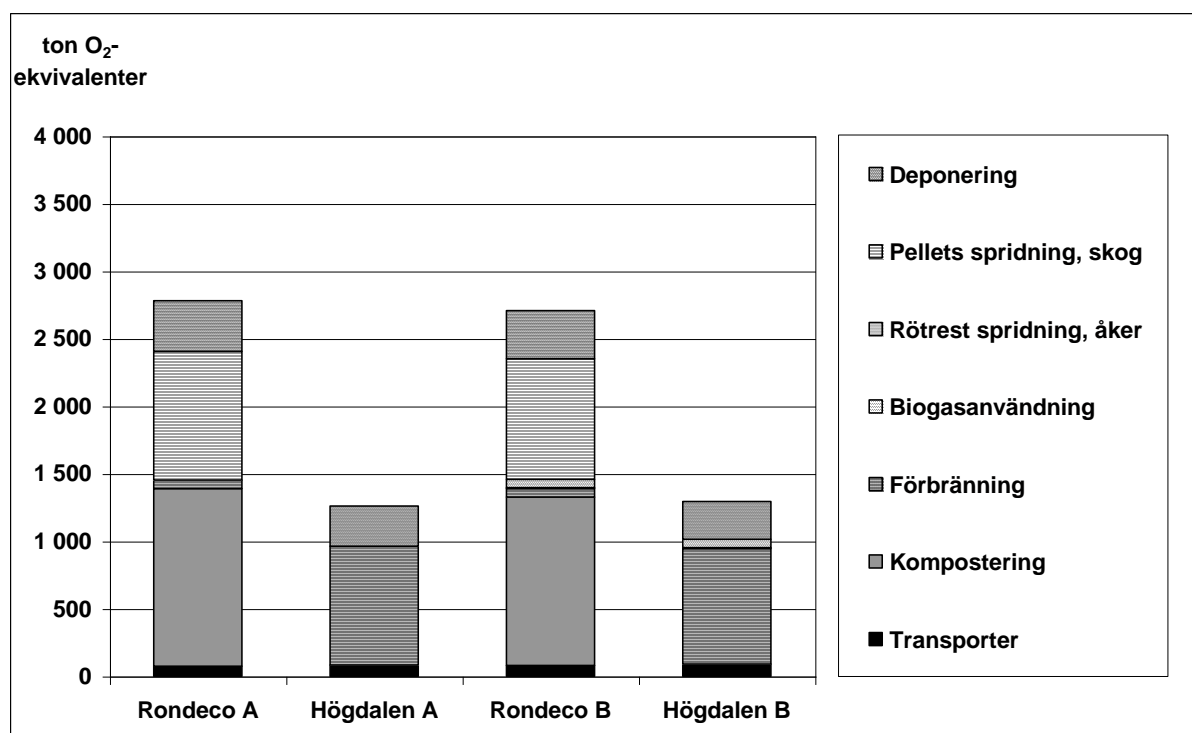


Figur 6 Förurning, totala systemet

Sett i ett vidare perspektiv framstår inte komposteringen som en vinnare. Det är dock ganska jämnt mellan scenarierna vilket beror på att komposteringsfallen drabbas av försurande bidrag från förbränning av bibränsle och till mindre del även av elimport.

## ÖVERGÖDNING

### ÖVERGÖDNING AVFALLSSYSTEMET

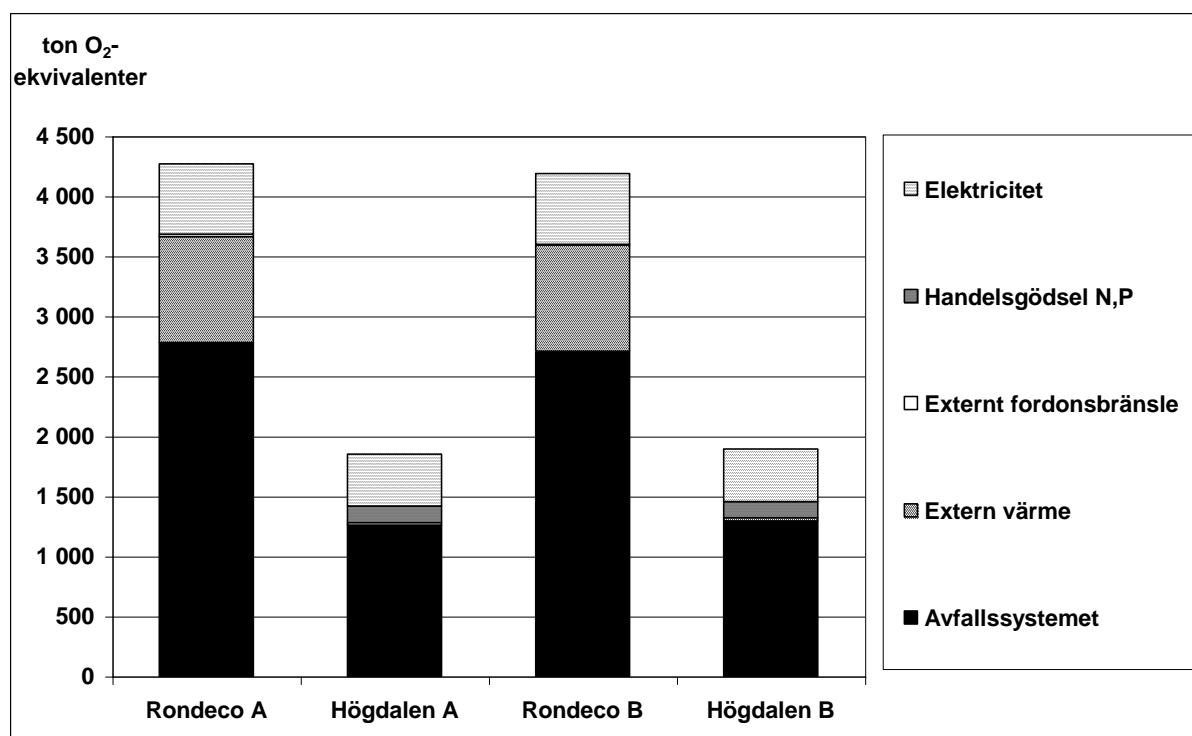


Figur 7 Övergödning, avfallssystemet

Two activities dominate the picture for eutrophication in the waste management system and that is the composting process and the spreading of fertilizer pellets in the forest. It is again the release of ammonia and nitrogen oxides from the composting that in kilograms counted contribute with equally large shares. From an eutrophication perspective it is the release of ammonia that is critical, since ammonia has a characterization factor of 16 compared to 6 for nitrogen oxides. Pellet spreading causes emissions of ammonia which contributes significantly.



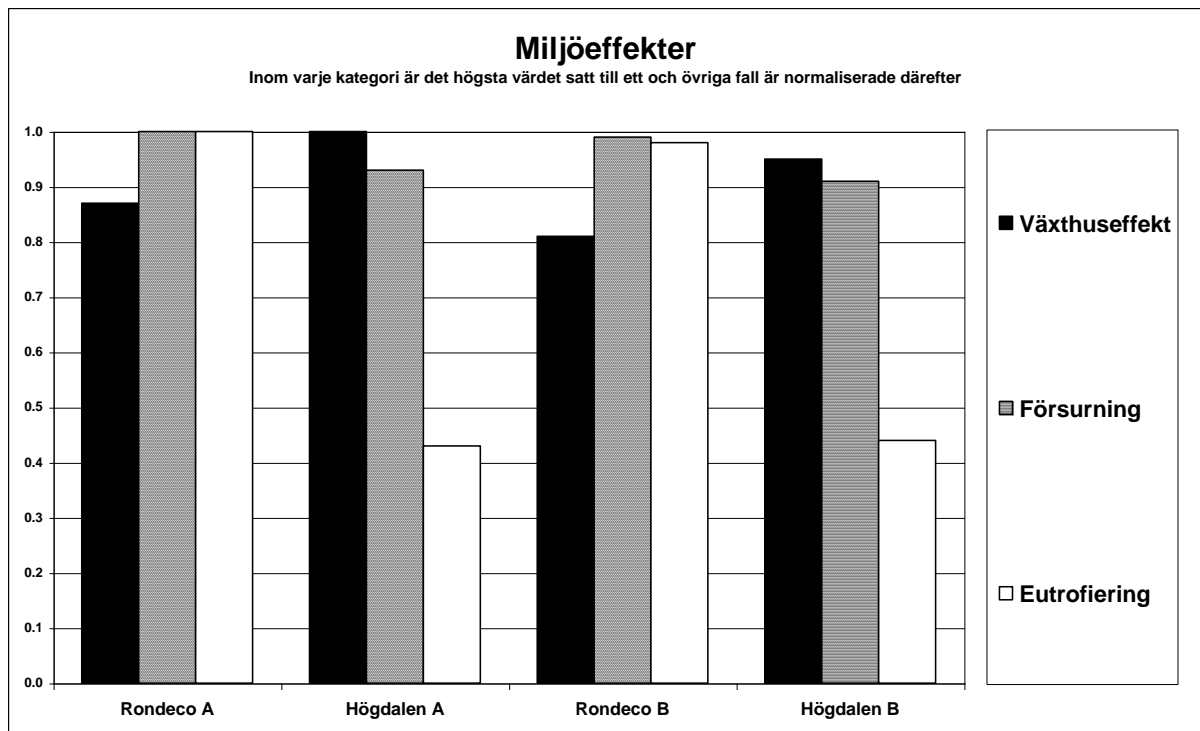
## ÖVERGÖDNING TOTALA SYSTEMET



Figur 8 Övergödning, totala systemet

För totala systemet bibehålls ordningen mellan scenarierna men påläggen är något större för komposteringsscenerierna. Bidraget från extern värmeförsel är större än bidraget för konstgödsel vilket får betydelse. Skillnaden mellan rötning och annan behandling är fortsatt liten.

## SAMMANSTÄLLNING AV STUDERADE MILJÖEFFEKTER



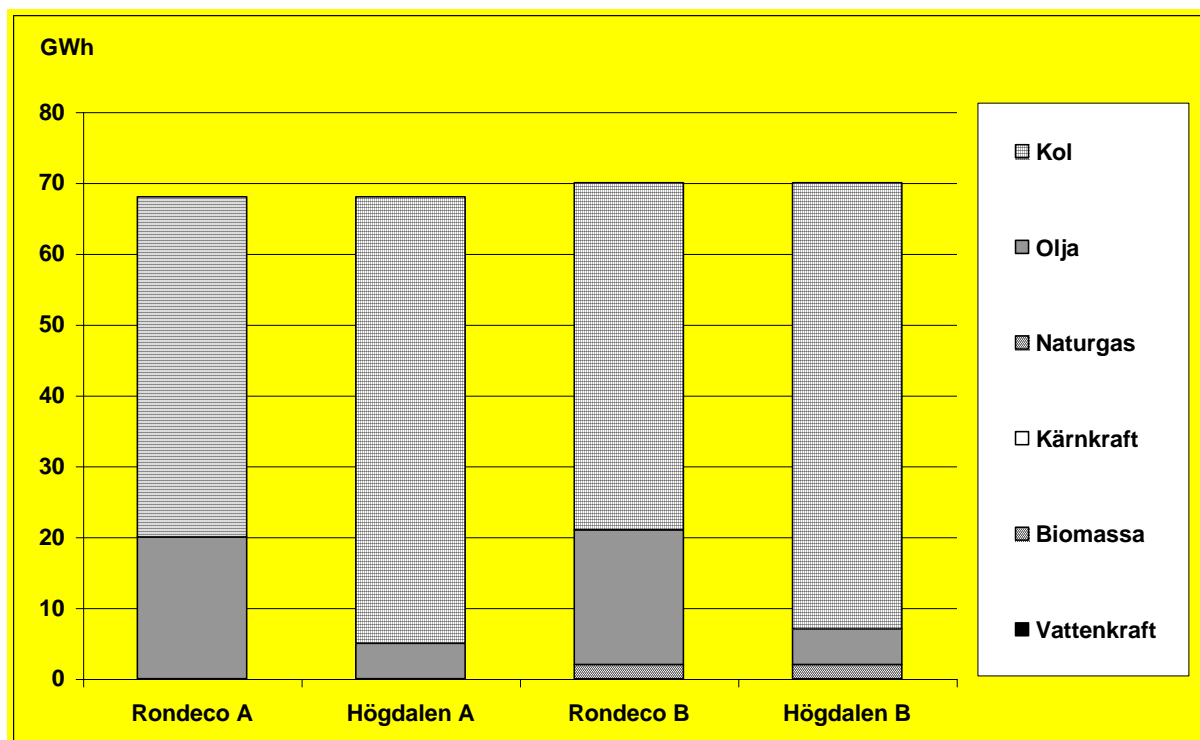
Figur 9 Sammanställning av kvantifierade miljöeffekter

Här har en sammanfattning av utvärderade miljöeffekt-kategorier gjorts för hela systemet. Vi ser att ur växthuseffektsynpunkt är förbränning sämst medan kompostering är sämst för övriga kategorier. Sett ur ett lokalt/regionalt perspektiv verkar det klokast att förbränna avfallet men ur ett globalt perspektiv är det fördelaktigt att kompostera. Skillnaderna för försurning är små, för eutrofiering stora och för växthuseffekt måttliga.

Det bör understrykas att detta endast är en första översikt, att fler och djupare studier bör göras där man väger in de lokala effekterna. Tillämpning av LCA-metodik kan ibland slå fel då antaganden gjorts som inte stämmer överens med studiens upplägg.

## FÖRBRUKNING AV PRIMÄRA ENERGIBÄRARE

### PRIMÄRA ENERGIBÄRARE AVFALLSSYSTEMET

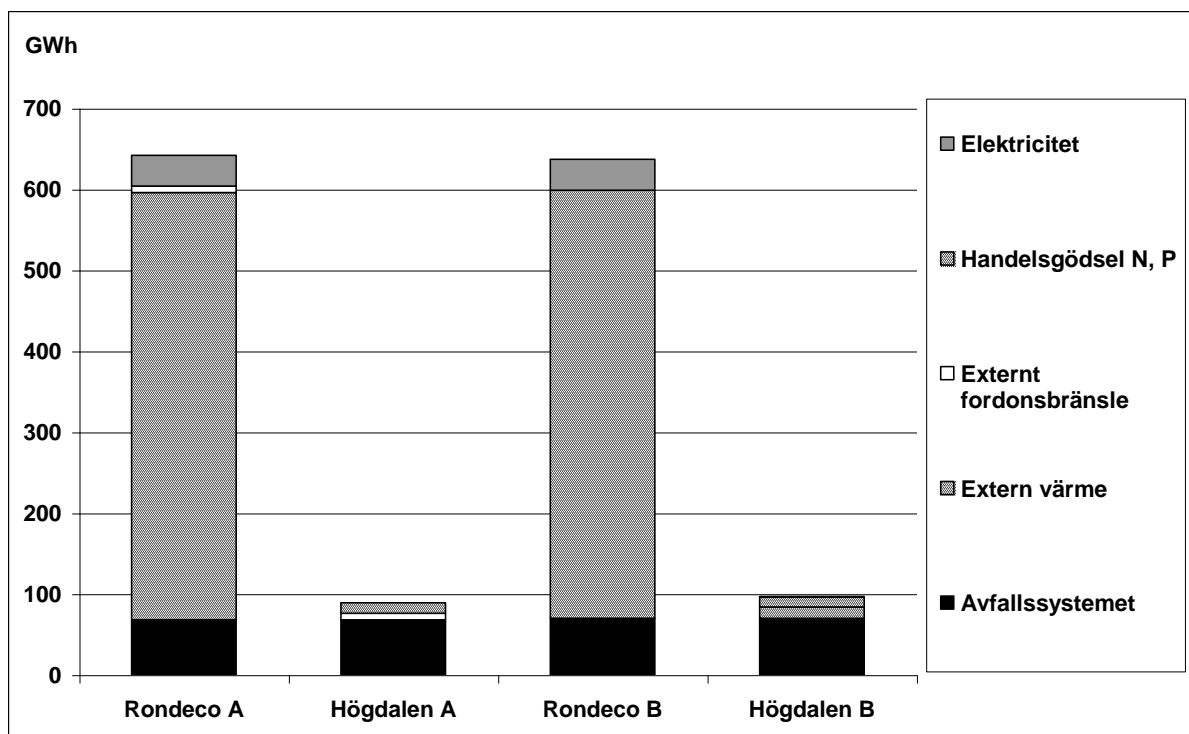


Figur 10 Förbrukning av primära energibärare, avfallssystemet

Det första som kan konstateras är att avfallssystemet är helt dominerat av fossila bränslen som kol och olja. Oljan används främst till transporter medan kol härrör från kolkondens-el som används för att driva processerna. Fördelningen mellan olja och kol skiljer sig mellan förbränning och kompostering. Prämtransporterna drar upp oljeförbrukningen för komposteringen medan förbränningsanläggningen förbrukar mer elektricitet än komposteringen.

För att kompostering skall kunna konkurrera energimässigt med förbränning är det viktigare att sänka förbrukningen av elektricitet i komposteringsanläggningen än att förlägga anläggningen närmare staden. Detta gäller då endast avfallssystemet betraktas. Vad som händer om systemet utvidgas framgår av följande bild.

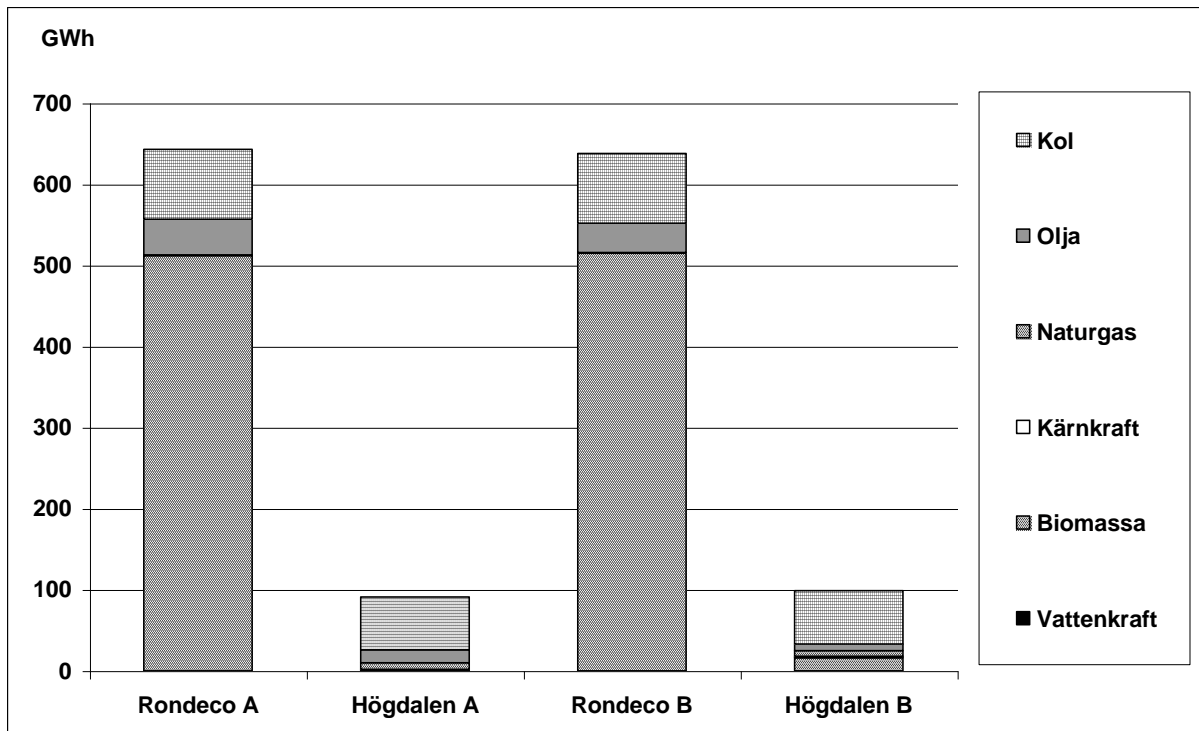
## PRIMÄRA ENERGIBÄRARE TOTALA SYSTEMET



Figur 11 Förbrukning av primära energibärare, totala systemet

Om vi väger in den externa förbrukningen av energiresurser som ersättningsbränslen ger ser bilden helt annorlunda ut. I det här fallet utgörs den externa värmen av värme från biobränsle vilken är mer harmlös än oljeeldning, men energiförlusten är fortfarande betydande. Vid konstgödselframställning förbrukas bl.a. naturgas men det är rätt små mängder jämfört med hur mycket biomassa som måste ersätta förlorad fjärrvärme vid kompostering.

Vi har i denna analys inte kunnat värdera den ökade tillväxt av biomassa som växtnäringspelletsen påstås ge upphov till. Det kan finnas anledning att justera bilden något om hänsyn till detta kan tas.

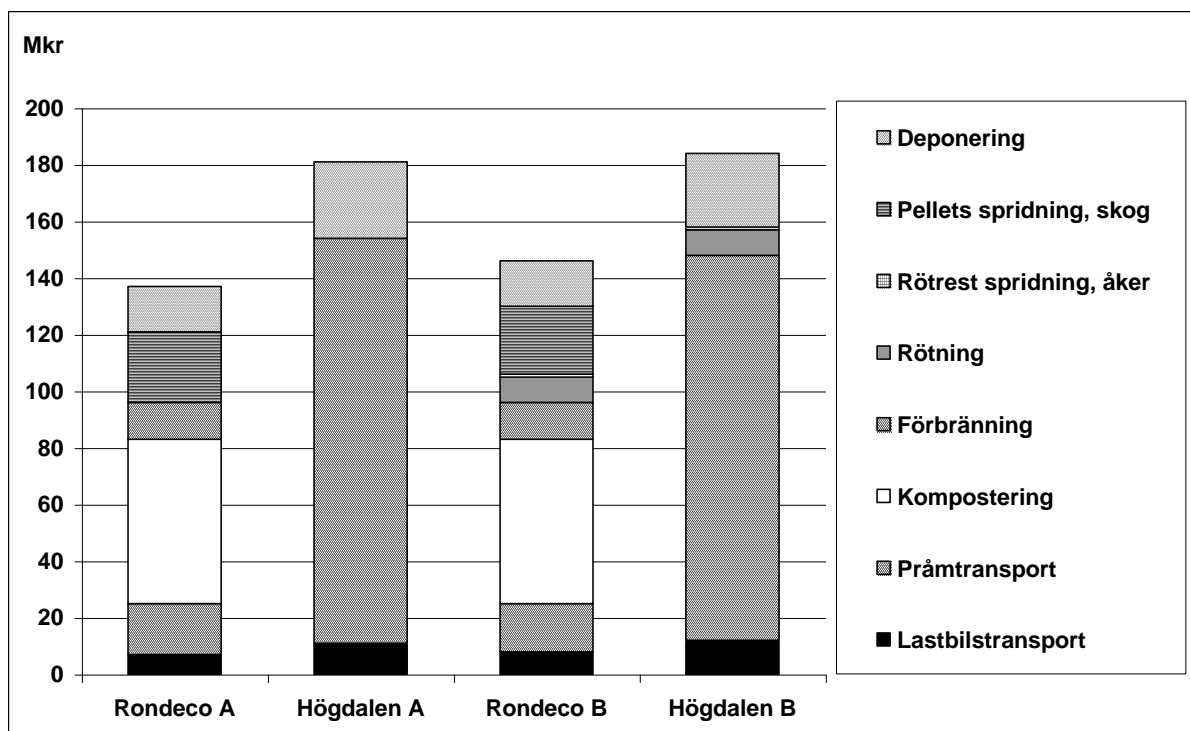


Figur 12 Förbrukning av primära energibärare, avfallssystemet, olika energislag

Detta är samma bild som i figur 11 men fördelat på olika energibärare istället. Även om den förnyelsebara energiresursen biomassa räknas bort förbrukar komposteringsfallen mer energi än förbränningsfallen.

## EKONOMI

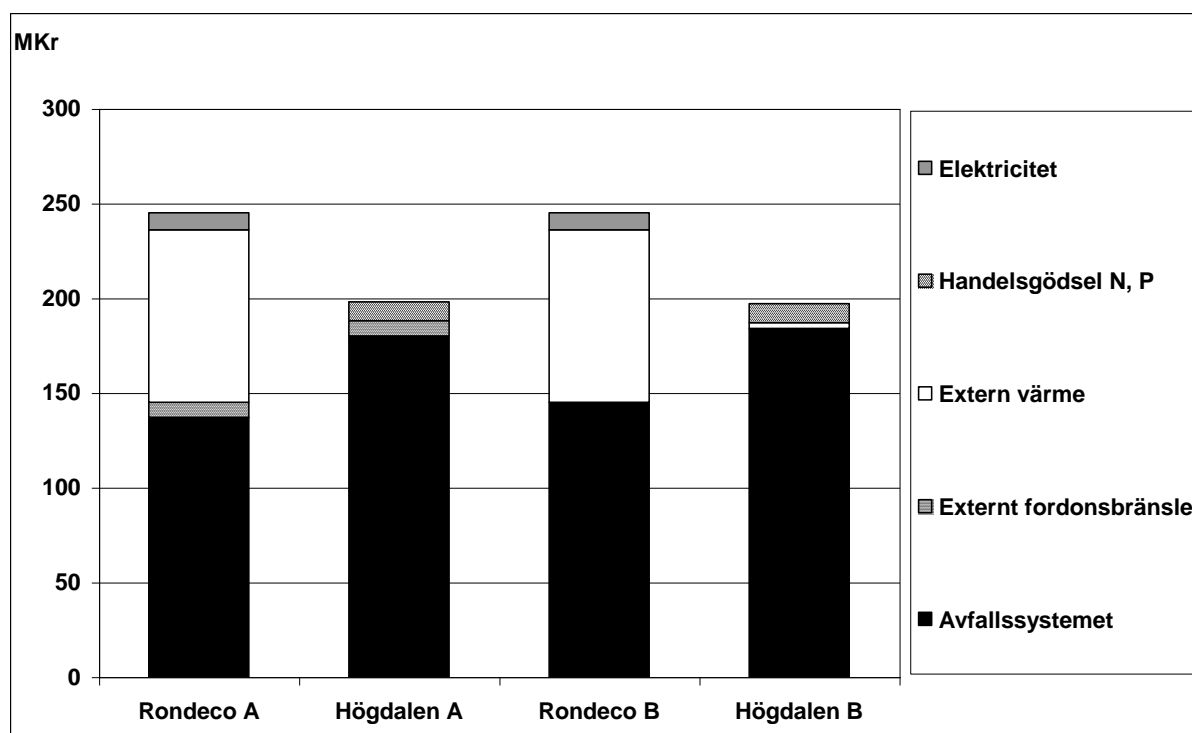
### KOSTNADER AVFALLSSYSTEMET



Figur 13 Företagsekonomiska kostnader, avfallssystemet

Kompostering är en billigare behandlingsmetod än förbränning sett ur avfallssystemets perspektiv. Prämtransporten kostar 45 SEK/ton (se bilaga B) och är betydande sett till systemets transportkostnader. Komposteringen kostar närmare 60 Mkr om året jämfört med förbränningens 140 Mkr. Spridning av pellets kostar c:a 25 Mkr där uttransport från Stora Vika till Örebro dominerar kostnaden. Några specifika kostnader för pelletspridning har ej gått att få varför data för spridning på åkermark använts. Att röta en del av avfallet medför en marginell fördyring. Spridningen av rötrest på åkermark kostar knappt en miljon kronor per år och syns inte i diagrammet.

## KOSTNADER TOTALA SYSTEMET



Figur 14 Företagsekonomiska kostnader, totala systemet

Om hänsyn tas till förlorad fjärrvärme lönar det sig bättre att förbränna avfallet än att kompostera det. Handelsgödsel och elektricitet spelar en mindre roll, det är priset på fjärrvärme som bestämmer lönsamheten för systemet.

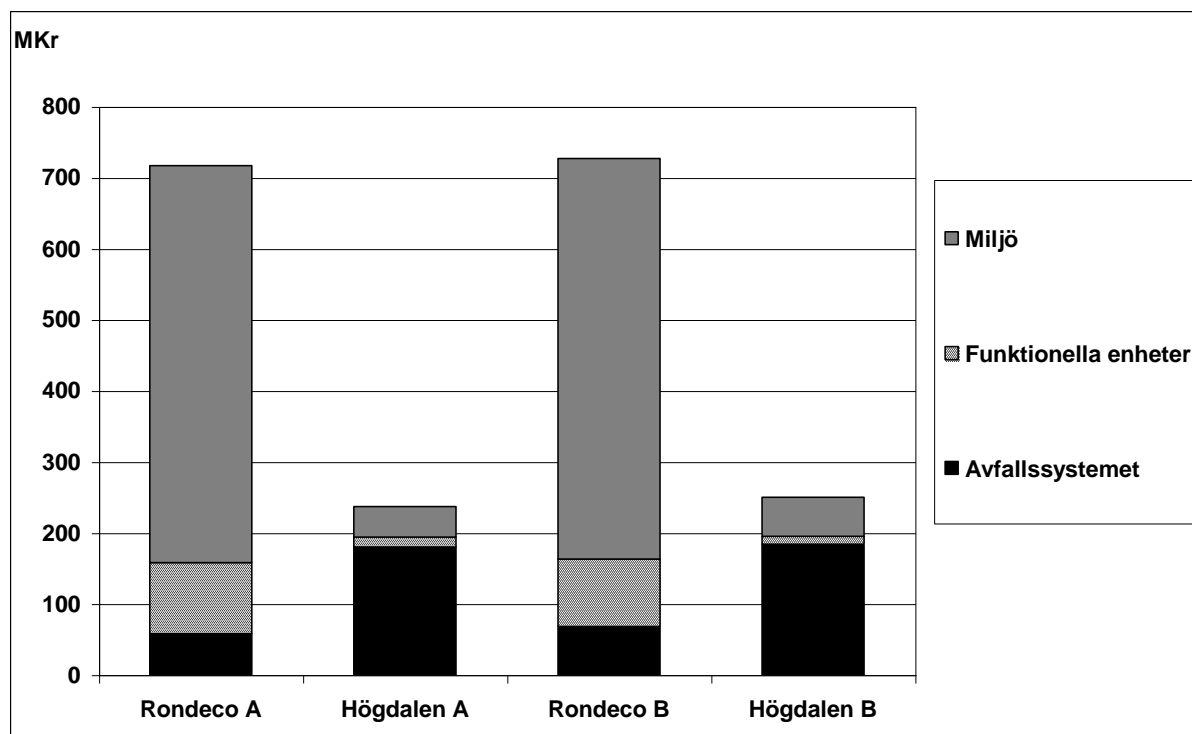
## INTÄKTER FÖR AVFALLSPRODUKTER

I denna typ av analyser är syftet att kvantifiera ett systems kostnader, kostnader i form av förbrukning av energiråvara, potentiella miljöeffekter (emissioner) och ekonomiska kostnader för omhändertagande av avfallet. Hänsyn har inte tagits till direkta intäkter i de undersökta fallen då detta kompenseras av motsvarande kostnad i ett annat. D.v.s. intäkt för försäld värme i ett förbränningsscenario motsvaras av den slupna kostnaden för bibränslevärme som belastar komposteringsalternativen.

Differensen mellan kostnader och intäkter för olika verksamheter är de lönsamhetskrav som satts upp av ägarna till respektive verksamhet. Om värdering gjordes med hjälp av intäkter skulle det bli en obalans mellan kommunala verksamheter och privata företag eftersom de kommunala verksamheterna inte alltid drivs i enbart vinstsyfte utan för att kommuner i många avseenden har ett lagstadgat ansvar att försörja samhället med vissa tjänster. Oavsett lönsamhetskraven så kan två verksamheter utföra sin uppgift lika bra och det blir därmed ingen rättvis jämförelse om intäkter tas med.

Intäkterna är relevanta att inkludera då resultat redovisas aktörsvi, d.v.s. för Rondeco (kompostering), Birka Energi (förbränning) och SRV/Renhållningsförvaltningen (rötning). Syftet med denna analys är dock att ge en bild av samhällets nytta eller onytta av att avfall tas om hand på olika sätt och inte att visa om prissättningen av pellets, elektricitet, fjärrvärme, biomull och biogas är rättvis.

MILJÖEKONOMISK VÄRDERING AV EMISSIONER



Figur 15 Miljöekonomiska kostnader, totala systemet

I diagrammet ovan motsvarar kategorierna "Avfallssystemet" och "Funktionella enheter" den förra figuren när skatter och miljörelaterade avgifter tagits bort. Kategorin "Miljö" är en ekonomisk värdering (se bilaga A) av de emissioner som uppstår i varje scenario. Miljökostnaden är betydligt högre för komposteringsfallen än för förbränningsfallen. Hur den miljöekonomiska kostnaden fördelar sig mellan olika aktiviteter framgår av tabell 4.

Tabell 4 Miljöekonomiska värderingar av emissioner

Miljökostnader [Mkr]	Rondeco A	Högdalen A	Rondeco B	Högdalen B
Transport	1	0	1	1
Förbränning	1	25	1	25
Kompostering	5	0	5	0
Rötning	0	0	2	2
Deponering	6	1	6	1
Biogasbilar	0	0	0	0
Spridning	1	0	1	0
Skogs/åkermark	522	0	527	11
Elektricitet	16	12	16	12
Fjärrvärme	4	0	4	0
Handelsgödsel	0	2	0	2
Drivmedel	2	2	0	0
<b>Summa</b>	<b>558</b>	<b>42</b>	<b>563</b>	<b>54</b>

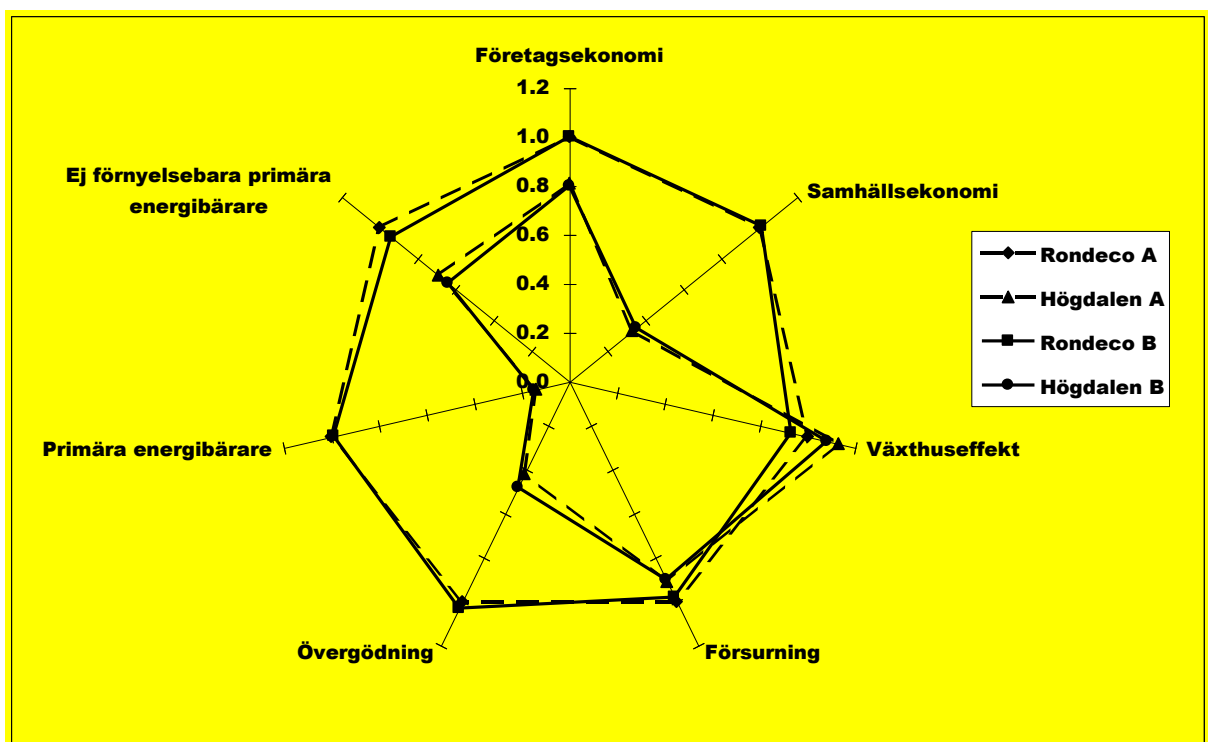
Emissioner till framförallt skogs- men även åkermark gör komposteringen mindre fördelaktig. Det är tungmetaller från avfallet vilka följer med komposten ut på marken som medför en hög kostnad i den värderingsmetod som används (se bilaga). När avfallet förbränns hamnar de flesta tungmetallerna i aska och slagg vilka deponeras och därmed skyddas, åtminstone temporärt, miljön från dessa föroreningar.



## SAMMANSTÄLLNING AV MILJÖ, ENERGI OCH EKONOMI

I det följande görs en sammanställning av de tidigare presenterade resultaten. Vi har här valt att presentera parametrar för miljö, energi och ekonomi i samma diagram. Diagrammen visar försämringar eller förbättringar jämfört med kompostering. För att det skall kunna göras på ett någorlunda begripligt sätt har resultatet för det totala systemet i varje scenario normerats med motsvarande resultat i scenario nummer 1. På detta vis kan de olika scenarierna jämföras med varandra utan att man behöver fundera kring att varje axel har sin egen enhet.

Det bör poängteras att miljöpåverkan värderas på upp till 5 olika sätt (här redovisas även kväveoxidemissioner som bidrar till bildning av fotokemiska oxidanter) medan energi och ekonomi representeras av två skalor vardera (där en värdering är en delmängd av den andra). Man skall *INTE* ge sig in på att mäta ytor eller dylikt, diagrammet skall bara användas för att ge en samlad bild av förbättringar/försämringar mellan de olika scenarierna. Det bör betonas att det även finns andra parametrar än dessa som skall värderas vid fattandet av ett beslut.



Figur 16 Sammanställning över samtliga effektkategorier

Streckade linjer motsvarar A-scenarierna medan heldragna linjer svarar mot B-scenarierna. Ur alla aspekter utom växthuseffekt och försurning är förbränning med god marginal att föredra framför kompostering. För växthuseffekt är förbränningen något sämre beroende på fossila koldioxidemissioner vid avfallsförbränningen, och för försurning är förbränning endast något bättre än kompostering. Det är dock viktigt att påpeka att skillnaden mellan alternativen för växthuseffekt och försurning är för liten för att någon säker slutsats skall kunna dras.

---

## KÄNSLIGHETSANALYS

---

### VAL AV PRODUKTIONSSÄTT FÖR ELEKTRICITET OCH FJÄRRVÄRME

För att ytterligare belysa behandlingsalternativens beroende av alternativ energigenerering har en känslighetsanalys för alternativ energiframställning genomförts. Elektricitet analyseras även för s.k. svensk mix, se Bilaga A, och för fjärrvärme är alternativet olja.

Om en mer miljövänlig elproduktion appliceras står sig resultaten mot grundfallet. För växthuseffekt försämras dock förbränning relativt kompostering än mer. Anledningen är att i komposteringsfallen måste el importeras för att kompensera för den el som genereras i förbränningsfallen. Eftersom den svenska mixen medför lägre bidrag till växthuseffekten än den danska kolkondensen så blir de totala utsläppen lägre i komposteringsfallen vilket medför en relativ försämring för förbränning.

Vid antagande om extern fjärrvärmeförsörjning från förbränning av olja blir förbränning entydigt bättre än kompostering. Förlorad värme vid kompostering ersätts av oljevärme som bidrar mer till växthuseffekten och som energibärare betraktat är icke förnyelsebar. Skillnaden jämfört med grundfallet är lägst för förurning där skillnaden mellan kompostering och förbränning nu är mer märkbar men ännu för liten för att kunna dra någon entydig slutsats.

Den sista kombinationen som undersökts är elproduktion med svensk mix och oljeledad fjärrvärmeproduktion. Här är resultatet i det närmaste kongruent med fallet ovan där såväl el- som värmeproduktion sker med förbränning av fossila bränslen. Slutsatsen blir att det är värmeproduktionen och val av alternativ för denna som är avgörande för systemets miljöprestanda ur energisynpunkt.

---

## DISKUSSION

---

### VÄRDERING AV ORGANISKA GÖDSELMEDEL

Värdet av en ökad användning av kretsloppsprodukter är inte värderat fullt ut i modellen. Analysen jämför förbrukning av energiresurser och emissioner som bidrar till global uppvärmning, försurning och övergödning men tar inte hänsyn till t.ex. den jordförbättrande inverkan organiska gödselmedel har genom att det organiska kolet besitter strukturbildande egenskaper som höjer markens mullhalt. En hög mullhalt är bra ur dräneringssynpunkt och förhindrar packning i jordlagren.

Eftersom vi endast tar hänsyn till förbrukning av energiråvaror kommer inte en naturresurs som fosfor att värderas fullt ut. Man skulle även ur ett hållbarhetsperspektiv kunna tillmäta fosfor ett ekonomiskt värde med tanke på att fosfor kan ses som en ändlig resurs. Miljövärderingen baseras endast på emissioner där kväveemissioner värderas högt och det slår naturligtvis mot organiska gödselmedel.

Även ur energisynpunkt kan anmärkningar mot analysen riktas. Från Rondecos sida vill man kunna visa att en skog som gödslas med kompostpellets uppvisar en kraftigt ökad tillväxt. Det har i denna analys varit svårt att värdera detta biomassatillskott. Dels i absoluta termer i fråga om hur stort tillskottet är, vilken tidshorisont som är acceptabel och vilka andra förutsättningar som kan tänkas inverka. Dels i bedömningen vad alternativet till gödsling med biopellets är. Det kan vara att inte gödsla alls, det kan vara någon form av konstgödsling, men det skulle också kunna röra sig om askåterföring från förbränning av biobränsle. Med anledning av de stora osäkerheterna har vi i denna analys avstått från att värdera en ökad skogstillväxt till följd av näringstillförsel med växtnäringspellets.

### SPRIDNING AV TUNGMETALLER

Resultaten för miljöekonomi visar en hög kostnad för de utsläpp av tungmetaller som sker då kompostpellets sprids på mark. Det är emellertid inte helt lätt att förhålla sig till de här frågorna på ett enkelt sätt. Tungmetallerna kommer från det som en gång varit människoföda men genom komposteringsprocessen kommer metallerna att koncentreras. Därefter sker en spridning som ånyo sänker koncentrationen. Dessutom är inte konstgödsel befriat från tungmetaller, här gäller t.ex. gränsvärde för kadmium. Tungmetallinnehållet måste också vägas mot kväveinnehållet och i vilken mån kvävet tas upp av växterna. Enligt Rondecos utsago har försök visat att näringsförlusterna är avsevärt mindre för kompostpellets än annan typ av gödningsmedel. Detta har beaktats genom ett antagande om lägre kväveförlust i markmodellen, se bilaga. En klarare belysning av vad som sker med tungmetallerna är alltså viktigt i en fortsatt utvärdering av den storskaliga komposteringen. Känslighetsanalyser av vilka tungmetaller som är viktigast och en noggrann analys av fleråriga växtförsök med både pellets och ett eller flera relevanta alternativ behövs.

### TEKNIKUTVECKLING

Vid betraktandet av de bägge behandlingsteknikerna har vi försökt att behandla dem så rättvist som möjligt och använda data från anläggningar som är i drift och fungerar. Förbränningen är en väl utvecklad teknik i motsats till den storskaliga komposteringen. Förbättringspotentialen är antagligen större för komposteringen, men om tekniska förbättringar för i första hand reduktion av kol- och kväveflöden skall diskuteras så bör det göras för bägge behandlingsmetoderna. För komposteringen är det viktigt att försöka minimera förbrukningen av elektricitet, åtminstone om elektriciteten ses ur ett marginalperspektiv. En noggrann kontroll av framförallt tungmetallinnehållet i det avfall som skall processas är ytterst viktig för att metoden skall vara acceptabel ur miljösynpunkt. Vid tiden för denna analys fanns det ingen fullständig materialbalans upprättad för komposteringsanläggningen. Vid modelleringen har vi försökt att kombinera kända kunskaper om kompostering med de fakta som fanns att tillgå från Rondeco. Det är emellertid svårt att peka på förbättringar i enskilda processteg utan en vederhäftigt genomförd material- och energibalans. Även avfallsförbränning kan förbättras ur miljösynpunkt. Naturligtvis skall man alltid sträva efter att ha en så hög verkningsgrad och reningsgrad som möjligt. Att skapa sunda kretslopp är också eftersträvansvärt och då handlar det om att ur askan

skilja ut sådant som är farligt från det som är nyttigt eller harmlöst. En mer hållbar förbränning lägger endast farliga ämnen på deponi medan näringsämnen går tillbaka till källan.

Som nämnts ovan råder det en del osäkerhet kring komposteringens metabolism. Detta gäller främst de viktiga kväveflödena, där vi med hänsyn till analys på inkommande avfall, avskiljning i olika processsteg och analys av kompostprodukten ser att det uppstår okända kväveförluster. Vad som sker med detta kväve är för oss okänt. I analysen har vi valt att utelämna detta kväve och inte räkna det som någon form av utsläpp eftersom vi inte vet om förlusten är så här stor i verkligheten, om kvävet ger vattenemissioner och/eller luftemissioner och framförallt inte i vilken form som dessa emissioner i så fall sker. Detta är en mycket svag länk i analysen och något som måste undersökas närmare.

Under rubriken tekniska förbättringar kan även nya systemlösningar beaktas. Något som vi i projektgruppen funnit spännande att undersöka och utvärdera är en samlokalisering av en rötningsanläggning vid komposten i Stora Vika. Med en kontinuerlig kvalitetskontroll av inkommande material vid intaget kan gödningsmedel med olika kvalitet produceras. Redan idag avser Rondeco att producera pellets med sammansättning enligt kundens begäran och med en rötningsmöjlighet kan detta spektrum ökas och kundkretsen vidgas.

---

## REFERENSER

---

- Baccini, P. och Brunner, P.H. (1991) *Metabolism of the Anthroposphere*, Springer-Verlag, Berlin.
- 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).
- Dalemo et al, (1997), *ORWARE - A simulation model for organic waste handling systems. Part 1: Model description*, Publicerad i Resources, Conservation and recycling 21 (1997) 17-37.
- Dalemo, M., (1999), *Environmental Systems Analysis of Organic Waste Management - The ORWARE model and the sewage plant and anaerobic digestion submodels*, doktorsavhandling, Institutionen för Lantbruksteknik, SLU, Uppsala, Sverige (Agraria 146, AFR-rapport 239).
- Finnveden, G., (1998), *On the possibilities of Life-Cycle Assessment - Development of methodology and review of case studies*, doktorsavhandling, Inst. för Systemekologi, Stockholms Universitet, Stockholm, Sverige (ISBN 91-7153-815-1, fms-rapport nr 73, IVL-rapport nr A 1199, AFR-rapport nr 222).
- ISO (1997) *Miljöledning – Livscykelanalys – Principer och struktur*. SS-EN ISO 14040
- Sonesson, U., (1998), *Systems Analysis of Waste Management – The ORWARE Model, Transport and Compost Sub-Models*, doktorsavhandling, Institutionen för Lantbruksteknik, SLU, Uppsala, Sverige (Agraria 130).

---

## BILAGOR

---

I bilaga A ges en beskrivning av ORWARE-modellen utan platsspecifika anpassningar. I bilaga B anges de anpassningar som gjorts för denna studie. I bilaga C slutligen redovisas den kemiska sammansättningen på den pellets som modellen räknar emissioner utifrån.

Bilagorna A och B är indelade i följande kapitel:

- Avfall (beskrivning av de studerade avfallsfraktionerna)
- Delmodeller i avfallshanteringsystemet (inklusive ekonomisk delmodell)
- Externa delmodeller (inklusive ekonomisk delmodell)
- Karaktäriseringsfaktorer (enbart i del A)
- Referenser
- Beräkningskapitel (enbart i del A)

### BILAGA A    MODELLBESKRIVNING

Denna bilaga innehåller information över den indata som används i ORWARE-modellen. Syftet med dokumentationen är att all den information som modellen använder skall finnas dokumenterad eller refererad till här. Bilagan är begränsad till att innehålla indata till modellen, dvs den information som modellen använder vid simuleringar och optimeringar. Inga resultatparametrar redovisas här. 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. I de fall som det fattats tidigare dokumentation återfinns denna här, liksom eventuella ändringar och uppdateringar av tidigare publicerat material. För nya delmodeller, och tidigare icke publicerat material finns en mer detaljerad modellbeskrivning, med alla använda indata.

#### A.1    AVFALL

ORWARE inbegriper delmodeller som kan behandla olika typer av avfall och avloppsvatten. Exempel på detta är avfall från hushåll och verksamheter, toalettavfall och avloppsvatten. Till denna kategori räknas ej olika typer av specialavfall som t.ex. gruvavfall, farligt avfall och riskavfall. Det avfall som avfallssystemet genererar (aska, slagg, slam) omhändertas av modellen själv.

##### *A.1.1    Fraktioner/sammansättning*

Modellen kan hantera ett flertal olika avfallsfraktioner. För närvarande arbetar modellen med totalt tolv olika fraktioner hushållsavfall vilka kan separeras från varandra eller sambehandlas. Anledningen till att uppdelningen skett i just dessa tolv är att det är uppdelat i dessa fraktioner som det finns tillgängliga elementaranalysdata. Det innebär vissa problem vad beträffande fallspecifika studier, eftersom kommunernas statistik sällan är lika detaljerad.

Analysen på olika fraktioner av hushållsavfall finns redovisade i följande referenser;

- 1 Berg et al, 1998
- 2 Fellers et al, 1996
- 3 Nordesjö et al, 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 kemisk sammansättning som används för olika fraktioner av hushållsavfall. Sammansättningen är beräknad som ett medelvärde av de ovan listade referenser som anges i tabellhuvudet för respektive fraktion.





Tabell A 1. Elementarsammansättning för olika fraktioner hushållsavfall

(kg/kg TS)	Övre värmevärde (MJ/kg)	Organiskt hushåll (9)	Ej brännbar restfraktion (1)	Brännbar restfraktion (2,6 och 7)	Kartong (1,4,5 och 8)	Blöjor (1)	Gummi (1,5 och 7)	Torrt papper (1,4,7 och 8)	Laminat (4)	Glas (5 och 7)	Metall (1)	Blandad plast (1,4,5 och 8)
C tot-fossil	-	0	0	0	0,085	0,38	0,58	0	0,24	0	0	0,73
C-tot biologiskt varav	-	0,434	0	0,48	0,40	0,21	0	0,47	0,24	0	0	0
C-lignin	40,89	0,029	0	0,16	0,059	0	0	0,033	0,036	0	0	0
C-cellulosa	37,51	0,107	0	0,34	0,34	0,21	0	0,31	0,2	0	0	0
C-socker	39,57	0,097	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-fett	51,25	0,135	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-protein	45,07	0,066	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VS	-	0,8	0,09	0,85	0,94	0,89	0,87	0,87	0,85	0	0	0,97
VOC	50,10	2,00*10 <sup>-06</sup>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHX	35,00	1,00*10 <sup>-08</sup>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PAH	-	5,00*10 <sup>-07</sup>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fenoler	-	2,75*10 <sup>-05</sup>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PCB	-	4,35*10 <sup>-08</sup>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dioxin	-	9,00*10 <sup>-14</sup>	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 <sup>-03</sup>	1,30*10 <sup>-02</sup>	8,70*10 <sup>-02</sup>	2,80*10 <sup>-03</sup>	3,00*10 <sup>-03</sup>	0	0	3,00*10 <sup>-03</sup>
NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> -N	-	0	0	0	0	8,40*10 <sup>-03</sup>	0	0	0	0	0	0
S tot	-	2,40*10 <sup>-03</sup>	0	0,001	1,20*10 <sup>-03</sup>	0	0,011	1,20*10 <sup>-03</sup>	7,00*10 <sup>-04</sup>	0	0	1,50*10 <sup>-03</sup>
P tot	-	3,80*10 <sup>-03</sup>	0	0	4,70*10 <sup>-04</sup>	9,90*10 <sup>-04</sup>	0	2,00*10 <sup>-04</sup>	4,20*10 <sup>-04</sup>	0	0	8,20*10 <sup>-04</sup>
Cl	-	3,90*10 <sup>-03</sup>	0	0,002	1,70*10 <sup>-03</sup>	0	2,20*10 <sup>-02</sup>	8,50*10 <sup>-04</sup>	3,60*10 <sup>-03</sup>	0	0	3,80*10 <sup>-02</sup>
K	-	9,30*10 <sup>-03</sup>	0	0	1,20*10 <sup>-03</sup>	3,30*10 <sup>-03</sup>	0	1,40*10 <sup>-03</sup>	1,20*10 <sup>-03</sup>	0	0	1,50*10 <sup>-03</sup>
Ca	-	0,028	0	0	1,40*10 <sup>-02</sup>	9,10*10 <sup>-04</sup>	0	1,90*10 <sup>-02</sup>	9,80*10 <sup>-03</sup>	0	0	4,90*10 <sup>-03</sup>
Pb	-	1,00*10 <sup>-05</sup>	5,00*10 <sup>-06</sup>	19,00*10 <sup>-06</sup>	8,30*10 <sup>-06</sup>	5,00*10 <sup>-06</sup>	2,10*10 <sup>-06</sup>	1,30*10 <sup>-05</sup>	1,80*10 <sup>-05</sup>	0	1,80*10 <sup>-04</sup>	2,10*10 <sup>-04</sup>
Cd	-	1,30*10 <sup>-07</sup>	1,00*10 <sup>-07</sup>	5,00*10 <sup>-07</sup>	1,40*10 <sup>-07</sup>	3,00*10 <sup>-07</sup>	2,10*10 <sup>-07</sup>	1,80*10 <sup>-07</sup>	5,10*10 <sup>-07</sup>	0	0	3,70*10 <sup>-07</sup>
Hg	-	2,80*10 <sup>-08</sup>	5,00*10 <sup>-08</sup>	2,80*10 <sup>-08</sup>	4,00*10 <sup>-08</sup>	5,00*10 <sup>-08</sup>	3,40*10 <sup>-08</sup>	2,10*10 <sup>-08</sup>	3,00*10 <sup>-08</sup>	0	0	6,00*10 <sup>-08</sup>
Cu	-	3,40*10 <sup>-05</sup>	1,50*10 <sup>-05</sup>	53,00*10 <sup>-06</sup>	1,90*10 <sup>-05</sup>	5,00*10 <sup>-06</sup>	8,80*10 <sup>-06</sup>	4,10*10 <sup>-05</sup>	1,50*10 <sup>-04</sup>	0	4,70*10 <sup>-03</sup>	1,50*10 <sup>-04</sup>
Cr	-	1,00*10 <sup>-05</sup>	5,80*10 <sup>-05</sup>	21,00*10 <sup>-06</sup>	7,30*10 <sup>-06</sup>	5,00*10 <sup>-06</sup>	2,90*10 <sup>-05</sup>	7,30*10 <sup>-06</sup>	8,60*10 <sup>-06</sup>	1,80*10 <sup>-05</sup>	1,10*10 <sup>-03</sup>	1,60*10 <sup>-05</sup>
Ni	-	7,00*10 <sup>-06</sup>	1,90*10 <sup>-05</sup>	31,00*10 <sup>-06</sup>	5,30*10 <sup>-06</sup>	2,00*10 <sup>-06</sup>	3,10*10 <sup>-06</sup>	5,40*10 <sup>-06</sup>	4,80*10 <sup>-06</sup>	0	5,30*10 <sup>-04</sup>	7,60*10 <sup>-06</sup>
Zn	-	8,00*10 <sup>-05</sup>	1,30*10 <sup>-05</sup>	3,50*10 <sup>-04</sup>	3,40*10 <sup>-05</sup>	4,70*10 <sup>-05</sup>	1,10*10 <sup>-04</sup>	5,60*10 <sup>-05</sup>	1,20*10 <sup>-04</sup>	0	2,00*10 <sup>-04</sup>	3,30*10 <sup>-04</sup>
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 A2 deklarerar ”globala” värmevärden för bensin och diesel (EcoBalance) och metan (Wester 1993) som används på olika ställen i modellen.

Tabell A 2 *Energivärden som används i modellen*

Energibärare	Undre värmevärde	Enhet
Bensin	40,8	MJ/kg
Diesel	42,8	MJ/kg
Metan	55,5	MJ/kg

### A.1.2 *Mängder*

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

## A.2 DELMODELLER

### A.2.1 *Flödesmodeller*

#### A.2.1.1 **Insamling**

Insamlingsmodellen finns dokumenterad i Sonesson (1996), samt artikel IV i Sonesson (1998). Modellerna för sopbilar används för att beräkna energiförbrukning, emissioner och kostnader för insamling och transport av avfall. Förutom uppgifter om avstånd till insamlingsområdet och medelhastighet på vägen dit, behövs även uppgifter om själva insamlingen; 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 även en frontlastare modellerad. Till denna behövs även data om återvinningskärlstorlek, tidsåtgång för tömning av kärl, samt tidsåtgång för städning av återvinningsstation.

Tabell A3 anger allmänna data i insamlingsmodellen och tabell A4 anger emissioner per MJ bränsle. Källor finns angivna i Sonesson (1996), samt artikel IV i Sonesson (1998).

Tabell A 3 *Allmänna data för insamlingsmodellen*

Tidsåtgång per stopp	0,015 h (~ 54 sekunder, dvs. 66 soptunnor per timma, OBS! insamlingsstimma, 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 4 *Emissioner till luft från sopbilar*

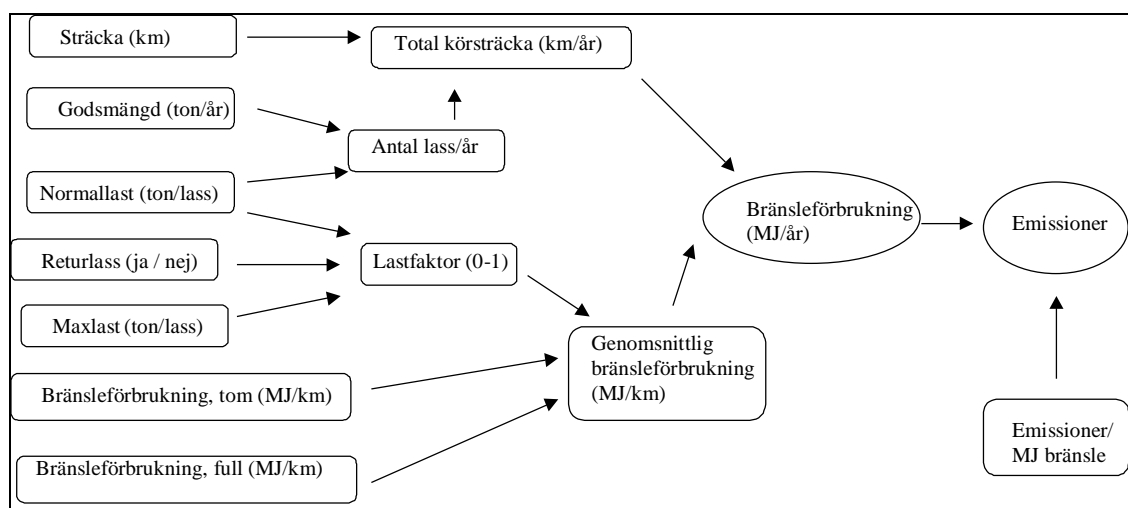
Emission	g/MJ
CO <sub>2</sub> - fossilt	74
CH <sub>4</sub>	0,001
VOC	0,035
PAH	0,0000017
CO	0,15
NO <sub>x</sub>	0,42
N <sub>2</sub> O	0,0026
SO <sub>x</sub>	0,018
partiklar	0,009

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 gods 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. Delmodellerna 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 av en transportmodell beräknas utifrån godsmängd och normallast för det aktuella godset. Antalet lass tillsammans med sträckan mellan källa och destination ger total körsträcka per år. Total körsträcka används till två saker:

- Tillsammans med genomsnittlig bränsleförbrukning/km beräknas total bränsleförbrukning.
- Med medelhastigheten får 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 tillsammans med uppgifter om bilen har returlast ger underlag för lastfaktorn, dvs. 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 används för att tillsammans med emissioner per MJ använt bränsle 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, vilket stämmer väl överens med verkligheten. Det är enkelt att ändra många parametrar så att förändringar i priser, lokaliseringar, etc. kan efterliknas. Den största svagheten är att antagandet av medelhastighet, vilket styr beräkningen av total körtid, vilket i sin tur styr mycket av kostnadsberäkningen. Denna medelhastighet ska alltså spegla medelhastigheten för transporter av detta godsflöde under ett helt år, inkluderat lastning och lossning, arbetsdagar då bilen står stilla för reparation, etc. Detta är naturligtvis mycket svårt att uppskatta. Hittills har uppgifter på normala

körsträckor per år för fjärrtransporter dividerats med antal arbetstimmar per år för att beräkna medelhastigheter.

Tabell A5 visar indata i transportmodellerna, tabell A6 visar emissionsdata per MJ.

Tabell A 5 *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 6 *Emissioner till luft från lastbilar*

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

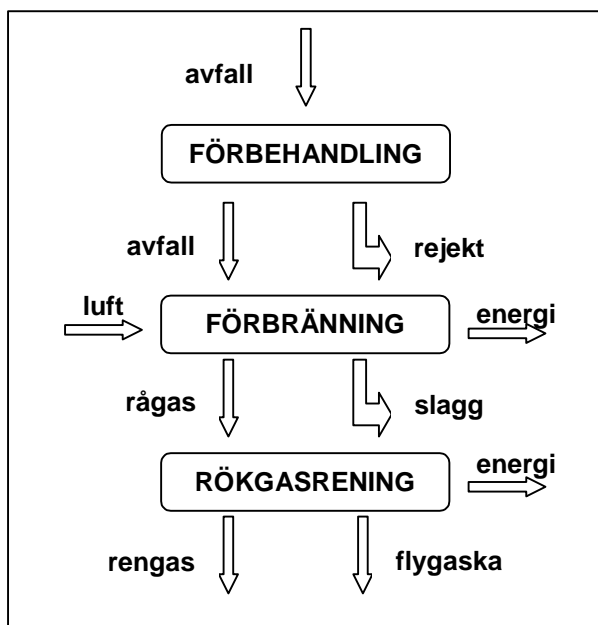
Antagna data för de olika transporterna finns i kapitel B.2.1.2.

### A.2.1.3 Förbränning

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

Underlag för beräkningar är från 1996. I dagsläget finns två varianter av modellen, en som beskriver den förbränningsanläggning som finns i Uppsala och drivs i Uppsala Energis regi och en modell för Birka Energis förbränningsanläggning i Högdalen, Stockholm. Modellen för Stockholm har justerats och vidareutvecklats jämfört med den anläggning som finns beskriven i Björklund (1998), appendix F. Ändringarna redovisas i en i skrivande stund ännu utgiven rapport till Energimyndigheten (kontakta författarna för ref.). I båda fallen är modellerna platsspecifika och utgår från de emissioner och massflöden som mätts upp på respektive anläggning.

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 blandat avfall och bildar en förorenad rökgas (rågas). Oförbränt avskiljs som slagg. Rågasen leds sedan till en rökgasrening, där rökgasrening och energiutvinning beräknas, se figur A2. I rökgasrening ingår även kondenseringsutrustning och en vattenreningssystem som renar kondensvattnet. Från rökgasreningen ger avskilt material ett utflöde i form av flygaska och den renade rågasen emitteras som rengas.

#### Rökgasrening

Avskiljning av föroreningar och fördelning av ämnen sker i modellen till största delen med 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 (koncession), som till exempel  $\text{NO}_x$  som är linjärt beroende av avfallets energiinnehåll. För dessa ämnen tillämpas således inte massbalans i modellen.

Vid förbränning i båda delmodellerna sker följande med olika komponenter:

- 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 rökgasreningsslam, samt slaggen från förbränningskammaren transporteras till avfallsdeponi.
- Kväveoxider och lustgas. Kväveoxidemission och lustgasemission beräknas efter avfallets energiinnehåll. Det beror på att NO<sub>x</sub>-emissionen enligt tillståndet är angivet som kg NO<sub>x</sub>/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 A7.

Tabell A 7 Indata i förbränningsmodellen

Parameter		Enhet
Plasttillskott i balning	0,002	kg plast / kg avfall
Elförbrukning balning	0,014	MJ el /kg avfall
	5	
Kondenseringsgrad	0,70	MJ värme/MJ i rökgas

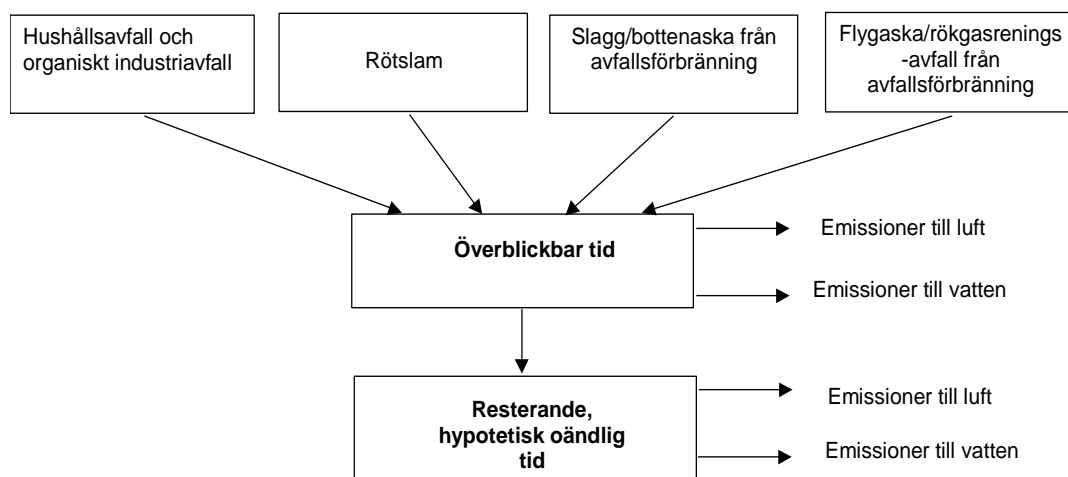
#### A.2.1.4 Deponering

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 platspecifika anpassningarna av dessa delmodeller är mycket begränsade. Normalt varierar endast metangasutvinning och lakvattenrening.

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

- **Överblickbar tid (ÖT):** 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 de lösliga salterna lakats ut. Den överblickbara perioden är alltså ett funktionellt tidsmått och varierar från fall, men är generellt av storleksordningen 100 år.
- **Resterande, hypotetisk oändlig tid (RT):** 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:

- 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 och plast inte bryts ned alls. Gasens sammansättning varierar beroende på det organiska materialets sammansättning, men innehåller i de flesta fall 50 – 60% CH<sub>4</sub> och resten i huvudsak CO<sub>2</sub>.
- Utlakning av tungmetaller är liten under den överblickbara tiden, i storleksordningen 0,1 till 0,001 % av den deponerade mängden.
- Näringsläckage 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 täcksiktet där 15 % av metangasen oxideras till koldioxid.

Biocellmodellen, som endast hanterar organiskt lättnedbrytbart avfall, är baserad på deponin för blandat hushållsavfall. Den 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 högre kvalitet. Biocellen kan därvid betraktas som ett mellanting mellan konventionell deponi och röt-kammare.

Den största effekten av deponering av aska och slagg är läckage av tungmetaller. Metaller i aska lakas ut i storleksordningen 1 till 10 % av deponerad mängd under överblickbar tid. Metaller i slagg är

något mer svårlakade, 0,1 till 5 % av deponerad mängd under överblickbar tid. Från dessa deponier utvinns ingen deponigas.

Lakvattenrening kan kopplas till samtliga delmodeller. Modellen speglar 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). Vidare förmodas 90 % av kväveläckaget avskiljas som kvävgas, resten emitteras med lakvattnet. Ingen metallavskiljning modelleras.

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

Tabell A 8 redovisar indata till deponeringsmodellen.

Tabell A 8 Parametrar i deponimodellerna, samtliga gäller för överblickbar tid.

Parameter	Värde	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, förbränningslagg	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

Rötningens anläggningens uppbyggnad beskrivs i Dalemo, 1996.

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

$$v_{\text{termo}} = v_{\text{meso}} * 4 * t_{\text{termo}} / t_{\text{meso}}$$

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

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

Röttningsprocessen är en kontinuerlig enstegs totalomblandad process. Efter rötning passerar rötresten genom en värmeväxlare där 50 % av värmen kan återvinnas. Den återvunna värmen nyttjas till att förvärma inkommande material. Rötresten avvattnas och lagras i täkta behållare i väntan på att användas. Avskilt vatten från avvattningen används till att späda ut det inkommande materialet till rätt torrsubstanshalt för rötningen. Rötresten lagras i täkta 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 röt-kammaren. 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 nedbrytnings-hastigheten 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 förbehandlingsmetoder.

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 A9 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 9 Energi användning 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 drifanläggningar, resultat från olika laboratorieförsök och olika publicerade ansatser, se vidare Sonesson (1996).

De viktigaste parametrarna som påverkar emissionerna från komposteringen, samt påverkar slutprodukten 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 ansevärd 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.2.1.6 Spridning 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 A10 visar använda parametrar i spridnings- och markmodellen.

Tabell A 10 Indata till spridning- och markmodellerna

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)	$0,75 \cdot 10^{-6}$	SNFS, 1994
Kvicksilver (kg/ ha, år)	0,0015	SNFS, 1994
Koppar (kg/ ha, år)	0,3	SNFS, 1994
Krom (kg/ ha, år)	0,04	SNFS, 1994
Nickel (kg/ ha, år)	0,025	SNFS, 1994
Zink (kg/ ha, år)	0,6	SNFS, 1994
Traktorns vikt, (kg/ ha, år)	5 900	Valmet 8450
Flytgödselspridare		
Flytgödselspridarens vikt tom (kg)	4 000	Referens saknas
Spridartankens volym (l)	10 000	Referens saknas
Spridarens pumpkapacitet (l/ h)	210 000	Referens saknas
Spridarens arbetsbredd (m)	12	Referens saknas
Ekipagets hastighet på landsväg (km/ h)	15	Elinder, 1983
Ekipagets hastighet vid spridning (km/h)	5	Elinder, 1983
Tidstillägg för transport till och från fält (h/lass)	0,05	Elinder, 1983
Tidstillägg för vändningar i fält (h/ha)	0,02	Elinder, 1983
Tidstillägg i fält (% av eff. tid)	75	Elinder, 1983
Fastgödselspridare		
Fastgödselspridarens vikt, tom (kg),	4 000	Referens saknas
Lastkapacitet för fastgödselspridare (kg)	8000	Referens saknas
Ekipagets hastighet på landsväg (km/ h)	15	Elinder, 1983
Ekipagets hastighet vid spridning (km/h)	10	Elinder, 1983
Tidstillägg för lastning av gödsel (h/ha)	0,083	Elinder, 1983
Tidstillägg för vändningar i fält (h/ ha)	0,02	Elinder, 1983
Tidstillägg i fält (% av effektiv arbetstid)	60	Elinder, 1983

### 1. Beräkning av areal- och transportbehov

Spridningsmodellen kan hantera sex olika material samtidigt. Arealbehovet för varje material beräknas, och genom att summera arealbehovet per material fås det totala arealbehovet. Mängden material som årligen får spridas på åkermark beräknas utifrån vilket ämne som begränsar tillförseln till åkermark, se tabell A11. Tillgänglig areal och medeltransportavstånd till spridningsstället anges för varje geografiskt avgränsat område. Utifrån tillgången på areal och avståndet dit beräknas transportbehovet i ton\*km. Transporten från behandlingsanläggning till mellanlager sker med lastbil, se transporter kap A.2.1.2.

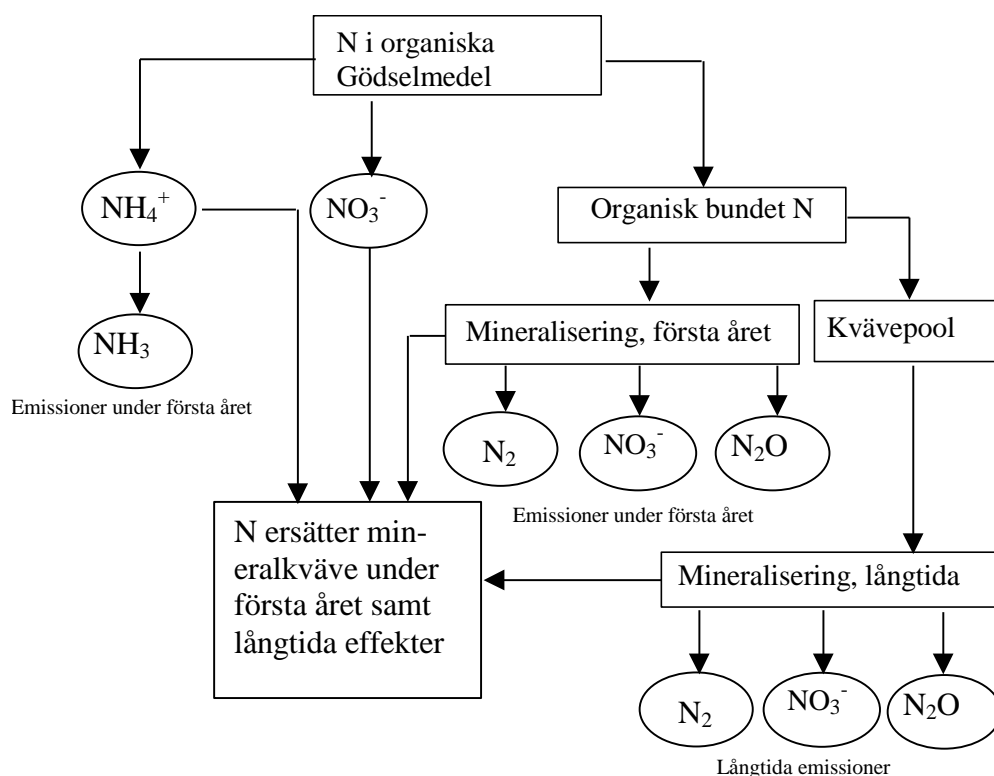
### 2. Spridning

Spridning kan ske med fast- eller flytgödselspridare. Modellen väljer själv vilken typ av spridare som ska användas. För torrsustanshalter 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. Traktoremissionerna approximeras med de emissioner som används för lastbilsmissioner i modellen, se transporter kap A.2.1.2.

### 3. 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

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

#### A.2.1.7 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.

##### Användning 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 fordonsbränslekaraktär sker i två steg, i steg ett rensas gasen från koldioxid och i steg två komprimeras den rensade 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 rensade gasen i fordon och av den orensade 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

För bussar finns inte någon bränsleförbrukning angiven i Egebäck (1997a). 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 A10.

#### BILAR

För personbilar finns inte heller någon bränsleförbrukning angiven i Egeböck (1997a). 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 (Egeböck et al 1997b). Det här motsvarar en energiförbrukning av 4 MJ/km. Emissionerna redovisas i tabell A10.

#### 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 A11, 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 11 Emissioner från förbränning av renad gas i bussar, personbilar och orenad gas i stationär gasmotor (mg/MJ gas)

	Buss	Bil	Gasmotor
CH <sub>4</sub>	124*	26,62*	100
VOC	113	69,7	160
CO	70	58,2	250
NO <sub>x</sub>	450	28,5	200
Partiklar	0,32	0	0

\*Saknas i Egeböck et al (1997a), har hämtats från Egeböck et al (1997b).

#### A.2.2 Ekonomimodellen

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

Nedan följer en kortfattad beskrivning av de ekonomiska delmodellerna. 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 A 12.

Tabell A 12 Allmänna antaganden i modellen

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

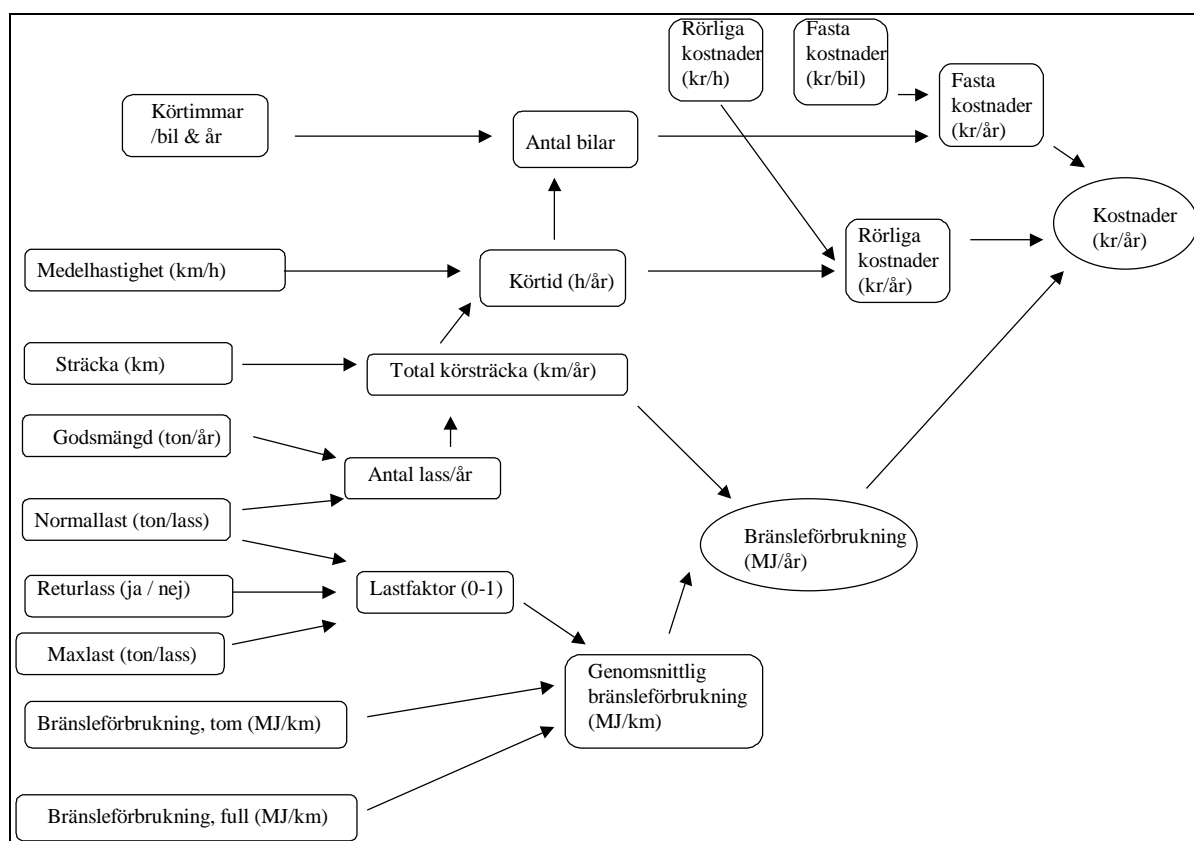
Dessutom konsumerar olika komponenter i avfallshanteringssystemet olja och diesel (såsom transporter och behandlingsanläggningar), som i de fall de inte är inkluderade i kostnadsberäkningarna på annat sätt värdesätts enligt tabell A13.

Tabell A 13 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/liter
Bensin, 95 oktan	8,9 kr/liter

### A.2.2.1 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 A2 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 A14 och A15.

Tabell A 14 Indata för kostnadsberäkning av transportkostnader

			Referens:
Kostnad för en lastbil	1 300 000 kr	livslängd 7 år	LBC (1997)
Kostnad 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 15 Indata för beräkning av insamlingskostnader

			Referens:
Kostnad för en sopbil	1 100 000 kr	livslängd 7 år	RVF (1992)
Kostnad 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.

#### A.2.2.2 Förbränning

Den ekonomiska modellen för förbränning baseras på Dalroth (1998). De funktioner som används för att beräkna kostnader är enligt tabell A16.

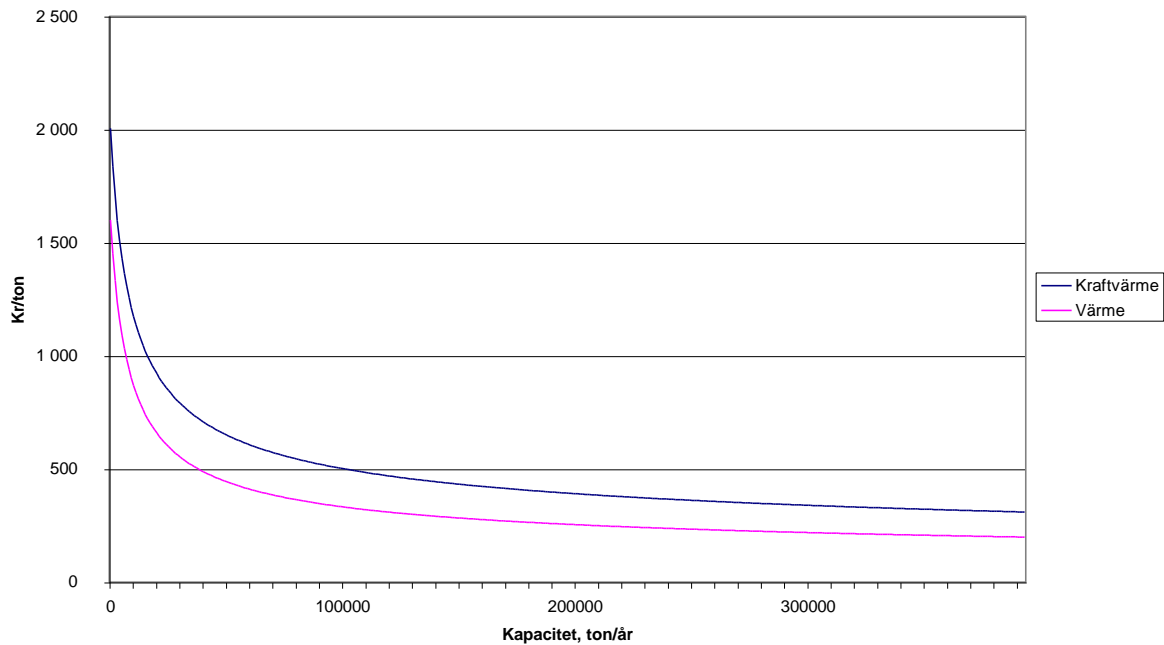
Tabell A 16 Kostnadsantaganden för förbränningsanläggningar

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

Kapacitet = anläggningskapacitet, ton/år

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

Årskostnad, ränta 5%



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 A17.

Tabell A 17 Data för balningsanläggning

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.

**A.2.2.3 Deponering**

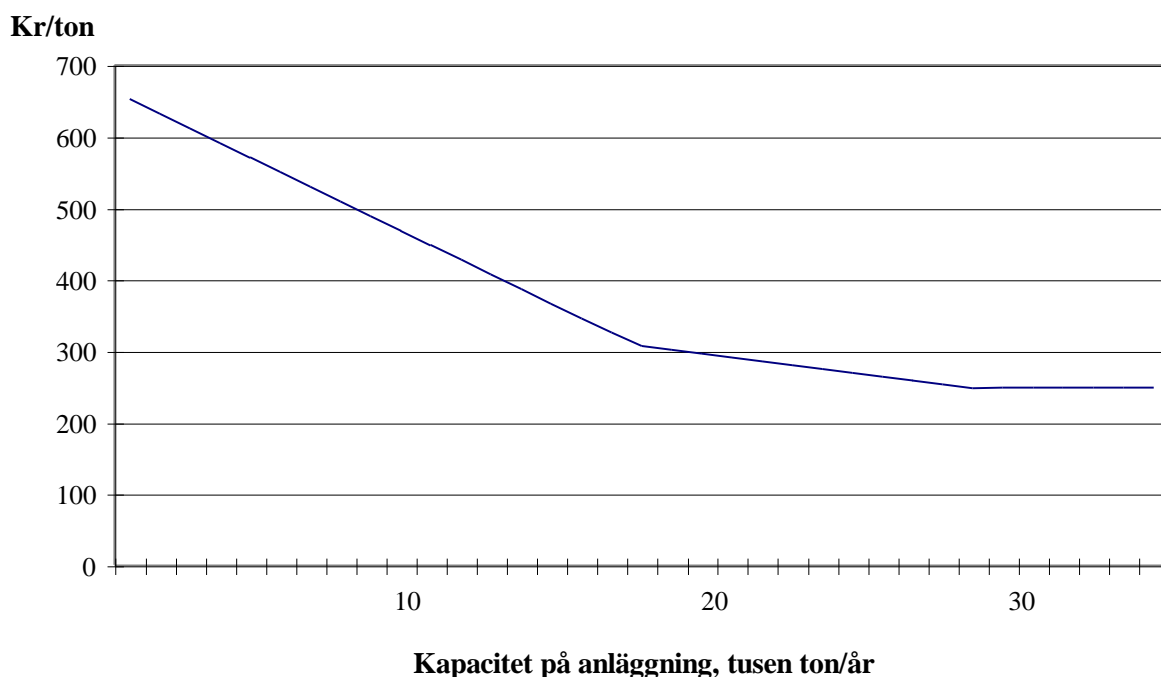
Modellen är baserad på uppgifter om celldeponering, Persson (1997). De data som används är enligt tabell A 18.

Tabell A 18 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 Flidner (1999).





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

#### A.2.2.4 Rötning

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

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

Kostnader för Uppsalaaanläggningen redovisas i tabell A 19.

Tabell A 19 Kostnadsrelationer för röttningsanläggning i Uppsala

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

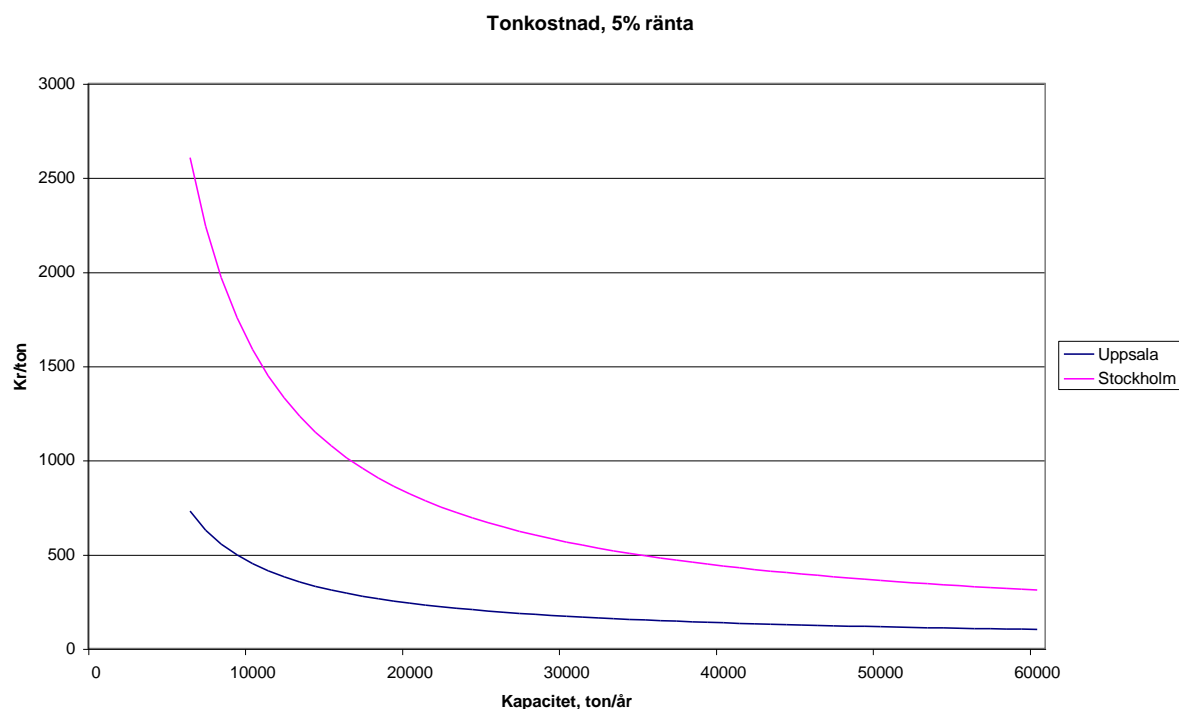
\* Kapacitet står för anläggningskapacitet uttryckt i ton/år

Stockholmsmodellen är upplagd på samma sätt som Uppsalamodellen, fast kostnadsnivåerna har ändrats enligt projektering för den röttningsanläggning som skall byggas i Stockholmsområdet (Hammerfeldt, 1999). Kostnader för Stockholmsanläggningen presenteras i tabell A 20.

Tabell A 20 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

#### A.2.2.5 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.

#### A.2.2.6 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 A 21.

Tabell A 21 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 baseras på den gasmotor som används vid Uppsala reningsverk, enligt tabell A 22.

Tabell A 22      *Indata för gasmotor*

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

### A.3 EXTERNA DELMODELLER

För att jämföra avfallshanteringsystemets nyttigheter med alternativa nyttigheter producerade någon annanstans (funktionella enheter) behövs det externa systemet.

Införsel av material och energi till det totala systemet (avfallshanteringsystemet med externt system) 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, gödselmedel (kväve- och fosforgödsel), drivmedel till fordon, PE-plast och kartong.

Miljöeffekterna av det externa produktionssystemet omfattar samma steg i livscykelns som för avfallssystemet, d.v.s. endast driftsskedet. Med miljöeffekt menas emissioner till luft, mark och vatten samt uttag av naturresurser. Naturresursförbrukning omfattar i modellen endast energiförbrukning i form av primära energibärare; det vill säga resurser i form av insatsmaterial som stål, koppar, trä m.m. ingår ej.

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 energigtång och emissioner tillbaka till vaggan. Nedströmsprocesser som avfallshandling 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 utelämma nedströmsprocesser anses därför vara försumbar.

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

#### *A.3.1 Flödesmodeller*

##### **A.3.1.1 Elektricitet**

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

För elåtgången i de externa funktionerna (elförbrukning vid nyplastproduktion, nykartongproduktion, konstgödselproduktion, drivmedelsproduktion, 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.

Här följer några kommentarer för de elproduktionssätt som ligger inbakade i använda livscykelinventeringar för det externa systemet; El, värme, bensin och diesel, näringsämnen:

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

#### *Kolkraft*

Vi har i våra beräkningar använt data från ett kolkondenskraftverk (Fynsverket) i Danmark som är ett genomsnittligt danskt kraftverk, Uppenberget 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<sub>x</sub>-brännare medan det gamla blocket saknar rening av svavel- och kväveoxider.

I tabell A23 och A24 visas resursförbrukning och emissionsfaktorer för elproduktion från kol. Data i Uppenberget (1999) bygger på Vattenfalls LCA för kolkraft (Buhre et al 1997). Uppenberget (1999) redovisar data per MJ bränsle. För kolkondens ges verkningsgraden 44 % och för kraftvärme 88 %.

*Tabell A 23 Resursförbrukning för produktion av elektricitet från kol*

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

*Tabell A 24 Emissionsfaktorer för produktion av elektricitet från kol*

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

#### *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 medelelmix som verkligen användes i Sverige 1997, och inte bara den som producerades i Sverige. Elmixen redovisas i tabell A 25.

Tabell A 25 Svensk elanvändningsmix 1997

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

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

### A.3.1.2 Fjärrvärme

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

#### Biobränsle

Data för biobränsleddad fjärrvärme har erhållits från Vattenfall (1996). Värmegenerering från biobränsle antas ske i ett kraftvärmeverk med rökgaskondensering eldat med skogsbränsle och med en totalverkningsgrad om 90 % baserat på övre värmevärdet. Valet av kraftvärmeverk framför värmeverk har egentligen ingen större betydelse för resultatet. Typ och funktion hos rökgasreningen är den faktor som påverkar slutresultatet. Uppströms flöden som uttag av skogsråvara, bränsleförädling och transport är inberäknade. Nedströms flöden 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 A 26 och A27 visas resursförbrukning och emissionsfaktorer för fjärrvärmeproduktion från biobränsle.

Tabell A 26 Resursförbrukning för produktion av fjärrvärme (MJ nyttig energi) från skogsbränsle i kraftvärmeverk

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

Luftemissionerna från kraftvärmeverket allokeras lika per MJ för elektricitet och värme. Koldioxiden som släpps ut under drift av kraftvärmeverket (användning) är till största delen biogen koldioxid vilken - med tanke på biobränslets kretslopp - inte beaktas i utvärderingen av miljöeffekter. Emissionsfaktorn för lustgas ( $N_2O$ ) har erhållit muntligen från P-O Moberg på Birka Värme medan faktorerna för metan ( $CH_4$ ) och ammoniak ( $NH_4$ ) har hämtats från Uppenberg et al. (1999).

Tabell A 27 Emissionsfaktorer för produktion av fjärrvärme (i MJ nyttig energi) från skogsbränsle i kraftvärmeverk

Emission till luft (g/MJ)	Utvinning	Användning	Summa
NO <sub>x</sub>	4,22*10 <sup>-2</sup>	5,03*10 <sup>-2</sup>	9,25*10 <sup>-2</sup>
SO <sub>2</sub>	2,41*10 <sup>-3</sup>	9,17*10 <sup>-3</sup>	1,16*10 <sup>-2</sup>
CO	1,33*10 <sup>-2</sup>	4,58*10 <sup>-2</sup>	5,92*10 <sup>-2</sup>
HC (VOC)	3,86*10 <sup>-3</sup>	2,92*10 <sup>-5</sup>	3,89*10 <sup>-3</sup>
CO <sub>2</sub> fossil	2,69	2,64*10 <sup>-2</sup>	2,71
CO <sub>2</sub> biogen	0	92	92
N <sub>2</sub> O	0	5,88*10 <sup>-3</sup>	5,88*10 <sup>-3</sup>
CH <sub>4</sub>	0	5,88*10 <sup>-3</sup>	5,88*10 <sup>-3</sup>
NH <sub>3</sub>	0	2,35*10 <sup>-3</sup>	2,35*10 <sup>-3</sup>

#### Kol

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

#### Olja

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

Tabell A 28 Resursförbrukning för produktion av fjärrvärme från olja i värmeverk

Energiresurs (MJ/MJ)	Utvinning	Användning	Summa
Förnybar			
Vattenkraft	1,60*10 <sup>-3</sup>	2,11*10 <sup>-5</sup>	1,62*10 <sup>-3</sup>
Biobränsle	6,67*10 <sup>-8</sup>	1,91*10 <sup>-6</sup>	1,98*10 <sup>-6</sup>
Icke förnybar			
Kärnkraft	5,82*10 <sup>-7</sup>	1,66*10 <sup>-5</sup>	1,72*10 <sup>-5</sup>
Naturgas	1,04*10 <sup>-2</sup>	1,68*10 <sup>-5</sup>	1,04*10 <sup>-2</sup>
Olja	4,24*10 <sup>-2</sup>	3,57*10 <sup>-5</sup>	4,24*10 <sup>-2</sup>
Kol	9,33*10 <sup>-5</sup>	3,75*10 <sup>-5</sup>	1,31*10 <sup>-4</sup>

Tabell A 29 Emissionsfaktorer för produktion av fjärrvärme från olja i värmeverk

Emission till luft (kg/MJ)	Utvinning	Användning	Summa
NO <sub>x</sub>	2,28*10 <sup>-5</sup>	8,25*10 <sup>-5</sup>	1,05*10 <sup>-4</sup>
SO <sub>2</sub>	9,73*10 <sup>-6</sup>	5,21*10 <sup>-5</sup>	6,18*10 <sup>-5</sup>
CO	2,74*10 <sup>-6</sup>	6,13*10 <sup>-2</sup>	6,13*10 <sup>-2</sup>
HC (VOC)	4,49*10 <sup>-5</sup>	1,80*10 <sup>-2</sup>	1,80*10 <sup>-2</sup>
CO <sub>2</sub> fossil	3,96*10 <sup>-3</sup>	84,43*10 <sup>-3</sup>	8,84*10 <sup>-2</sup>
CO <sub>2</sub> 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 Uppenbergs (1999), som för båda drivmedlen bygger på Blinge (1997). I Uppenbergs (1999) framgår inte energitågningen för produktion och distribution av bensin och diesel. Dessa data har extraherats ur bilaga 1 och 3 till Blinge (1997). Den el som åtgår i produktionen härrör från raffineringprocessen och en svensk medelelmix har använts, se bilaga 1 till Blinge (1997). Elförbrukningen är mycket liten i förhållande till övrig energiförbrukning i framställningen av drivmedlen.

#### *Dieselolja och bussar*

Utvinning av dieselolja har en resursförbrukning enligt tabell A 30.

Tabell A 30 Resursförbrukning för produktion av dieselolja

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

Utvinning av dieselolja och bussar som drivs med dieselolja ger emissioner enligt tabell A 31. 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/m<sup>3</sup> (Uppenbergs 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 9 Emissionsfaktorer för framställning av dieselolja och för dieseldrift av bussar

Emission till luft (kg/MJ)	Utvinning	Användning	Summa
NO <sub>x</sub>	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-4}$	$8,31 \cdot 10^{-4}$
SO <sub>2</sub>	$1,9 \cdot 10^{-5}$	$3,61 \cdot 10^{-5}$	$5,51 \cdot 10^{-5}$
CO	$2 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^{-4}$	$1,62 \cdot 10^{-4}$
HC (VOC)	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$5,95 \cdot 10^{-5}$	$9,45 \cdot 10^{-5}$
CO <sub>2</sub> fossil	$3,5 \cdot 10^{-3}$	0,087	0,0905
CH <sub>4</sub>	$2 \cdot 10^{-6}$	-	$2 \cdot 10^{-6}$
N <sub>2</sub> O	0	-	0
Partiklar	$1 \cdot 10^{-6}$	$1,65 \cdot 10^{-5}$	$1,75 \cdot 10^{-5}$
PAH	-	$3,2 \cdot 10^{-9}$	$3,2 \cdot 10^{-9}$

#### *Bensin och personbilar*

Framställning av bensin ger upphov till resursförbrukning enligt tabell A 32 och emissioner från bensindrivna personbilar återfinns i tabell A 33.

Tabell A 310 Resursförbrukning för produktion av bensin, 95 oktan

Energiresurs (MJ/MJ)	Utvinning
Förnybar	
Vattenkraft	$2,09 \cdot 10^{-3}$
Biobränsle	$1,2 \cdot 10^{-4}$
Icke förnybar	
Kärnkraft	$1,9 \cdot 10^{-3}$
Naturgas	$9,66 \cdot 10^{-3}$
Olja	$6,66 \cdot 10^{-2}$
Kol	$1,7 \cdot 10^{-4}$

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/m<sup>3</sup> (Uppenberg 1999). Det ger en bränsleförbrukning av 3,2 MJ/km. Data i Egeback et al (1997a) är givna per km; här är data omräknade per MJ bensin.

Tabell A 33 Emissionsfaktorer för bensindrift av bilar, inkl. emissioner från utvinning och framställning

Emission till luft (kg/MJ)	Utvinning	Användning	Summa
NO <sub>x</sub>	$3,3 \cdot 10^{-5}$	$8,05 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$
SO <sub>2</sub>	$2,1 \cdot 10^{-5}$	-	$2,1 \cdot 10^{-5}$
CO	$2 \cdot 10^{-6}$	$1,13 \cdot 10^{-3}$	$1,13 \cdot 10^{-3}$
HC (VOC)	$4,3 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	$3,1 \cdot 10^{-4}$
CO <sub>2</sub> fossil	$5,3 \cdot 10^{-3}$	0,077	0,0823
N <sub>2</sub> O	0	-	0
Partiklar	$1 \cdot 10^{-6}$	$4,02 \cdot 10^{-6}$	$4,02 \cdot 10^{-3}$
CH <sub>4</sub>	$2 \cdot 10^{-6}$	-	$2 \cdot 10^{-6}$

#### 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 A34 och A35 ges resursåtgång och emissionsfaktorer för produktion av kvävegödsel och fosforgödsel.

Tabell A 34 Resursåtgång för gödsel

Energiresurs (MJ/kg)	Kvävegödsel	Fosforgödsel	Summa
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 35 Emissionsfaktorer för handelsgödselproduktion

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

### A.3.2 Ekonomimodellen

För produktion av el, värme, näringsämnena, drivmedel, kartong och plast finns kostnader ansatta enligt tabell A 36.

Tabell A 36 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, CO <sub>2</sub> , energi) (Ericson, 1999)
El, kol	56,1 öre/kWh (inkl. skatt för svavel, CO <sub>2</sub> , 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 A 37.

Tabell A 37 Karaktäriseringsfaktorer

	Växthuseffekt (kg CO <sub>2</sub> - ekvivalenter/ kg emission)	Försurning (max) (kg SO <sub>2</sub> - ekvivalenter/kg emission)	Eutrofiering (max) (kg O <sub>2</sub> - förbrukning/kg emission)	Fotooxidant- bildning (VOC) (kg eten- ekvivalenter/kg emission)
CO <sub>2</sub> (fossilt) (luft)	1			
NO <sub>x</sub> (luft)		0,7	6	
N <sub>2</sub> O (luft)	310			
SO <sub>2</sub> (luft)		1		
CH <sub>4</sub> (luft)	21			0,006
CO (luft)				0,03
NM <sub>10</sub> (luft)				0,416
NH <sub>3</sub> (luft)		1,88	16	
HCl (luft)		0,88		
NH <sub>4</sub> (vatten)			15	
NO <sub>3</sub> (vatten)			4,4	
COD (vatten)			1	
P (vatten)			140	

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

#### A.4.2 Ekonomiska viktningmetoder

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 följande värderingar erhållits:

Tabell A 38 Ekonomiska viktningfaktorer

	Luftemission, kr/kg	Vattenemission, kr/kg	Markemission, kr/kg	Referens
CO <sub>2</sub> (fossilt)	0,4	0	0	Econ (1995)
CH <sub>4</sub>	8,4	0	0	Econ (1995)
VOC	1,49	0	0	Econ (1995)
CO	0,11	0	0	Econ (1995)
NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub>	0	47	0	Gren (1993)
NO <sub>x</sub>	54	0	0	Econ (1995)
N <sub>2</sub> O	124	0	0	Econ (1995)
SO <sub>x</sub>	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.
- 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, Databasen DEAM TM, Data for Environmental Analysis and Management.
- ECON (1995), Miljökostnader knyttet till ulike typer av avfall, Rapport 338/95, Oslo
- Edström, M., (1999), Jordbrukstekniska institutet, personlig kommunikation
- Egeback, K-E. et al, (1997a), Emissionsfaktorer för fordon drivna med fossila respektive alternativa

bränslen, KFB meddelande 1997:22 och 1997:23

Egeback, 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 – SEI, Sweden

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), Miljööredovisning 1996 och 1997

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

Fogelberg, A., (1998), Fiskeby Board, personlig kommunikation

Gren, I.-M., (1993), Alternative nitrogen reduction policies in the Mälars region, Sweden, Ecological Economics 7 (1993):159-172

Johansson, M, (1999), Plastkretsen, personlig kommunikation

KCL (1997), KCL DataMaster, utgiven av KCL, The Finnish Pulp and Paper Research Institute

Källman, M, (1999), Uppsala kommun, Tekniska kontoret, personlig kommunikation

LBC (1997), Lastbilscentralen i Uppsala, personlig kommunikation

Maskinring Väst, (1994), Timkostnader för maskiner 1994, kalkylexempel, Länsstyrelsen Älvsborgs län, Borås

Naturvårdsverket, (1995), Användning av avloppsslam i jordbruket, rapport nr 4418, Naturvårdsverket, Stockholm

Nordesjö P, Sundqvist J.-O., (1990), Konsekvenser av kommunal glasåtervinning: en studie av några svenska fall 1988. Miljövårdscentrum/Institutionen för mark och vattenresurser. Stockholm, KTH 1990

Patyk, A., (1996), Balance of energy consumption and emissions of fertilizer production and supply. Proceedings in the international conference on application of life cycle assessment in agriculture, Bryssel, Belgien

Persson, P.-E., (199X), Vafab, personlig kommunikation.

Rahm, L., et al, (1997), Biogas som drivmedel för fordon, KFB rapport 1997:37

Roseen, M., (1995), Återvinning av polyeten för tillverkning av sopsäckar- en miljömässig vinst eller förlust? Linköpings Tekniska Högskola, Institutionen för fysik och mätteknik, Rapport nr LiTH-IFM-EX-642

RVF (1992), Nulägesrapport Insamlings- och Transportsystem för hushållsavfall, Svenska Renhållningsverksföreningen, RVF rapport 92:13, 1992

Råvarubörsen, den 12 december 1999, <http://www.ragnsells.se/ravarubors/index.htm>

SAEFL (BUWAL), (1998), Life Cycle Inventories for packagings, Swiss Agency for the Environment

SCB, (1998), importstatistik för polyeten

SIS, (1994), Packaging: energy recovery from used packaging. CEN-CR 1460, Stockholm, Swedish Standards Institute 1994

Sjöström, E., (1993) "Wood chemistry: Fundamentals and Applications", 2:nd ed. Academic Press, San Diego.

SKAFAB, (1993), Inventering av avfall från hushåll, Stockholm, Stockholms kommuns avfallsförädlings 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, Strippel H, Albertsson A-C, Karlsson S, Berendson J, Höglund L-O. (1997), Life cycle assessment and solid waste- stage 2. AFR report 173, Naturvårdsverket, Stockholm

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

Åberg, A., (1998), Borlänge Energi, personlig kommunikation

Öhrlings Coopers&Lybrand, (1998), revisionsrapport Uppsalas biogasanläggning.

## BILAGA B MODELLANPASSNINGAR

Del B innehåller de platsspecifika indata och antaganden som använts i scenarierna i den mån dessa skiljer sig från den generella modellbeskrivningen.

B.1 AVFALL

### B.1.1 *Fraktioner/ sammansättning*

I studien ingår blandat avfall från hushåll samt slam från reningsverk.

Fraktionerna i det blandade avfallet redovisas i tabell B 1 och den kemiska sammansättningen är enligt kapitel A.1.2 med avvikelser angivna i fetstil i tabell B 2.

Tabell B 1 *Fraktioner i blandat hushållsavfall*

Fraktion	Viktsprocent
Organiskt	51
Icke brännbar rest	2
Brännbar rest	8
Blöjor	5
Gummi m.m.	2
Torrt papper	7
Kartong	6
Blandad plast	10
Laminat	3
Glas	3
Metall	3

Tabell B 2 *Ändringar i kemisk sammansättning*

	Organiskt	Blöjor
N-Tot	<b>0,024</b>	0,087
NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> -N	<b>0,0023</b>	0
P-tot	<b>0,0032</b>	0
Pb	<b>2,60*10<sup>-06</sup></b>	<b>1,40*10<sup>-06</sup></b>
Cd	<b>8,40*10<sup>-08</sup></b>	<b>3,00*10<sup>-07</sup></b>
Hg	<b>1,40*10<sup>-08</sup></b>	<b>1,40*10<sup>-08</sup></b>
Cu	<b>1,30*10<sup>-05</sup></b>	8,80*10 <sup>-06</sup>
Cr	<b>4,40*10<sup>-06</sup></b>	<b>6,80*10<sup>-05</sup></b>
Ni	<b>6,10*10<sup>-06</sup></b>	3,10*10 <sup>-06</sup>
Zn	<b>3,60*10<sup>-05</sup></b>	1,10*10 <sup>-04</sup>

Slammet antas vara rötat och ha en kemisk sammansättning enligt tabell B 3.

Tabell B 3 *Kemisk sammansättning för slam*

Ämne	(kg/kg TS)
C tot-fossil	0
C-tot biologiskt varav	0,3486
C-lignin	$10,965 \cdot 10^{-03}$
C-cellulosa	0,047
C-socker	$16,87 \cdot 10^{-03}$
C-fett	$13,38 \cdot 10^{-05}$
C-protein	$46,05 \cdot 10^{-03}$
VS	0,68
VOC	0
CHX	0
PAH	$3,3 \cdot 10^{-07}$
Fenoler	$6,80 \cdot 10^{-06}$
PCB	$8,57 \cdot 10^{-09}$
N tot	$2,3 \cdot 10^{-10}$
NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> -N	$0,68 \cdot 10^{-09}$
S tot	$8,70 \cdot 10^{-03}$
P tot	0,018
Cl	0
K	$2,30 \cdot 10^{-03}$
Ca	$1,80 \cdot 10^{-02}$
Pb	$20,97 \cdot 10^{-06}$
Cd	$0,80 \cdot 10^{-06}$
Hg	$0,68 \cdot 10^{-06}$
Cu	$2,80 \cdot 10^{-04}$
Cr	$2,1 \cdot 10^{-05}$
Ni	$10,23 \cdot 10^{-06}$
Zn	$3,85 \cdot 10^{-04}$
TS-halt (kg/kg avfall)	0,20

Innehållet av näringsämnen (kväve och fosfor) i slammet är väldigt lågt. Siffrorna har justerats för att stämma med den deklarerade sammansättningen hos pelletsen. I verkligheten innehåller slammet 3-4 % kväve och dubbelt så mycket fosfor som antagits här.

### B.1.2 *Mängder*

Mängderna avfall och slam bestäms utifrån den koncession som finns för komposteringsanläggningen i Stora Vika. Från hushållsavfallet sorteras följande fraktioner ut för kompostering: organiskt avfall, blöjor, torrt papper, kartong och laminat. Från kommersiella verksamheter tas följande fraktioner omhand: organiskt avfall, blöjor, torrt papper, kartong och brännbar rest från handel. Utifrån inventering av hushållsavfallsmängderna i Stockholm genomförd i samarbete med Skafab inom ett tidigare projekt uppskattas mängden av dessa fraktioner till 243 000 ton. För att fylla behovet/koncessionen behövs ytterligare 17 000 ton blandat avfall som importeras.

Till detta kommer 130 000 ton reningsverksslam som antas finnas tillgängligt inom staden.

## B.2 DELMODELLER

### B.2.1 Flödesmodeller

#### B.2.1.1 Insamling

Det har inte gått att kvantifiera differenser i samlingsarbete mellan de studerade scenarierna varför insamling antas gå till på liknande sätt och därför utesluts ur analysen.

#### B.2.1.2 Transporter

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

Tabell B 4 Transporter, lastbil med släp med maxlast 35 ton

Last	Från	Till	Avstånd [km]	Normallast [ton]
Slagg och stabiliserad aska	Högdalen	Sofielund	15	35
Befuktad flygaska	Högdalen	Högbytorp	60	35
Icke brännbart kompostrejekt	Stora Vika	Sofielund	53	25
Brännbart kompostrejekt	Stora Vika	Högdalen	50	25
Brännbart rötarejekt	Sofielund	Högdalen	15	25

Tabell B 5 Transporter, lastbil utan släp med maxlast 12 ton

Last	Från	Till	Avstånd [km]	Normallast [ton]
Slam/avfall	Slussen	Sofielund	23	8
Slam/avfall	Slussen	Högdalen	8	8

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

Transport av avfall och slam till Stora Vika sker med pråmar som anlöper olika hamnar nära stadskärnan. Varje transport sker med två stycken pråmar kopplade till varann med en vikt om 600 ton fullastade. Transportavståndet uppskattas till 129 km. Energiförbrukningen antas till 9,2 g/ton, km. Emissionerna redovisas i tabell B6.

Tabell B 6 Luftemissioner för transport med pråm

Emission	Värde [kg/ton*km]
CO <sub>2</sub>	29,336*10 <sup>-03</sup>
CO	0,0226*10 <sup>-03</sup>
NO <sub>x</sub>	0,058*10 <sup>-03</sup>
VOC	0,008*10 <sup>-03</sup>

#### B.2.1.3 Förbränning

Modellen finns beskriven i Björklund (1998), appendix F. Förlagan till modellen är avfallsförbränningsanläggningen i Högdalen i Stockholm. Restprodukter från anläggningen såsom aska och slagg deponeras. I tabell B7 redovisas parametrar för förbränningsprocessen.

Tabell B 7 Prestandaparametrar för förbränningsprocessen

Parameter		Enhet
Totalverkningsgrad	85	% av eff. värmevärde
NO <sub>x</sub> - emission till luft	45	mg NO <sub>2</sub> /MJ avfall
N <sub>2</sub> O - emission till luft	10	mg N <sub>2</sub> O/MJ avfall
Dioxinbildning	0,10	pg dioxin/kg avfall
SO <sub>2</sub> -avskiljning i rökgasrening	95	%
HCl-avskiljning i rökgasrening	99,8	%
Alfavärde vid kraftvärmeförbrukning	0,25	MJ el/ MJ värme



#### B.2.1.4 Deponering

Då organiskt avfall deponeras antas 50 % av producerad deponigas samlas upp. Den insamlade gasen nyttiggörs till 90 % genom värmeutvinning från en gasmotor. 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

Rötningen antas äga rum i en ännu ej existerande anläggning i Sofielund. Processen är termofil och det organiska material som skiljs av vid påsavskiljningen (2 % för verksamhetsavfall och 12 % för hushållsavfall) förbränns. I rötchambren är TS-halten antagen till 13 % och uppehållstiden är 20 dagar. Kapaciteten antas till 30 000 årston varav 20 000 ton är tillgängligt för det avfall denna studie behandlar. Rötresten förutsätts kunna spridas på åkermark, dvs även med ett för högt tungmetallinnehåll antas rötresten spridas på åkermark.

#### B.2.1.6 Kompostering

Komposteringsprocessen i Stora Vika är inte modellerad sen tidigare utan det har utförts inom ramen för denna studie. Nedan följer en beskrivning av processen och hur modellen arbetar.

Processen består av fyra huvudsteg: sortering/inmatning, förkompostering i trumma under tre dagar, efterkompostering i sex veckor i luftad hall samt torkning till 88 % TS-halt och pelletering av komposten. Vid intaget sorteras rena bränslefraktioner ut (9 % av inkommande mängd) som går till förbränning. Utsorterad metall och i vissa fall plast skickas till materialåtervinning (4 % av inkommande mängd) och sådant som inte komposteras, återvinns eller förbränns skickas till deponi (5 % av inkommande mängd). Mellan de olika komposteringsstegen sker sedan ytterligare utsortering av metaller m.m. Under hela processen sker mikrobiell nedbrytning av materialet. Den kompostgas som därvid bildas i tippshallen och vid efterkomposteringen leds till ett biofilter för rening av kväve.

I ORWARE finns sen tidigare delmodeller för reaktorkompost och strängkompost och dessa har utgjort grund för Rondeco-modellen. Den biologiska processen i komposteringstrumman och den luftade hallen modelleras i ett enda steg eftersom det varit svårt att särskilja nedbrytningens olika steg. I strängkompostdelmodellen och reaktorkompostdelmodellen beräknas olika typer av energiförbrukningar och luftemissioner. Emissionerna passerar en delmodell av ett biofilter som utarbetats sen tidigare.

I tabell B 8 redovisas energiförbrukningen i processen. Siffrorna i diagrammet bygger på massflödet i respektive processteg som inte är konstant. Ungefär 20 % av materialet avskiljs mellan kompoststrumman och bäddkomposten i form av metall m.m.

Tabell B 8 *Energiförbrukning i komposteringen*

Användning	Energiförbrukning [MJ/kg] / [kWh/ton]	Energiform
Kompostfläktar och biofilter	0,1224 / 34	elektricitet
Försortering	0,0144 / 4	elektricitet
Komposttrumma och påsavskiljare	0,0720 / 20	elektricitet
Travers	0,0432 / 12	elektricitet
Torkning	13 liter/ton	dieselolja

Den viktigaste faktorn i processen är renheten hos slutprodukten, pelletsen. Särskild vikt brukar läggas vid tungmetallinnehållet. Med vetskap om tungmetallinnehåll i det inkommande avfallet och mätdata för den färdiga komposten/gödselmedlet/pelletsen har följande avskilningsgrader för tungmetaller beräknats:

Tabell B 9 Metallavskilningsgrader

Tungmetall	Avskilningsgrad [%]
Bly (Pb)	40
Kadmium (Cd)	25
Kvicksilver (Hg)	5
Koppar (Cu)	35
Krom (Cr)	25
Nickel (Ni)	20
Zink (Zn)	30

Näringen i form av kväve i den färdiga komposten föreligger som nitrat, NO<sub>3</sub> (6 %), och ammonium, NH<sub>4</sub> (1 %). Näring förloras i processen genom emission av lustgas, N<sub>2</sub>O (2 %), kvävgas, N<sub>2</sub> (2 %), och återstående del som ammoniak, NH<sub>3</sub>. Övriga emissioner är metan, CH<sub>4</sub> (3,5 g/kg CO<sub>2</sub>).

Biofiltret renar kompostgasen från kväve. I biofiltret fångas 90 % av all lustgas och ammoniak som denitrifieras till 10 % och emitteras som harmlös kvävgas. Hälften (50 %) av metanet oxideras i filtret till koldioxid och vatten.

#### B.2.1.6 Spridning på åkermark

Spridning av restprodukter (rötrest på åkermark och kompostpellets på skogsmark) sker med traditionell rondellspridare på våren med harvning inom 1 timme. Jordarten är mjåla med goda dräneringsförhållanden. Det har inte varit möjligt att närmare i detalj modellera spridningsförfarandet i skog varför samma typ av spridning använts. För spridning av rötrest anges maximal areal och avstånd dit inom geografiskt avgränsat område i tabell B 10.

Tabell B 10 Spridning av rötrest i Stockholm

Område	Kommun/län	Areal (ha)	Avstånd (km)
Område 1	Sigtuna	7 000	25
Område 2	Ekerö	5 000	50
	Norrtälje	20 000	
	C-län	121 000	
	D-län	99 000	
	Summa	245 000	
Område 3	U-län	104 000	95

Spridningen av pellets sker i humusfattiga skogsmarker i trakterna kring Örebro. Spridningsområdet är c:a 110 000 hektar, varav hälften är tillgängligt för spridning. Detta motsvarar alltså teoretiskt maximal yta. Området ligger ungefär 200 km från Stora Vika.

Upptaget av fosfor i växter är liksom i grundmodellen fullständigt. Justeringar av kväveupptaget för pelletsen har dock gjorts. Upptaget av organiskt bundet kväve har höjts från 30 % till 60 % och motsvarande siffror för mineralkväve är 80 % och 90 %. Detta är antaganden som i högsta grad kan ifrågasättas men pelletsen bör ha bättre växtnäringsegenskaper än vanlig kompost, det är en fråga om nivåer för hur mycket bättre.

Återstående kväve emitteras till luft eller vatten. För kompostpellets antas 15 % av all ammonium bli ammoniakemissioner medan 10 % omvandlas till nitrat. För rötresten gäller samma antaganden som för pelletsen med undantag för ammonium där endast 10 % blir ammoniakemissioner.

### B.2.1.7 Gasanvändning

Biogasen används till fordonsbränsle i bilar.

### B.2.2 Ekonomimodellen

Inga justeringar av ekonomin har skett förutom för prämtransport samt för den nya kompostmodellen.

För prämtransporten har en kostnad om 45 kr/ton antagits.

För ekonomiska beräkningar rörande komposten har data erhållits för den anläggning som finns idag. Dessa kostnader har sedan skalats upp med hänsyn till att den framtida anläggningen är mycket större. Dagens anläggning tar in 300 ton avfall per dag under 260 dagar per år och investeringskostnaden är 220 Mkr.

$$\text{skalfaktor} = 220 \cdot 10^6 / (300 \cdot 260)^{0,68}$$

Den framtida anläggningen skall kunna behandla 260 000 ton avfall per år (alla kostnader beräknas baserat på mängden avfall, slammet tillkommer utan extra kostnader).

$$\text{Investering} = (260 \cdot 10^3)^{0,68} \cdot \text{skalfaktor} = \text{c:a } 500 \text{ Mkr}$$

Anläggningens kostnader finns sammanställda i tabell B 11. Avskrivningstiderna har inte ändrats jämfört med grundmodellen.

Tabell B 11 Kostnader för kompostering

Kostnadsslag	Värde
Investering, anläggning	500 Mkr
Investering, mark	1 kr
Investering, övrigt	19 öre/ton
Maskiner	28 kr/ton
Personal (8 heltidsanställda)	11 kr/ton
Underhåll	5 kr/ton
Elektricitet	30 öre/kWh
Dieselolja	3000 kr/m <sup>3</sup>

## B.3 EXTERNA DELMODELLER

### B.3.1 Flödesmodeller

#### B.3.1.1 Fjärrvärme

Då avfall inte förbränns antas värmen försörjas genom fjärrvärmenätet och komma från förbränning av biobränsle.

#### B.3.1.2 Elektricitet

Elektriciteten som används antas produceras med kolkraft från Danmark.

#### B.3.1.3 Drivmedel

Biogasen som används antas ersätta bensin i bilar.

#### B.3.1.4 Näringsämnen

Ingen skillnad mot A.3.2.4.

*B.3.2 Ekonomimodell*

*Tabell B 12 Priser för externa bidrag till funktionella enheter*

<u>Produkt</u>	<u>Kostnad</u>
Diesel	4,20 kr/l
Bensin	8,90 kr/l
Elektricitet	58 öre/kWh
Fjärrvärme	21 öre/kWh
Handelsgödsel, kväve	6,90 kr/kg
Handelsgödsel, fosfor	11,30 kr/kg

#### 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

**BILAGA C SAMMANSÄTTNING ORGANISKT GÖDSELMEDEL**

I tabellen nedan redovisas den kemiska sammansättningen för växtnäringspelletsen som sprids på skogsmark.

Substans	kg/kg slam
C-tot biologisk	2.43E-01
C-lignin	2.21E-02
TS	8.80E-01
H <sub>2</sub> O	1.20E-01
N-tot	2.37E-02
NH <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	1.81E-04
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	1.09E-03
S-tot	7.51E-03
P-tot	1.06E-02
Cl-tot	3.65E-04
K	1.17E-02
Ca	1.11E-02
Pb	4.18E-02
Cd	3.43E-05
Hg	5.94E-07
Cu	3.63E-07
Cr	1.40E-04
Ni	2.72E-05
Zn	2.18E-05
C-cellulosa	2.92E-04