

Förord

Denna studie är ett examensarbete på 20 poäng för civilingenjörsprogrammet Industriell Ekonomi (180 poäng) vid Linköpings Universitet. Examensarbetet har under våren 2005 utförts vid Högskolan i Gävle.

Jag vill här passa på att tacka alla som på något sätt varit till hjälp under examensarbetets gång och då särskilt följande personer:

Ola Eriksson, HiG, för all handledning, hjälp och stöd.

Mats Strömberg, Gävle Energi, för handledning.

Michael Persson, Gästrike Återvinnare, för upplysningar och hjälp.

Bahram Moshfegh, HiG och LiU, för stort tillmötesgående samt praktisk hjälp.

Eva Wännström, HiG, för all praktisk hjälp kring instiftandet av examensarbetet.

Jag vill även passa på att tacka mina föräldrar, Håkan Jönsson och Ingrid Mossberg, för allt stöd, all kärlek och den ständiga tilltro de har till mig och min förmåga.

Gävle, juni 2005

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'Johanna Jönsson', written in a cursive style.

Johanna Jönsson

Sammanfattning

Syftet med denna studie var att ta fram ett beslutsunderlag avseende lämplig behandlingsmetod för det lättnedbrytbara organiska avfallet som genereras i Gästrikeregionen, bestående av kommunerna i Gävle, Sandviken, Hofors, Ockelbo och Älvkarleby. Studien syftade vidare till att besvara frågeställningarna:

- Vilket är den, sett ur systemperspektiv, miljömässigt mest lämpliga behandlingsmetoden för det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen?
- Hur förhåller de olika behandlingsalternativen sig till varandra vad gäller olika typer av miljöpåverkan och resursanvändning?
- Hur förhåller de olika behandlingsalternativen sig till varandra gällande företagsekonomiska och samhällsekonomiska kostnader?

För att besvara frågeställningarna och ta fram beslutsunderlaget användes programpaketet ORWARE, som bygger på livscykelmetodik. Som komplement till resultaten från ORWARE gjordes även en företagsekonomisk investeringsbedömning med payback- och annuitetsmetoden.

Avfallsmängderna i studien baserades på en tänkt situation för år 2010 då utsortering av den lättnedbrytbara organiska avfalls fraktionen antogs ha införts i hela Gästrikeregionen. De behandlingsscenarier som studerades och jämfördes var 1) förbränning med enbart värmeutvinning utanför Gästrikeregionen, 2) förbränning med kraftvärmeutvinning i Gävle, 3) membrankompostering utanför Gästrikeregionen, 4) tunnelkompostering i Gävle samt 5) rötning utanför Gästrikeregionen.

De miljöpåverkanskategorier som inkluderades i studien var förbrukning av energiråvara, klimatpåverkan, försurning, övergödning, flöden av tungmetaller samt mängd till deponi. Utvärdering gjordes, förutom av de enskilda resultaten även av resultat som viktats fram med metoderna miljöekonomi ORWARE, EPS, EcoTax'99 och EcoEffect.

Både de enskilda och de viktade resultaten visade att den lämpligaste behandlingsmetoden för fraktionen var förbränning i kraftvärmeverk, vilken gav lägst miljöbelastning och dessutom var företagsekonomiskt mest lönsam.

Baserat på resultaten från analysen, viktningen och de ekonomiska beräkningarna togs följande rekommendationer för behandling av den lättnedbrytbara organiska avfallsfraktionen fram:

- Om möjligt bör det lättnedbrytbara organiska avfallet behandlas genom förbränning i ett kraftvärmeverk i Gästrikeregionen. Denna rekommendation gäller såväl ur miljömässigt som företags- och samhällsekonomiskt perspektiv. En investering i ett avfallseldat kraftvärmeverk vore således bra både företagsmässigt och för miljön.
- Är förbränning i kraftvärmeverk i Gästrikeregionen inte möjligt bör avfallet behandlas med förbränning i annat närliggande kraftvärmeverk eller rötas. Om fraktionen skall komposteras, vilket inte rekommenderas, är tunnelkompostering att föredra ur ett miljömässigt perspektiv medan membrankompostering rekommenderas om perspektivet är rent företagsekonomiskt. Relativt behandlingsmetoderna förbränning i kraftvärmeverk och rötning rekommenderas inte heller att förbränna fraktionen i en anläggning med enbart värmeproduktion.

Abstract

The objective of this thesis was to develop decision support regarding the most suitable treatment for the biodegradable waste produced in the region of Gästrikland (consisting of the municipalities of Gävle, Sandviken, Hofors, Ockelbo and Älvkarleby). Specifically the thesis aimed to answer the following questions:

- From a systems perspective, which is the environmentally most suitable treatment method for the biodegradable waste from the region of Gästrikland?
- How do the different treatment methods compare to each other regarding different environmental effects and consumption of resources?
- How do the different treatment methods compare to each other regarding business economical and social economical costs?

To answer these questions, and thus generate a decision support, the software package ORWARE, which is based on lifecycle methodology, was used. In addition, a business economical investment assessment was made both with the payback method and the annuity method.

The flows of waste in the study were extrapolated to the probable flows year 2010, when the biodegradable waste fraction was assumed to be source separated in the whole region of Gästrikland. The different treatment evaluated in the study were; 1) incineration, with heat recovery only, outside of the region, 2) incineration, with recovery of both electricity and heat, in Gävle, 3) membrane composting outside the region, 4) tunnel composting in Gävle and 5) anaerobic digestion outside the region.

The environmental effects assessed in the study were consumption of primary energy carriers, global warming potential, acidification potential, eutrophication potential, the flows of heavy metals and quantity landfilled. The results for the different environmental effects were reported both separately and weighted with the methods environmental economy ORWARE, EPS, EcoTax'99 and EcoEffect.

Both the separate results from the different environmental effect categories and the weighted results showed that the most suitable treatment method for the biodegradable fraction was incineration in a combined power and heat plant. This treatment method caused the lowest environmental load as well as the highest profitability for the investment.

Based on the results from the analysis, the weighting, and the economical calculations the following recommendations were given regarding treatment of biodegradable waste in the region of Gästrikland:

- The biodegradable waste should be incinerated in a combined power and heating plant in Gävle. This recommendation applies both from an environmental, business and a social economic point of view. Thus, an investment in a waste-fired combined power and heating plant is positive both from the environmental and business economical perspectives.
- If incineration in a combined power and heating plant in Gävle is not possible, the biodegradable fraction ought to be incinerated in another combined power and heating plant nearby or be anaerobically digested. If the fraction is to be composted, in spite of the above recommendations, tunnel composting should be preferred from an environmental perspective, whereas membrane composting is preferred if the perspective is business economical.

Ordlista

Askåterföring: Spridning av aska till sådan växtplats där bränslet har vuxit. Askåterföring till skogsmark är positivt då det skapar ett kretslopp av bland annat näringsämnen.

Avfall: "Med avfall avses varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med" (15 kap 1 § Miljöbalken).

Biobränsle: Biobränsle är ett samlingsnamn för de bränslen som härstammar från växtriket. Vid förbränning av biobränsle fås *bioenergi*.

Bioenergi: Bioenergi är energi som utvinns ur biologiskt material, antingen direkt genom förbränning, av till exempel ved eller organiskt avfall, eller indirekt genom utnyttjande av *biogas*, producerad med till exempel gödsel eller organiskt avfall. Nyttjande av bioenergi ger inget nettotillskott av koldioxid eftersom biobränslet under sin livstid tagit upp lika mycket koldioxid som den avger vid nyttjandet (genom förbränning av bränslet eller den producerade biogasen).

Biogas: Biogas består av metan och koldioxid (i huvudsak metan) och bildas när organiskt material bryts ner under syrefria förhållanden. Biogasen är rik på energi och kan användas som bränsle eller som drivmedel (om gasen renas).

Biologisk behandling: Biologisk behandling av avfall innebär att avfallet bryts ner biologiskt (med hjälp av till exempel mikroorganismer, maskar eller och svampar). Detta kan ske genom till exempel *kompostering* eller *rötning*.

Biologiskt avfall/Bioavfall Biologiskt lättnedbrytbart avfall, det vill säga den del av det *organiska avfallet* som på kort tid kan brytas ner i biologiska processer (till exempel mat- och trädgårdsavfall), se även *lättnedbrytbart organiskt avfall*.

Biologiskt tillgängligt ämne: Att ett ämne är biologiskt tillgängligt (sagt om till exempel kväve) menas att ämnet är lätt för biologiska organismer att ta upp (vilket innebär att ämnet bör vara i jonform) se även *växttillgängligt ämne*.

Brännbart avfall: Med brännbart avfall menas sådant avfall som brinner utan energitillskott efter det att förbränningsprocessen startat.

Deponera/Deponering: Att deponera avfall (deponering av avfall) innebär att avfallet placeras på långtidsförvar, *deponi*.

Deponi: Med deponi avses markområde som är avsatt och utrustat för lagring/förvaring av avfall. I dagligt tal benämns deponi även "soptipp".

Energibärare: Ämne eller material lämpat att transportera energi (till exempel vatten, luft, eller elektriska kablar samt bränslen som kol, råolja, ved med flera).

Energiråvara: Med energiråvara menas den råvara (bränsle eller liknande) som används vid nyttiggörande av energi. Energiråvaran kan vara förnyelsebar (till exempel biobränsle eller vatten i form av vattenkraft) eller icke förnyelsebar (till exempel olja eller kol).

Eutrofiering: Har samma betydelse som begreppet *övergödning*.

Externt system: se *kompletterande system*.

Fluidiserande bädd: Med fluidiserande bädd avses en bädd bestående av sand och aska (eventuellt även kalk) som vilar på en perforerad platta genom vilken luft blåses in. Den insprutade luften kommer att lyfta sanden och askan på ett sådant sätt att bädden kommer att bete sig som en vätska (fluid) med hög densitet.

Funktionell enhet: Benämningen funktionell enhet avser kvantifierad prestanda hos ett produktsystem. Enklare uttryckt kan ett systems funktionella enhet beskrivas som den ”nytta” som systemet genererar.

Förbränning (av avfall): Förbränning är en avfallsbehandlingsmetod där avfallet behandlas genom förbränning och energin från processen tas tillvara (gäller förbränning i Sverige) och nyttiggörs som värme eller el. Vid fullständig förbränning omvandlas allt fast kol till koldioxid, väte till vatten, svavel till svaveloxider och så vidare.

Försurning: Försurning innebär att utsläpp av sura ämnen (till exempel syror och svaveldioxid) leder till en pH-sänkning i mark och vatten (tecken på försurning uppstår vid ett pH-värde kring 5). Tåligheten mot försurning varierar mycket mellan olika jordar och olika typer av sjöar (vilket benämns buffringsförmåga).

Gaskombi: Anläggning som kombinerar gasturbiner och ångturbiner för att generera kraftvärme. Bränsle är olja, naturgas eller gasol.

Humus: Organiskt material som bildas av döda växter och djur; mylla, matjord.

Icke förnyelsebara energikällor: Är sådana energikällor som inte nyskapas (inom överskådlig tid) och som således bidrar till ökningen av koldioxidhalten i atmosfären. Icke förnyelsebara energikällor utgörs främst av fossila bränslen som kol, olja och torv.

Klimatpåverkan: Med klimatpåverkan menas påverkan som bidrar till att den globala medeltemperaturen på jorden ökar. Klimatpåverkan kallas i dagligt tal ofta för ”växthuseffekten”.

Kompletterande system: Med det kompletterande systemet avses det *system* som adderas till det studerade scenariot (det studerade systemet) med avseende att skapa samma nytta (*funktionella enheter*) för samtliga studerade scenarier så att jämförelser av till exempel miljöpåverkan från scenarierna (systemen) kan göras.

Kompostering: Kompostering är en biologisk nedbrytningsprocess under vilken organiskt material bryts ner till jord (humus). Nedbrytningen sker naturligt med hjälp av olika mikroorganismer och vid närvaro av syre.

Kondensat: Vätska som bildas vid *kondensering*.

Kondensering (av vätska): Kondensering sker då varm fuktig luft kyls av (och därmed förtätas) vilket leder till att fukten fälls ut i form av vätskedroppar.

Livscykelanalys (LCA): Livscykelanalys är ett metodiskt sätt att räkna ut och bedöma hur olika produkter, tjänster eller system påverkar miljön under hela deras livstid, det vill säga från vaggan till graven.

Luktämnen: Med luktämnen avses i denna rapport illaluktande ämnen som uppstår vid biologisk nedbrytning av organiskt material (till exempel vid *kompostering* eller *rötning*).

Lättnedbrytbart organiskt avfall: *Organiskt avfall* som lämpar sig för *kompostering* eller *rötning*.

Mullämnen: Ämnen med högt *humus*innehåll (alltså mycket organiskt bundet kol som bidrar till en god struktur i jorden).

Miljökonsekvensbeskrivning (MKB): En miljökonsekvensbeskrivning ska, per definition, identifiera, beskriva och ge underlag för en samlad bedömning av en verksamhets eller aktivitetens effekter på människors hälsa, djur, växter, mark, luft, vatten, klimat, hushållning och så vidare. Enligt miljöbalken krävs det att den som ska starta en verksamhet med betydande miljöpåverkan skall upprätta och lämna in en miljökonsekvensbeskrivning för verksamheten.

Miljösystemanalys: Miljösystemanalys är en variant av systemanalys, som inkluderar ekologiska, tekniska och ekonomiska system, vilken kan användas som ett angreppssätt för miljöbedömning av olika mänskliga aktiviteter, processer och produkter.

Naturgaskombi: Gaskombi som drivs med naturgas (se gaskombi)

Nedströms system: Med nedströms system menas i ORWARE det system som kommer efter själva behandlingen av avfallet, till exempel nyttiggörandet av producerad biogas samt spridning av rötrest på åker.

NO_x: Är den kemiska samlingsbenämningen för olika kväveoxider, det vill säga föreningar bestående av en kväveatomer kombinerad med olika många syreatomer.

Närsalter: Närsalter är viktiga grundämnen och näringsämnen, främst fosfor, kalium och kväve. Läckage av närsalter från jord- och skogsbruk samt luftutsläpp från trafiken bidrar till *övergödning*.

Organiskt avfall: Avfall som innehåller organiskt kol till exempel biologiskt avfall, pappersavfall och plastavfall.

Recipient: Definitionen av recipient är, enligt Svenska Akademiens ordlista, en större behållare eller kärl för uppsamling av flyktiga ämnen och dylikt. I denna rapport avses med recipient mottagare av avfallsprodukter (som släpps ut till exempel till hav, vattendrag eller till atmosfären).

Rejekt: Med rejekt menas i rapporten material som kasserats (funnits ej uppfylla förväntade krav eller dylikt) i en process. Rejekt från siktningen innan rötningen består till exempel av bortsiktad plast som vid sortering i hushållen sorterats fel.

Roster (eldning på roster): Förbrännings teknik då bränslet skakas/förs fram på ett fast eller rörligt roster. Själva rostret kan liknas vid ett slags galler eller grill.

Rötning: Rötning är en biologisk nedbrytningsprocess under vilken organiskt material bryts ner under syrefria förhållanden. Nedbrytningen sker naturligt med hjälp av olika mikroorganismer och under nedbrytningsprocessen bildas *biogas*.

Simulera/Simulering: Att simulera innebär i vardagligt tal att föreställa sig eller låtsas. I denna rapport menas med simulering (av olika scenarier) att beräkningar görs utifrån olika bestämda föreställningar om framtiden, man skulle kunna säga att olika möjliga framtider provas ”på låtsas” med avseende på till exempel miljöpåverkan.

Substrat: Substrat betyder underlag, grund eller grundval. I denna rapport avses med substrat det material som rötas.

System: Ett system är någonting som är bestående av flera olika delar som på något sätt påverkar och/eller är beroende av varandra.

Systemanalys: Systemanalys är en metod vilken bygger på vetenskaplig metodik och som används för att på ett systematiskt och logiskt sätt beskriva och analysera komplexa *system*.

Systemgränser: Systemgränserna beskriver vad som ingår respektive inte ingår i det *system* som studeras.

Uppströms system: Det system som skapar/tillverkar de nyttigheter/resurser som förbrukas i avfallshanteringssystemet.

Växttillgängligt ämne: Att ett ämne är växttillgängligt (sagt om till exempel kväve) menas att ämnet är lätt för växter att ta upp (vilket innebär att ämnet bör vara i jonform) se även *biologiskt tillgängligt ämne*.

Övergödning: Övergödning (*eutrofiering*) uppstår genom ökad tillförsel av näringsämnen, främst kväve och fosfor till sjöar och vattendrag (vilket medför diverse oönskade konsekvenser). Även skogsmark kan drabbas av övergödning.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	Bakgrund.....	1
1.2	Syfte och frågeställning	4
1.3	Mål	4
1.4	Avgränsningar.....	5
2	METOD	6
2.1	Tillvägagångssätt	6
2.2	Metoder och modeller som tillämpats.....	7
3	AVFALLSBEHANDLING	17
3.1	Förbränning.....	17
3.2	Biologisk behandling	21
3.3	Miljöpåverkan från behandling av avfall.....	25
4	AVFALLSSITUATIONEN I GÄSTRIKEREGIONEN; STUDIENS OMFATTNING	33
4.1	Behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall i dagsläget.....	33
4.2	Systemet.....	33
4.3	Systemavgränsningar	35
4.4	Alternativ för framtida behandling av det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen	37
5	RESULTAT	44
5.1	Avfallsflöden.....	44
5.2	Förbrukning av energiråvara	45
5.3	Klimatpåverkan.....	47
5.4	Förurning	49
5.5	Övergödning	50
5.6	Tungmetallflöden	51
5.7	Mängd deponerat	55
5.8	Sammanvägda resultat	56
6	KÄNSLIGHETSANALYS	62
6.1	Val av marginalet i det kompletterande systemet	62
6.2	Val av energiråvara för fjärrvärmeproduktion i det kompletterande systemet.....	64
7	OSÄKERHETSANALYS	65
7.1	Metodkritik gällande viktning.....	65
7.2	Övriga felkällor och osäkerheter	65
8	INVESTERINGSBEDÖMNING	67
8.1	Förutsättningar för investeringsbedömningen.....	67
8.2	Jämförelse av återbetalningstid (payback-tid).....	69
8.3	Jämförelse av annuiteter.....	70
9	DISKUSSION	73
9.1	Metoddiskussion	73
9.2	Resultatdiskussion.....	74
10	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	79
10.1	Slutsatser	79
10.2	Rekommendationer	81
10.3	Förslag på vidare studier	82
11	REFERENSLISTA	83
11.1	Tryckta källor.....	83
11.2	Otryckta källor	84
11.3	Personliga meddelanden	85
11.4	Övriga källor	85
12	BILAGOR	86
12.1	Bilageförteckning:.....	86

Figurförteckning

Figur 1-1 EU:s avfallshierarki [34]	1
Figur 1-2 Karta över de ingående kommunerna i kommunalförbundet Gästrikre Återvinnare [34]	3
Figur 2-1 Arbetsgångens tre faser	6
Figur 2-2 Icke jämförbara VS jämförbara system	9
Figur 2-3 Avfallshanteringsystemet i ORWARE	11
Figur 2-4 Avfallssystemet i ORWARE	12
Figur 2-5 Beskrivning av arbetsgången vid viktning med miljöekonomi ORWARE	13
Figur 2-6 Arbetsgången för viktning med EcoTax	14
Figur 2-7 Arbetsgången i EPS [59]	15
Figur 3-1 Förbränning på rörlig rost	18
Figur 3-2 Förbränning på fluidiserande bädd [41]	19
Figur 3-3 Utsläpp till luft från avfallsförbränning i Sverige 1985-2002 [39]	20
Figur 3-4 Den globala medeltemperaturen 1860-2000 [35]	26
Figur 3-5 Försurade sjöar i procent 1990 [36]	27
Figur 3-6 Områden i Sverige med övergödda sjöar (gröna områden) [37]	29
Figur 3-7 Områden med ständig (mörklila) eller tidvis (ljuslila) syrebrist i Östersjön [37]	29
Figur 5-1 Fördelning av flöden till behandlingsmetoder för de olika scenarierna	44
Figur 5-2 Energiförbrukning, totala systemet, uppdelat på funktionella enheter	45
Figur 5-3 Energiförbrukning, totala systemet, uppdelat på energibärare	46
Figur 5-4 Energibalans för avfallshanteringsystemet	47
Figur 5-5 Klimatpåverkan från avfallshanteringsystemet uttryckt i koldioxidekvivalenter	47
Figur 5-6 Klimatpåverkan från det totala systemet uttryckt i koldioxidekvivalenter	48
Figur 5-7 Utsläpp av försurande ämnen från avfallshanteringsystemet uttryckt i svaveldioxidekvivalenter	49
Figur 5-8 Utsläpp av försurande ämnen från det totala systemet uttryckt i svaveldioxidekvivalenter	50
Figur 5-9 Utsläpp av övergödande ämnen från avfallshanteringsystemet uttryckt i syrgasekvivalenter	50
Figur 5-10 Utsläpp av övergödande ämnen från det totala systemet uttryckt i syrgasekvivalenter	51
Figur 5-11 Mängd deponerat och i vägkonstruktion	56
Figur 5-12 Normerade resultat	57
Figur 5-13 Miljöekonomi enligt ORWARE-viktningen för det totala systemet	58
Figur 5-14 Viktade resultat med EPS	58
Figur 5-15 Viktade resultat med EcoTax'99	59
Figur 5-16 Viktade resultat med EcoEffect uppdelat på delsystem	60
Figur 5-17 Viktade resultat med EcoEffect uppdelat på påverkanskategorier	61

Tabellförteckning

Tabell 3-1 Växthusgaser och deras karakteriseringsfaktorer	26
Tabell 3-2 Försurande ämnen och deras karakteriseringsfaktorer	28
Tabell 3-3 Övergödande ämnen och deras karakteriseringsfaktorer	30
Tabell 4-1 Andel av avfallsproducenterna som antas anslutas till de olika alternativen ..	38
Tabell 4-2 Sorteringsutbytet från de olika avfallsproducentgrupperna.....	39
Tabell 4-3 Mängd lättnedbrytbart organiskt avfall som ej sorteras, sorteras för central behandlig samt sorteras för hemkompostering	39
Tabell 4-4 Fördelning av avfall till förbränning mellan de olika förbränningsanläggningarna 2005	40
Tabell 5-1 Blyflöden.....	52
Tabell 5-2 Kadmiumflöden.....	52
Tabell 5-3 Kvicksilverflöden	53
Tabell 5-4 Kopparflöden.....	54
Tabell 5-5 Kromflöden	54
Tabell 5-6 Nickelflöden	55
Tabell 5-7 Zinkflöden	55
Tabell 6-1 Fördelning av källor beroende på metod för elframställning	62
Tabell 6-2 Skillnad i miljöpåverkanskategorier för resp. scenario med Svensk elmix relativt kolkondens.....	63
Tabell 6-3 Skillnad i miljöpåverkanskategorier för resp. scenario med Europeisk elmix relativt kolkondens.....	63
Tabell 6-4 Skillnad i miljöpåverkanskategorier för resp. scenario med fjärrvärme framställd från naturgas relativt biobränsle	64
Tabell 8-1 Återbetalningstiden för anläggningarna vid varierande mottagningsavgift	70
Tabell 8-2 Kritisk mottagningsavgift för anläggningarna med avseende på inbetalningsöverskott.....	70
Tabell 8-3 Annuiteten för anläggningarna med varierande mottagningsavgift	71
Tabell 8-4 Kritisk mottagningsavgift med avseende på NPV/annuitet.....	72

1 Inledning

Avfallsbehandlingen genomgår just nu en stor omställning, både på europeisk, på nationell och på kommunal nivå. Ett antal styrmedel har införts för att påskynda utvecklingen mot ett ökat kretslopp, i följande stycken kommer utvecklingen vad gäller behandlingen av avfall, och då speciellt lättnedbrytbart organiskt avfall, att belysas, först på nationell nivå och sedan på lokal nivå i Gästrikeregionen. Därefter kommer syftet med rapporten samt dess mål att preciseras och slutligen kommer de avgränsningar som gjorts för arbetet att redovisas.

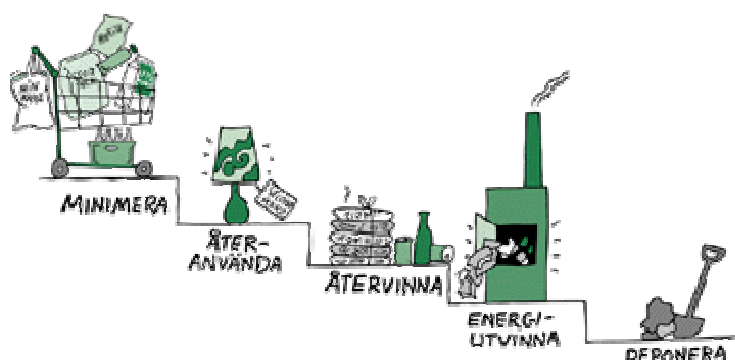
1.1 Bakgrund

Avfallshanterings- och avfallsbehandlingssystemen i vårt samhälle förändras ständigt. Under enbart det senaste århundradet har fokus skiftat från sortering, återanvändning och återvinning till blandning av avfallet och deponering och slutligen tillbaka till sortering, återanvändning och återvinning igen. Under det senaste årtiondet har fokus legat på att minska mängden avfall som deponeras och att i högre grad sluta kretsloppen och för att uppnå dessa båda mål har staten infört ett antal styrmedel.

1.1.1 På nationell nivå

EU:s medlemsstater har för att kretsloppsanpassa samhället fastställt en avfallshierarki vilken beskriver hur avfall bör omhändertas. I första hand bör avfallets uppkomst förebyggas det vill säga avfallsmängderna minimeras. I andra hand bör avfallet återanvändas, i tredje hand bör avfallet materialåtervinnas, i fjärde hand energiåtervinnas genom förbränning och i femtehand, om inga andra alternativ finns, ska avfallet läggas på deponi. Biologisk behandling, det vill säga kompostering och rötning, ses i EU:s avfallshierarki som materialåtervinning.[7]

Tidigare systemanalyser har bevisat att avfallshierarkin är giltig som tumregel [6]. Den osäkerhet som finns i hierarkin ligger främst i rangordningen av steg tre och fyra och systemanalyserna har visat att det inte med säkerhet går att säga att materialåtervinning är generellt bättre än energiåtervinning. Speciellt gäller denna osäkerhet rangordningen mellan biologisk behandling och förbränning där tumregeln därför inte är lämplig att använda utan där en specifik analys bör avgöra vilken behandlingsmetod som är att föredra i varje fall och material, en avfallshierarki för varje materialslag skulle därför kunna vara lämpligt. [43] [6]



Figur 1-1 EU:s avfallshierarki [34]

Förutom tillämpandet av EU:s avfallshierarki har Sveriges riksdag som en del i det nationella miljöarbetet satt upp femton nationella miljö kvalitetsmål. Tanken är att dessa nationella miljö kvalitetsmål skall syfta till en ekologiskt hållbar utveckling.

De femton miljö kvalitetsmålen är följande:

1. Begränsad miljö påverkan
2. Frisk luft
3. Bara naturlig försurning
4. Giftfri miljö
5. Skyddande ozonskikt
6. Säker strålmiljö
7. Ingen övergödning
8. Levande sjöar och vattendrag
9. Grundvatten av god kvalitet
10. Hav i balans samt levande kust och skärgård
11. Myllrande våtmarker
12. Levande skogar
13. Ett rikt odlingslandskap
14. Storslagen fjällmiljö
15. God bebyggd miljö

De femton miljö kvalitetsmålen vilar i sin tur på tre åtgärdsstrategier vilka är tänkta som ledstjärnor i arbetet med att uppnå de femton miljö målen. Att arbetet är upplagt på detta sätt beror på att ett uppfyllande av en eller flera av strategierna uppfyller mer än ett miljö mål. De tre åtgärdsstrategierna är [33]:

1. En strategi för effektivare energianvändning och transporter - för att minska utsläppen från energi- och transportsektorerna.
2. En strategi för giftfria och resurssnåla kretslopp som innefattar en miljö orienterad produkt politik för att skapa energi- och materialsnåla kretslopp och för att minska de diffusa utsläppen av miljögifter.
3. En strategi för hushållning med mark, vatten och bebyggd miljö - för ökad hänsyn till biologisk mångfald, kulturmiljö och människors hälsa, för god hushållning med mark och vatten, miljö anpassad fysisk planering och hållbar bebyggelsestruktur.

En effektiv avfallshantering och lämplig behandling av avfall är ett område som, på olika sätt, ingår i flertalet av miljö kvalitetsmålen samt i alla tre åtgärdsstrategierna¹. [29]

På grund av dessa styrmedel, både direkt och indirekt, genomgår avfallshantering i Sverige just nu en stor omställning. År 2002 infördes deponiförbud för utsorterat brännbart avfall och från och med första januari 2005 råder deponiförbud även för organiskt avfall². Eftersom både det brännbara och det organiska avfallet i Sverige tidigare i huvudsak deponerades innebär deponiförbuden en kraftig ökning av behovet av alternativ behandlingskapacitet. [26] Det ökade kapacitetsbehovet har lett till en ökad utbyggnad och nybyggnad av såväl förbränningsanläggningar som anläggningar för biologisk behandling. [24]

Den del av det organiska avfallet som kan behandlas biologiskt kallas för lättnedbrytbart organiskt avfall och utgörs främst av vad man i dagligt tal kallar matrester och trädgårdsavfall. För denna fraktion finns det, med hänsyn till deponiförbudet, två möjligheter till behandling. Avfallet kan antingen förbrännas eller behandlas biologiskt

¹ För en mer exakt beskrivning av hur uppsatta delmål kan kopplas till avfallsbehandling rekommenderas läsning i [29].

² 9-10 §§ förordning 2001:512

vilket innebär kompostering eller rötning. Det vanligaste i dagsläget är att det lättnedbrytbara organiska avfallet förbränns tillsammans med det övriga brännbara avfallet. Eftersom materialåtervinning är att föredra enligt EU:s avfallshierarki har dock regeringen i sin kretsloppsproposition 2003 satt upp ett delmål för återvinning av matavfall vilket säger att år 2010 ska minst 35 % av det biologiska avfallet genererat av hushåll, restauranger, butiker och storkök materialåtervinnas med hjälp av biologisk behandling. [18][7]

Då man ska bedöma vilken behandling som är miljömässigt bäst för det lättnedbrytbara organiska avfallet går olika studier isär, vissa menar att förbränning är det bästa alternativet [2] medan andra hävdar att biologisk behandling är ett väl så bra alternativ [14]. De flesta kan dock enas om att vilken behandlingsmetod som är mest lämplig beror på omständigheterna och de lokala förutsättningarna och att valet av behandlingsmetod därmed är ett beslut som bör grundas på en utredning av de alternativ och möjligheter som finns i just det särskilda fallet.

Vad gäller övrigt organiskt avfall, till exempel diverse plaster, är de studier som gjorts mer överens och avfallsfraktionen bör främst behandlas genom materialåtervinning eller om detta ej är möjligt energiåtervinnas genom förbränning. Detta är dock en fraktion som inte behandlas i denna studie. [6]

1.1.2 I Gästrikeregionen

För att möta kraven på deponistopp och för att på ett effektivare sätt kunna hantera och driva avfallsfrågan bildade kommunerna i Gävle, Sandviken, Hofors, Ockelbo och Älvkarleby i april 2001 kommunalförbundet Gästrikre Återvinnare (GÅ) för att på så sätt gemensamt driva kommunernas avfallsfrågor [8]. Samarbetet ger även stordriftsfördelar för de annars relativt små kommunerna.



Figur 1-2 Karta över de ingående kommunerna i kommunalförbundet Gästrikre Återvinnare [34]

Avfallet från de i kommunförbundet ingående kommunerna har tidigare bränts i Uppsala och Bollnäs varav merparten i Uppsala. På sommaren har även en viss mängd deponerats vilket har varit möjligt på grund av dispens [9].

I och med direktiven om ökad mängd lättnedbrytbart organiskt avfall till biologisk behandling har Gästrikre Återvinnare påbörjat arbetet med att samla in en lättnedbrytbar organisk avfallsfraktion. Tanken är att den utsorterade lättnedbrytbara organiska fraktionen skall komposteras fram till att utsorteringen nått fullskala i Sala men sedan i en anläggning i Gävle, vilken ännu inte är byggd. [8]

Vidare har Gävle Energi planer på att bygga en avfallspanna vilken skulle kunna ta hand om både det brännbara och det lättnedbrytbara organiska avfallet generat i Gästrikre Återvinnares upptagningsområde. [53]

Således finns det många olika tänkbara alternativ för framtida behandling av det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen.

1.2 Syfte och frågeställning

I samband med större investeringar är det viktigt att beslutsfattarna har tillgång till ett underlag som belyser så många aspekter som möjligt så att ett väl genomtänkt beslut kan fattas. Ofta har underlagen en tyngdpunkt i olika former av kostnadsberäkningar. Inför uppförande av komposteringsanläggningen skall en miljökonsekvensbeskrivning göras och lämnas till länsstyrelsen. För uppförandet av en avfallspanna har en miljökonsekvensbeskrivning redan gjorts³. Dock belyser inte miljökonsekvensbeskrivningen fullt ut de systemeffekter och miljömässiga konsekvenser som de olika behandlingsalternativen innebär och det finns därför ett behov av kompletterande beslutsunderlag.

Syftet med examensarbetet är att ta fram ett beslutsunderlag som tar hänsyn till systemaspekterna och som därför tillsammans med miljökonsekvensbeskrivningar och ekonomiska kalkyler kan vara till hjälp för dem som på kommunal nivå skall fatta beslut om hur det lättnedbrytbara organiska avfallet skall tas omhand.

Syftet är även att, grundat på en miljösystemanalys av de olika behandlingsalternativ som finns för det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen, svara på följande frågeställningar:

- Vilket är den, sett ur systemperspektiv, miljömässigt mest lämpliga behandlingsmetoden för det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen?
- Hur förhåller de olika behandlingsalternativen sig till varandra vad gäller olika typer av miljöpåverkan och resursanvändning?
- Hur förhåller de olika behandlingsalternativen sig till varandra gällande företagsekonomiska och samhällsekonomiska kostnader?

1.3 Mål

För att få en överblick och lättare kunna strukturera arbetet har ett antal delmål satts upp för examensarbetet. Målen är följande:

- Att bestämma miljöpåverkan från dagens system för hantering av det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikere Återvinnarens upptagningsområde.
- Att beskriva de olika alternativ för framtida avfallsbehandling som finns.
- Att utifrån dessa alternativ konstruera ett antal framtidsscenarioer som beskriver olika tänkbara utvecklingar av omhändertagandet av lättnedbrytbart organiskt avfall i Gästrikeregionen.
- Att jämföra framtidsscenarioerna med nollalternativet, dagens system, utifrån den miljöpåverkan som de olika scenarioerna orsakar.
- Att eventuellt komplettera resultaten med ekonomiska beräkningar.
- Om möjligt komma med råd och anvisningar till inblandade beslutsfattare om hur den för miljön bästa tänkbara utvecklingen av systemet ser ut.

³ Se [10]

1.4 Avgränsningar

För att examensarbetet skall vara hanterbart i storlek har följande avgränsning gjorts:

- Examensarbetet behandlar endast den lättnedbrytbara organiska avfallsfraktionen, fraktioner som omfattas av producentansvaret samt övrigt brännbart läggs således utanför systemet.
- Endast det lättnedbrytbara avfall som genereras i *Gästrikeregionen*, det vill säga i kommunerna i Gävle, Sandviken, Hofors, Älvkarleby och Ockelbo, inkluderas i studien.

Dessutom har följande avgränsning tillkommit under arbetets gång:

- Den komposten som genereras är av så bra kvalitet att den kan säljas blandad som planteringsjord. Kompost antas då ersätta viss mängd i handelsgödsel vid jordframställning, dock antas inte komposten ersätta någon torv.

2 Metod

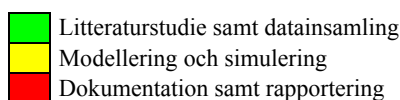
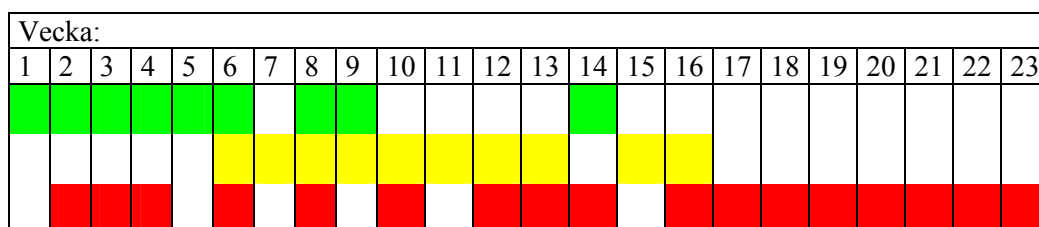
Följande kapitel behandlar tillvägagångssättet för examensarbetet samt de metoder och modeller som tillämpats. Först redogörs för arbetsgångens olika faser under examensarbetets fortlöpande och sedan följer kortfattade beskrivningar rörande systemanalys, livscykelanalys och ORWARE-modellen.

2.1 Tillvägagångssätt

Arbetsgången för examensarbetet kan delas i tre faser:

1. Litteraturstudie, datainsamling och inledande dokumentation.
2. Modellering och simulering.
3. Dokumentation och rapportering.

Dessa faser har under arbetets gång delvis överlappat varandra, se Figur 2-1.



Figur 2-1 Arbetsgångens tre faser

Litteraturstudie, datainsamling och inledande dokumentation

I denna inledande fas gjordes en omfattande litteraturstudie rörande olika metoder för avfallsbehandling samt för arbetet lämpliga metoder och modeller. Litteraturen inhämtades via personliga kontakter, bibliotek, databaser samt Internet. Delar av vad som tillgodogjordes under litteraturstudien har sammanfattats under rubrikerna 2.2 Metoder och modeller som tillämpats, och 3 Avfallsbehandling.

Under denna inledande del av arbetet samlades även de indata som behövdes för modelleringen in, främst genom personliga kontakter.

Modellering och simulering

I examensarbetets andra fas byggdes modellen som beskriver avfallssystemet upp och simulerades. Både modellbygge och simulering genomfördes i Matlab & Simulink.

Utgångspunkten för konstruktionen av modellen var den i första fasen gjorda studien av vilka behandlingsmetoder som finns för lättnedbrytbart avfall samt hur denna avfallsfraktion behandlas i Gästrikeregionen i dagsläget. I samråd med handledare specificerades sedan ett antal tänkbara eller önskvärda framtida behandlingsalternativ⁴ för avfallsfraktionen. I enlighet med dessa byggdes modellen sedan upp med hjälp av delmodeller som konstruerats och använts i tidigare studier⁵.

⁴ Benämns i fortsättningen scenarier, behandlingsscenarier eller framtidsscenarier.

⁵ Modellen i detta examensarbete är konstruerad med hjälp av de modeller som används i [13] och [0].

Vissa ändringar och justeringar gjordes både i delmodellerna och i modellens indatafiler. Dessa gjordes främst för att modellen skulle stämma överens med förutsättningarna för den aktuella studien⁶.

I detta läge genomfördes även en felsökning och validering av resultaten genom att jämförelser gjordes med resultat från tidigare liknande studier för att på så sätt upptäcka och felsöka betydande variationer.

I Excel strukturerades och summerades sedan resultatparametrarna på ett sådant sätt att diagram kunde konstrueras och tolkas, det är dessa diagram som redovisas i kapitel 5 Resultat och ligger till grund för den efterföljande diskussionen.

Dokumentation och rapportering

Dokumentation av arbetet har skett löpande. Redan första veckan sattes en mall upp för rapporten för att underlätta samt skapa struktur för kommande arbete. Arbetet med själva rapporten har sedan skett löpande men mer intensivt i vissa perioder, se Figur 2-1.

2.2 Metoder och modeller som tillämpats

I examensarbetet har en kvantitativ analys gjorts i form av en miljösystemanalys med datormodellen ORWARE. För att läsaren ska få förståelse för hur resultaten tagits fram beskrivs systemanalys, miljösystemanalys, livscykelanalys och ORWARE-modellen i följande stycken.

2.2.1 Systemanalys

Ett system är per definition någonting som är bestående av flera olika delar som på något sätt påverkar och/eller är beroende av varandra. Grunden för systemtänkandet utgörs av antagandet att helheten är mer än de ingående delarna, det vill säga att alla bitar tillsammans fyller en större funktion än var bit gör för sig själv.

Systemanalys är en metod vilken bygger på vetenskaplig metodik och som används för att på ett systematiskt och logiskt sätt beskriva och analysera komplexa system [13]. Systemanalysen har sitt ursprung i operationsanalysen vilken utvecklades under andra världskriget, då främst för militära ändamål. Operationsanalysen kännetecknades främst av två specifika drag, den var målinriktad (eftersom det var nödvändigt att precisera vad den militära operationen skulle leda till) och metodvalet var fritt och okonventionellt (tanken var att med ett stort utbud av naturvetenskapliga och matematiska metoder finna den metod som var mest lämpad för det specifika problemet). Dessa två karakteristika har sedan följt med då operationsanalysen utvecklats och finns idag som tydliga drag även hos systemanalysen. [12]

Systemanalys som metod används för att få en överblick över hela systemet, vilket torde vara mer rättvisande än enbart en analys av de ingående delarna eftersom man i en sådan inte tar hänsyn till de i systemet inbördes relationerna och ofta bygger systemanalysen på någon form av matematiska eller statistiska modeller.

En grundförutsättning för utförandet av en systemanalys är att definiera systemet och sätta upp systemgränser för att på så sätt skilja på vad som är relevant och intressant, och därför ska ingå i systemet, och vad som kan lämnas utanför systemet. Vid val av systemgränser är det ofta en avvägning mellan enkelhet och exakthet som gäller och för att få en så god analys som möjligt bör vikt läggas vid noggrannhet i detta steg.

⁶ Dessa ändringar är listade i Bilaga 3 under rubrik C.6 Uppdaterade/ändrade parametrar relativt tidigare ORWARE –studier.

Miljösystemanalys

Miljösystemanalys är en variant av systemanalys, som inkluderar ekologiska, tekniska och ekonomiska system, vilken kan användas som ett angreppssätt för miljöbedömning av olika mänskliga aktiviteter, processer och produkter. Det finns en uppsjö av olika verktyg och modeller för miljösystemanalys, några av de mest kända är:

- Livscykelanalys (LCA)
- Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)
- Ekologiskt fotavtryck (EF)
- Cost-benefitanalys (CBA)
- Olika typer av materialflödesanalyser

Syftet med miljösystemanalys är att studera hur systemen påverkar sin omgivning, miljön, och metoderna kan användas för att göra miljöbedömningar av olika processer, produkter eller aktiviteter. De resultat som genereras kan användas som beslutsunderlag och bidrar på så sätt till ett mer miljömässigt och hållbart beteende på individ-, organisations- och samhällsnivå. [19]

2.2.2 Livscykelanalys (LCA)

I en livscykelanalys (LCA) analyserar man miljöpåverkan från en produkt under hela dess livstid, från utvinning av råmaterial tills att produkten tas omhand som avfall. Detta brukar populärt kallas att analysera miljöpåverkan av produkten ”från vaggan till graven”. En LCA görs i fyra steg [16]:

1. Definition av mål och omfattning
2. Inventering
3. Miljöpåverkansbedömning
4. Tolkning av resultat

Definition av mål och omfattning

I detta steg bestäms målet samt omfattningen för analysen. Målet kan till exempel vara att bedöma vilken behandlingsmetod som är att föredra för det lättnedbrytbara organiska avfallet ur ett miljöperspektiv.

Att bestämma omfattningen av studien görs genom att definiera och sätta upp systemgränserna för det studerade systemet. Systemavgränsningarna kan göras i tid, rum och funktion.

Avgränsningar i tiden

Eftersom olika miljöeffekter har olika varaktighet i naturen är det mycket viktigt att ange vilken tid och rymd som systemanalysen bygger på. Det är även viktigt att ange om analysen avser ett dåtida eller framtida system.

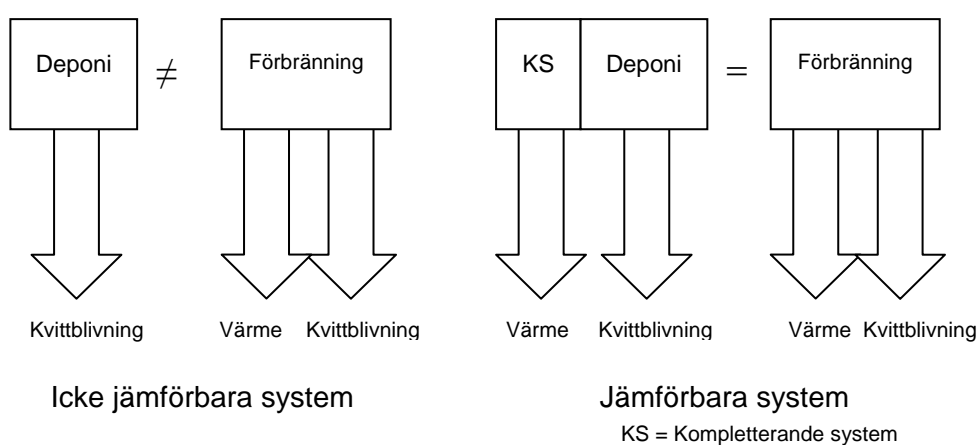
Avgränsningar i rummet

Avgränsningar i rummet innebär de geografiska avgränsningarna för systemet, till exempel om det studerade systemet utgörs av en kommun eller ett land. Även geografiska avgränsningar som inte baseras på faktiska gränser kan sättas, till exempel politiska gränser.

Avgränsningar i funktion

Vid avgränsning i funktion bestämmer man systemets funktionella enhet, det vill säga man fastslår den nytta som skall produceras av systemet i form av produkter, aktiviteter eller service.

Om flera olika system ska jämföras med varandra är det viktigt att systemen är likvärdiga, det vill säga att de producerar samma nytta. För att göra system jämförbara används i LCA begreppet *funktionella enheter*. Den funktionella enheten är den nytta som systemet presterar, till exempel kan den funktionella enheten ”att ta hand om 1 000 ton avfall” uppfyllas antingen genom deponering eller genom förbränning av avfallet. Förbränning av avfall genererar förutom själva kvittblivningen av avfallet även (vid förbränning i värmepanna) en viss mängd värme vilket även det skall ses som nytta skapat av systemet. För att kunna jämföra systemen ”deponi” och ”förbränning” behöver man därför komplettera ”deponisystemet” med ett *kompletterande system* som skapar värme (se Figur 2-2 nedan).



Figur 2-2 Icke jämförbara VS jämförbara system

Adderandet av ett kompletterande system illustreras i verkligheten av att om lättnedbrytbart organiskt avfall till exempel förbränns i stället för att rötas så förloras den från rötningen potentiellt bildade biogasen som hade kunnat driva bussar, även det potentiella gödselmedlet som rötresten utgör går förlorat. Nyttan från drivmedlet och gödseln måste då skapas på annat sätt och medför då en förbrukning av till exempel diesel, för bussdrift, och handelsgödsel, för gödslingen. Dock, om avfallet rötas istället för att förbrännas förloras potentiell el och fjärrvärme som hade bildats vid förbränningen. Elen och fjärrvärmens måste då skapas på annat sätt och därför förbrukas till exempel kol, olja eller kärnbränsle. En jämförelse kan sedan göras om det är bäst att röta avfallet och lägga till extern förbrukning av till exempel fossila bränslen för värme- och elproduktion eller att förbränna avfallet och lägga till extern förbrukning av diesel och konstgödsel.

Inventeringsanalys

I inventeringsprocessen ingår datainsamling samt beräkning av systemets in- och utflöden av material och energi. Även utsläpp till luft, mark och vatten samt markanvändning kan inkluderas. På detta sätt beräknas summan av alla in- och utflöden som orsakas av den funktionella enheten.

Miljöpåverkansbedömning

I miljöpåverkansbedömningssteget görs en uppskattning av i hur stor utsträckning olika system påverkar miljön. Miljöpåverkansbedömningen omfattar tre delar [58]:

1. *Klassificering*, vilket innebär att data från inventeringen klassas i kategorier efter sin påverkan på miljön, det vill säga man klumpar ihop de emissioner som bidrar till en viss typ av miljöpåverkan (till exempel försurning eller övergödning) i olika grupper, så kallade miljöpåverkanskategorier⁷.
2. *Karakterisering*, vilket innebär att en bedömning görs av hur allvarliga emissionerna är relativt varandra inom varje miljöpåverkanskategori, till exempel beräknas utsläpp av metan som 21 gånger värre än utsläpp av koldioxid med hänsyn till klimatpåverkan. Karakteriseringen innebär därmed att varje ämnes bidrag till den specifika miljöpåverkanskategorin kvantifieras. Det finns olika metoder för karakterisering av emissioner av vilka de som används i denna studie presenteras i kapitel 2.2.4 Metoder för karakterisering av emissioner.
3. *Viktning*, vilket innebär att betydelsen av de olika miljöpåverkanskategorierna jämförs relativt varandra, till exempel kan klimatpåverkan skattas som mer betydelsefullt än försurning. Precis som för karakterisering av emissioner finns det flera olika metoder för viktning av resultat. De viktningmetoder som används i denna studie beskrivs i kapitel 2.2.5 Metoder för viktning av resultat.

Tolkning av resultat

Tolkning av resultatet är en mycket viktig del i LCA eftersom det är då återkoppling till måldefinitionen sker. Resultatet skall analyseras, utvärderas och förklaras med hänsyn till de avgränsningar och begränsningar som råder. Utifrån analysen av resultaten dras sedan slutsatser och rekommendationer tas fram. För att underlätta tolkningen av resultatet bör data presenteras på ett så överskådligt sätt som möjligt, det underlättar till exempel att summera data för de enhetsprocesser (tillverkning, transporter och dylikt) som hör ihop. [16]

Det finns alltid en viss osäkerhet i resultaten vilket främst beror på att indata aldrig helt perfekt kan avspegla verkligheten. För att studera robustheten i resultaten kan en känslighetsanalys utföras. I känslighetsanalysen kan olika nyckelparametrar eller systemgränserna varieras för att studera vilken effekt en ändring har på resultatet.

2.2.3 ORWARE-modellen

ORWARE, ORganic WAstE REsearch, är en datorbaserad⁸ modell för miljösystemanalys (med livscykelperspektiv) av avfallshantering och avfallsbehandling. Utvecklingen av ORWARE startade 1993 och modellen har utvecklats genom samarbete mellan IVL Svenska miljöinstitutet, Kungliga Tekniska Högskolan (KTH), Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och Institutet för Jordbruks- och Miljöteknik (JTI). Under

⁷ Kallas ibland även miljöeffektkategorier.

⁸ Matlab & Simulink

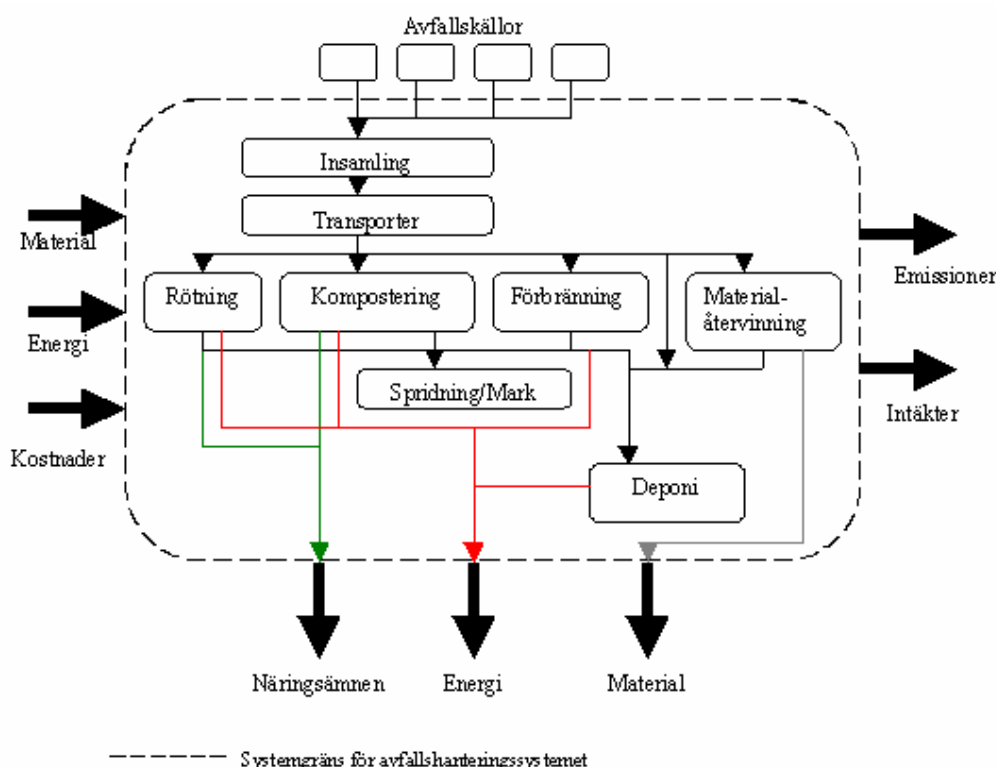
senare år har även en modell liknande ORWARE fast avseende avloppssystem, URWARE, skapats. [0]

I ORWARE beräknas bland annat emissionerna till mark, vatten och luft, förbrukningen av energiråvara, samt de företagsekonomiska och samhällsekonomiska kostnaderna för avfallssystemet. Modellen kan således anses vara en kombination av Livscykelanalys (LCA) och substansflödesanalys (SFA).

Avfallssystemet i ORWARE

Hur avfallshanteringsystemet i ORWARE är uppbyggt illustreras i Figur 2-3 nedan.

ORWARE -modellen är uppbyggt på så sätt att avfallet kan styras genom systemet på olika sätt. Detta medför att det är lätt att simulera olika scenarier⁹ i ORWARE och hur avfallsflödet skall styras i de olika scenarierna bestäms i den datafil som kör samliga scenarier¹⁰.

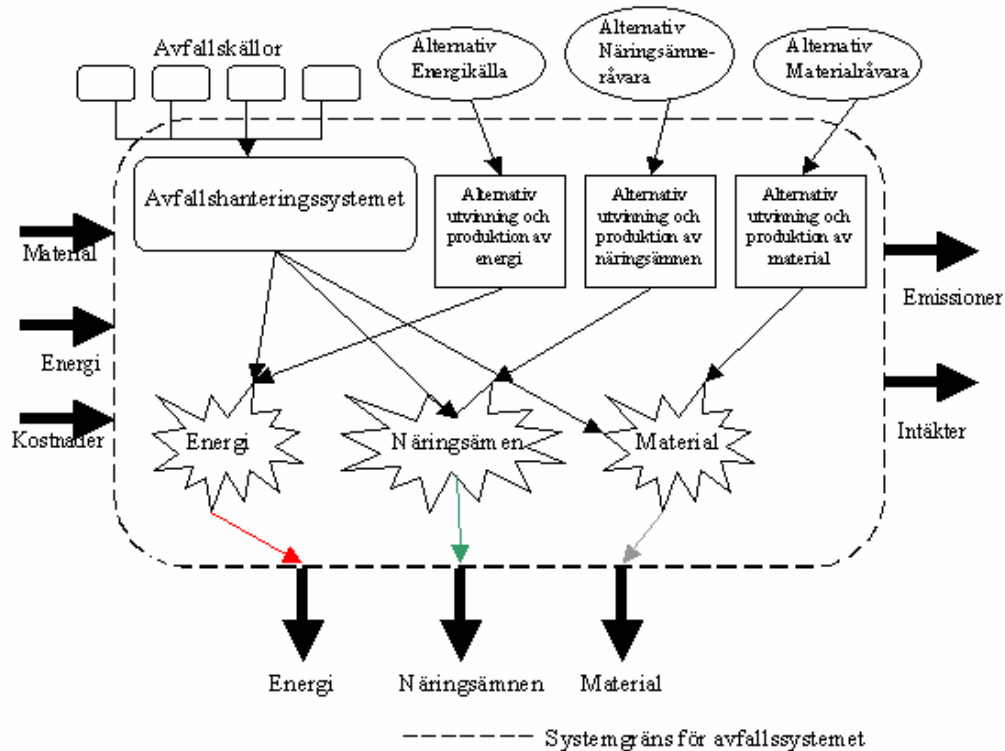


Figur 2-3 Avfallshanteringsystemet i ORWARE

För att olika scenarier skall kunna jämföras kompletteras avfallshanteringsystemet med ett kompletterande system som, i enlighet med vad som beskrivits i tidigare kapitel, producerar den nytta som behövs i samtliga scenarier för att alla scenarier totalt skall generera samma mängd total nytta (funktionella enheter, visas i Figur 2-4 som stjärnor).

⁹ Med scenarier menas i detta fall olika möjliga alternativ för behandling av avfallet.

¹⁰ Filen heter runCase-modellnamn, i denna studie runCasega.



Figur 2-4 Avfallssystemet i ORWARE

I ORWARE bestäms och beräknas tillskottet från det externa, kompletterande systemet av modellen och den miljöpåverkan som det kompletterande systemet orsakar adderas automatiskt till respektive scenario. I bedömningen av miljöpåverkan från det kompletterande systemet inkluderas även miljöpåverkan av det som händer uppströms systemet, det vill säga den miljöpåverkan som framställningen av de nyttigheter som det avfallshanteringsystemet förbrukar orsakar. Hur avfallssystemet är uppbyggt visas i Figur 2-4.

Rent praktiskt byggs avfallssystemet i modellen upp av ett antal delmodeller, exempel på vanligt förekommande delmodeller är:

- Olika avfallskällor (hushåll, industrier med flera)
- Olika transporter/transportsätt (sopbil och lastbil med eller utan släp)
- Olika behandlingsmetoder (förbränning, rötning, kompostering, deponering)
- Nedströms system (nyttiggörande av gas, spridning av rötrest)

Vilka delmodeller som används och hur de sätts samman beror på hur systemet som skall studeras ser ut. Att modellen har en modulbaserad uppbyggnad gör den mycket flexibel.

2.2.4 Metoder för karakterisering av emissioner

Det finns, som tidigare nämnt, olika faktorer¹¹ för karakterisering av emissioner inom varje miljöpåverkanskategori. De metoder som används i denna studie är:

- **GWP₁₀₀** vilket är ett index som anger växthusgasers globala uppvärmningspotential¹² i förhållande till koldioxid och under en observationsperiod på 100 år.
- **Acidification Max** vilken anger den maximala förväntade försurningen från försurande ämnen uttryckt i SO₂-ekvivalenter.
- **Eutrophication Max** vilken anger den maximala förväntade övergödningen från eutrofierande ämnen uttryckt i O₂-ekvivalenter.

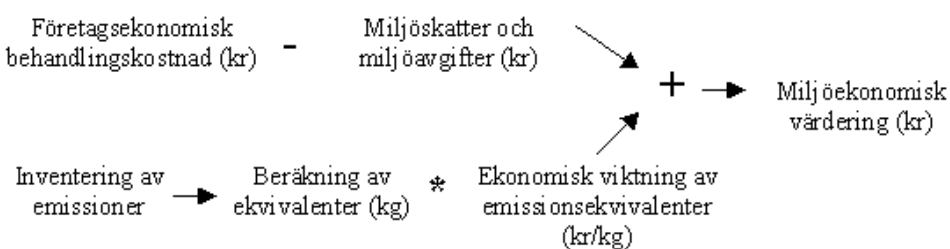
2.2.5 Metoder för viktning av resultat

Viktning utgör en sammanfattning så att resultatet blir överskådligt vilket gör det enklare för beslutsfattaren att ta ställning till den fråga som resultatet avser. Dock blir det viktade resultatet mindre transparent än det ursprungliga resultaten och det är därför viktigt att det till den viktningemetod som används finns en bra beskrivning som man kan hänvisa till. Allmänt kan sägas om viktningemetoder att de bör vara så systematiska, transparenta och objektiva som möjligt eftersom resultatet annars lätt kan upplevas som om det kommer ur en "black box". [59]

Det finns som tidigare nämnt ett antal olika metoder för viktning av resultat och de fyra metoder som används i denna studie beskrivs nedan.

ORWARE miljöekonomi

Den miljöekonomiska viktningen i ORWARE grundar sig på de av programmet framräknade behandlingkostnaderna på företagsnivå¹³, dessa kostnader inkluderar arbetskostnader, material- och energikostnader, kapitalkostnader samt skatter och (till exempel deponiskatt och koldioxidskatt) och sedan läggs uppskattade kostnader till för de emissioner som sker. Värderingen av emissionerna grundar sig främst på en norsk studie, ECON 1995. [13]



Figur 2-5 Beskrivning av arbetsgången vid viktning med miljöekonomi ORWARE

De miljöpåverkanskategorier som ingår i viktningemetoden är klimatpåverkan, försurning, övergödning och bildandet av fotooxidanter och vektorn som visar på hur olika emissioner viktas enligt miljöekonomi i ORWARE visas i bilaga 1.

¹¹ Även kallade index.

¹² På engelska Global Warming Potential (GWP).

¹³ Se bilaga 4 för redovisning av dessa.

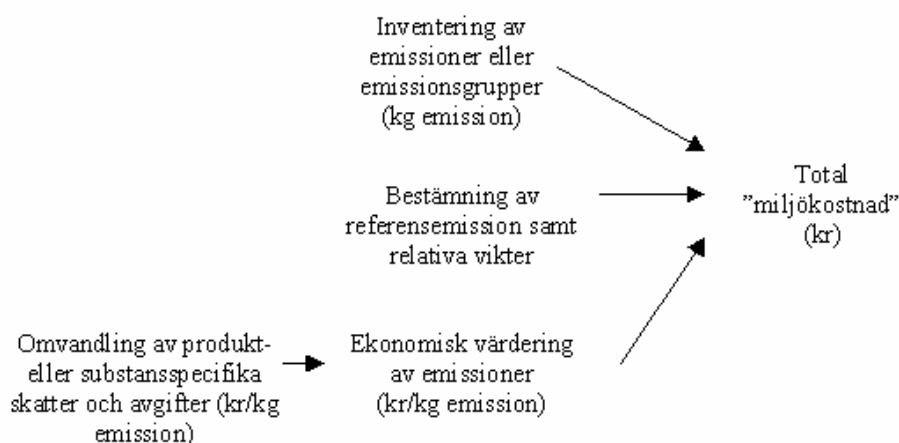
EcoTax

EcoTax finns i många olika upplagor, EcoTax'02 är en uppdaterad och lätt modifierad variant av EcoTax'98 vilken är en viktningmetod baserad på de miljöskatter och avgifter som fanns i Sverige år 1998, EcoTax'02 är uppdaterad med värden på skatter och avgifter från 2002. I denna studie används data från 1999 det vill säga EcoTax'99. [3]

Viktningmetoden i EcoTax kopplar samman olika miljöpåverkanskategorier med en skatt eller en avgift och på så sätt uttrycks miljöpåverkan i monetära termer. Den totala "miljökostnaden" tas fram genom följande tre steg: [3]

1. Identifiera referensemissioner för de påverkanskategorier som skall ingå i studien.
2. Omvandla produkt- och substansspecifika skatter och avgifter så att de går att applicera på emissioner eller gruppera emissionerna så att dessa skatter och avgifter går att fördela.
3. Bestäm vikterna för de olika referensemissionerna och relatera övriga emissioner till dessa.
4. Ta fram data för relevanta emissioner eller grupper av emissioner genom inventering eller simulering.
5. Vikta data med hjälp av de framtagna vikterna för att få den totala "miljökostnaden".

Stegen kan delvis utföras oberoende av varandra och arbetsgången för viktning med EcoTax illustreras i Figur 2-6 nedan.



Figur 2-6 Arbetsgången för viktning med EcoTax

Vektorn som visar på hur de olika emissionerna viktas enligt EcoTax'99 återfinns i bilaga 1.

EPS¹⁴ 2000

EPS 2000 är en svensk metod som baseras på den genomsnittlige OECD-medborgarens betalningsvilja för att undvika påverkan på följande fem skyddsobjekt [28], [59]:

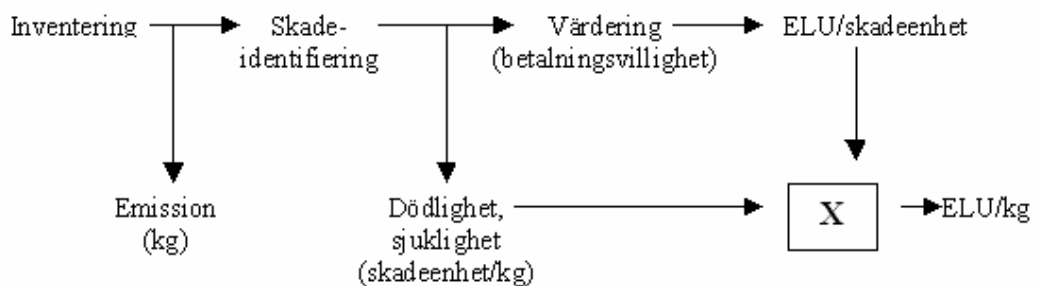
1. Biologisk mångfald (mäts i utrotning av arter).
2. Människors hälsa (mäts i förlorade år, år med allvarliga sjukdomar, år med sjukdom, år med stora besvär samt år med mindre besvär).

¹⁴ Environmental Priority Strategies

3. Produktion i form av försörjningskapacitet (mäts i mängder spannmålsproduktion, virkesproduktion, fisk- och köttproduktion, baskatjonkapacitet¹⁵, produktion av bevattningsvatten och dricksvatten).
4. Icke förnybara resurser (mäts som utarmning av mineraler).
5. Estetiska och kulturella värden (mäts som betalningsviljan för att bevara byggnader och kulturskatter).

Klassificering, karakterisering och viktning görs i ett enda steg och värderingen grundas på de miljömål som Sveriges riksdag och FN satt upp. [59]

Betalningsviljan uttrycks i ELU¹⁶/kg ämne där en ELU motsvarar ungefär en Euro. Vid beräkningen av betalningsviljan tas först emissionerna fram (kg), därefter beräknas skadorna per utsläppt enhet (skadeenhet/kg) samt värdet per skada (ELU/skadeenhet). Multipliceras dessa med varandra fås den totala påverkan uttryckt i ELU, se Figur 2-7. [28], [59]



Figur 2-7 Arbetsgången i EPS [59]

Vektorn för viktning enligt EPS återfinns i bilaga 1.

EcoEffect

EcoEffect är en viktningssmetod som utvecklats främst för att göra miljöbedömningar av byggnader och utemiljö med hänsyn till människors hälsa och välbefinnande. Miljöbedömningen omfattar både extern och intern miljöpåverkan. [59]

Den externa miljöpåverkansbedömningen i EcoEffect är uppbyggd på ett sådant sätt att den med fördel kan tillämpas även på andra bedömningsområden förutom byggnader, till exempel som i denna studie då metoden används för miljöpåverkansbedömning av olika behandlingsmetoder för lättnedbrytbart organiskt avfall. Bedömningen görs för ett antal påverkanskategorier (miljöpåverkanskategorier), till exempel klimatpåverkan och försurning¹⁷. Miljöpåverkansbedömningen görs med avseende på emissioner av föroreningar samt utarmning av naturresurser.

Miljöpåverkansbedömningen sker genom att emissionerna först karakteriseras till olika ekvivalenter beroende på vilken/vilka miljöpåverkanskategorier som emissionerna bidrar till. De framräknade värdena kallas miljöbelastningsvärden. När miljöbelastningsvärdena är framräknade normaliseras de, det vill säga divideras med normaliseringsvärden för respektive miljöpåverkanskategori. Normaliseringen kan göras med avseende på lokala,

¹⁵ En baskatjon är en positivt laddad metalljon som har en basisk effekt i marken, med baskatjonkapacitet menas mark eller vattens kapacitet att stå emot försurning.

¹⁶ Environmental Load Unit.

¹⁷ Hur många och vilka påverkanskategorier som skall ingå i bedömningen avgör bedömaren själv.

regionala, nationella eller globala förhållanden. Efter normaliseringen är värdena dimensionslösa och kan därmed viktas relativt varandra och summeras. [59]

Själva viktningen i EcoEffect baseras på antagandet att alla miljöproblem¹⁸ ytterst är problem för människor och metoden syftar till att omformulera miljöproblemen till slutproblem för människor (end points) och kvantifiera dessa i termer av ”lidande” för individer och grupper. För beräkning av ”lidande” används ett mått som utgår från nedsatt livskvalitet, DALY¹⁹. Det beräknade ”lidandet” för alla människor som förväntas bli drabbade av ett slutproblem (miljöpåverkanskategori) kallas *gruppskadevärde*. Gruppskadevärdena för de miljöpåverkanskategorier som skall inkluderas i bedömningen diskonteras²⁰ och vikterna fås sedan genom kategoriernas värden relativt summan av de totala diskonterade värdet eller relativt värdet på en vald specifik påverkanskategori (vanligtvis klimatpåverkan). [59]

Den totala miljöpåverkan fås sedan genom med vikterna väga samman påverkan från de olika miljöpåverkanskategorierna och den totala miljöpåverkan blir således, precis som vikterna, dimensionslös.

Viktningsgången och beräkningarna för EcoEffect visas i bilaga 3.

¹⁸ Med miljöproblem menas negativ påverkan i form av skador och/eller störningar (både fysiska skador, som sjukdomar, och psykiska påfrestningar) på människa och miljö i dag och i framtiden.

¹⁹ Disability Adjusted Life Years

²⁰ Diskonteringen innebär att beslutsfattare prioriterar närliggande problem framför mer avlägsna problem. Diskonteringen görs med den naturliga logaritmen (för vidare läsning om motiv till diskontering vid miljöpåverkansbedömning se [59]).

3 Avfallsbehandling

Följande kapitel grundar sig på den litteraturstudie som utförts och behandlar de olika möjliga behandlingsmetoderna, förbränning, kompostering och rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall. För varje behandlingsmetod beskrivs processen, olika tekniska metoder, miljöpåverkan samt vilka funktionella enheter som genereras av behandlingsmetoden. I slutet av kapitlet beskrivs även övergripande den miljöpåverkan som behandling av avfall kan ge upphov till i form av klimatförändringar, försurning, övergödning, förbrukning av energiråvara, tungmetallflöden samt deponerad mängd.

3.1 Förbränning

Förbränning av avfall kan ske antingen enbart för att bli kvitt avfallet (destruktionseldning) eller för att bli kvitt avfallet och samtidigt generera värme och/eller el.²¹ Då värme och/eller el genereras från förbränningsprocessen klassas förbränning av avfall som energiåtervinning.

I Sverige sker i princip all förbränning av avfall i dagsläget som energiåtervinning medan avfallsförbränning i södra Europa i många fall kan vara ren destruktionseldning. Att det är på detta sätt beror främst på att Sverige har ett betydande värmebehov under stora delar av året samt ett väl utbyggt fjärrvärmenät.

Förbränning av avfall som energiåtervinning är mycket lönsamt för de företag som äger avfallsförbränningsanläggningarna eftersom de får betalt både för att ta emot avfallet och för den värme och el som förbränningen genererar.

Under våren 2005 arbetar BRAS²²-utredningen med att ta fram en skattemodell för avfallsförbränning och i det delbetänkande som utredningen hittills lämnat är det förslaget att den fossila delen av avfallet skall beskattas. Syftet med BRAS-utredningens förslag är att uppmuntra till materialåtervinning istället för energiåtervinning för den fossila delen och förslaget gör avfallsförbränning dyrare än vad den är i dagsläget. Utredningen ger även incitament för kraftvärmeproduktion från avfall vilken enligt förslaget bli belagd med betydligt lägre skatt än enbart värmeproduktion från avfall. Utredningens slutbetänkande lämnas 1/7 2005 och då kommer även frågan om eventuellt elcertifikat för avfallsförbränning att tas upp. [39], [29]

Förbränningsprocessen samt reningssteg

Förbränning av avfall går, i likhet med nästan all förbränning av fasta bränslen, via gasbildning. Detta innebär att avfallet utsätts för hetta varvid det förgasas, i förgasad form reagerar bränslet sedan med tillfört syre och värme utvecklas. Värmen kan sedan tas om hand och används antingen för uppvärmning eller för att driva värmemekaniska eller kemiska processer. [2]

Om enbart värme i form av fjärrvärme skall produceras så sker förbränningen vanligtvis i en hetvattenpanna eller i en ångpanna. Vatten värms upp till hetvatten under tryck i pannan och värmeväxlas sedan mot vattnet i fjärrvärmenätet med hjälp av värmeväxlare.

Skall både el och värme produceras så hettar förbränningen upp vatten till ånga i en ångpanna. Ångan leds in i en ångturbin vilken i sin tur driver en generator som genererar el. Ångas kyls sedan ner till vatten med hjälp av en kondensator och kan därefter värma

²¹ Förbränning i värmeverk eller kraftvärmeverk.

²² BRAS står för BRa AvfallsSkatt.

vattnet i fjärrvärmenätet med hjälp av värmeväxlare på samma sätt som om enbart värme hade producerats.

Vid avfallsförbränning ställs högre krav på rening av de förbränningsgaser (rökgaser) som bildas än vad som görs vid förbränning av andra, renare, bränslen som exempelvis bibränslen eller naturgas. På grund av dessa krav återföljts själva förbränningssteget av en rad av reningssteg²³ då rökgaserna stegvis renas från diverse²⁴ föroreningar. Följande utrustning är vanlig vid rening av rökgaser från avfallsförbränningsanläggningar [2]:

- Elektrofilter
- NO_x²⁵-reducerande katalysator
- Kalkspray och efterföljande textilfilter
- Filter med aktivt kol eller brunkolskoks

Dessutom kan utsläppen begränsas genom åtgärder redan innan gaserna lämnar eldstaden. Utsläppen av NO_x minskas till exempel genom att det finns krav på temperatur och minimal uppehållstid i pannan samt genom att ammoniak eller urinämne sprutas i eldstaden. Även viss svavelrening kan ske redan i eldstaden genom att kalk sprutas in. [2]

De avfallsförbränningsanläggningar som byggs i dag är dessutom ofta utrustade med rökgaskondensering vilken förutom viss ytterligare rening, i form av till exempel insprutning av ammoniak/urea och skrubber, även bidrar till att höja effekten från anläggningen genom energiåtervinning i de våta rökgaserna²⁶.

Avfall lämpligt för förbränning har en fukthalt på 35 % eller mindre. Hushållsavfall håller vanligtvis en tillräckligt låg fukthalt men kan om det är för blött ändå förbrännas samman med annat torrare avfall.

Olika förbränningsmetoder

Det finns i dagläget två dominerande metoder för förbränning av avfall, förbränning på *roster* och förbränning i *fluidiserande bädd*.

Förbränning på roster är den vanligaste metoden och går till på så sätt att avfallet matas fram genom ugnen på en rörlig rost, se Figur 3-1, vilket bidrar till en fördelning och omblandning av avfallet om och förbränningen blir därmed jämn.



Figur 3-1 Förbränning på rörlig rost

Eldning på roster är en robust process och avfallet behöver inte behandlas före förbränning även om är en fördel om avfallet krossats innan förbränningen. [2]

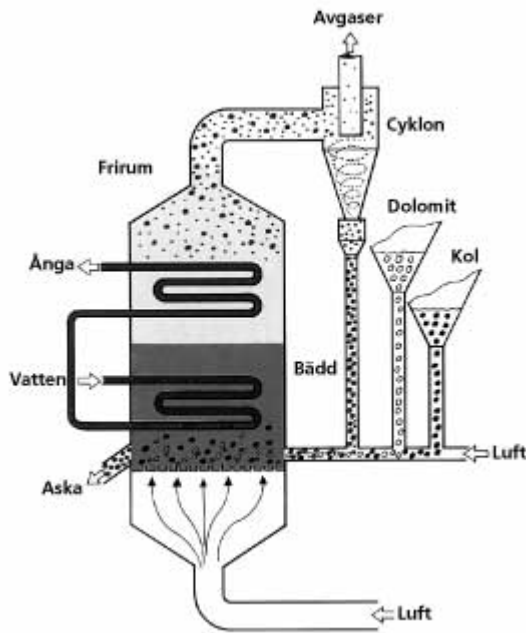
²³ Benämns vanligtvis rökgasrening.

²⁴ Så som stoft, NO_x, SO_x, NH₃ samt CO.

²⁵ NO_x är ett samlingsnamn för olika kväveoxider.

²⁶ På befintliga anläggningar byggs även rökgaskondensering till i många fall.

I en fluidiserande bädd vilar avfallet tillsammans med sand och aska²⁷ på en perforerad platta genom vilken luft blåses in, se Figur 3-2 nedan.



Figur 3-2 Förbränning på fluidiserande bädd [41]

Den insprutade luften lyfter sandkornen och bädden börjar bete sig som en vätska med hög densitet²⁸. En fördel med förbränning på fluidiserande bädd är att lufttillförseln blir mycket jämn och det blir lättare att hålla konstant temperatur och jämn förbränning. Andra fördelar med förbränning på fluidiserande bädd är att verkningsgraden är högre än vid förbränning på roster samt att temperaturen kan hållas lägre vilket leder till lägre NO_x-emissioner. Vid förbränning på fluidiserande bädd kan även våtare bränslen eldas än vid förbränning på roster. En stor nackdel med förbränning på fluidiserande bädd är dock att en förutsättning för att processen skall fungera tillfredställande så måste någon form av finfördelning ske av bränslet innan själva förbränningen och pannan är inte lika robust och störningsokänslig som en rosterpanna. [2]

Miljöaspekter

De moderna avfallsförbränningsanläggningar som finns i Sverige i dag har oftast mycket avancerad reningsutrustning och utsläppen från anläggningarna är små. Dock har inte avfallsförbränning alltid varit så ren som den är idag, så sent som på 70- och tidiga 80-talet var reningsutrustningen fortfarande ganska enkel och utsläppen därmed betydande. [57]

Jämfört med de utsläppsnivåer som rådde under tidigt 80-tal är de årliga utsläppen från avfallsförbränning i dag i de flesta fall mer än 90 % lägre, se Figur 3-3, detta trots att den totala mängden som förbränts årligen under samma period ökat med ca 50 %. Under samma period har även den energi som utvunnits ur avfall ökat från 3 TWh till cirka 9 TWh vilket visar att graden av energiutnyttjande från avfallsförbränning ökat och miljöbelastningen per enhet producerad energi har därmed minskat. [57]

²⁷ Ibland tillsätts även kalk till bädden.

²⁸ Därav namnet *fluidiserande* bädd.

	1985	2000	2001	2002	2003	Minskning sedan 1985 i %
Bly (kg)	25500	38	139	138	116	99,5
Kvicksilver (kg)	3300	31	46	21	23	99,3
Dioxiner (g)	90	1,7	1,7	1,1	2,5*	97,2
Väteklorid (ton)	8400	177	130	143	126	98,5
Kadmium (kg)	400	7	20	15	7	98,3
Stoft (ton)	420	38	22	35	27	93,6
Svavedioxider (ton)	3400	627	595	790	526	84,5
Kvävedioxider (ton)	3400	1631	1649	1815	1745	48,7

Figur 3-3 Utsläpp till luft från avfallsförbränning i Sverige 1985-2002 [39]

Även om utsläppen har minskat drastiskt och i dagsläget är små så ger ändå avfallsförbränning upphov till vissa utsläpp till luft och vatten från själva förbränningsprocessen vilka bland annat bidrar till växthuseffekt, övergödning och försurning.

De restprodukter som skapas i processen i form av askor och slagg innehåller ofta höga halter av tungmetaller och andra giftiga ämnen. När lättnedbrytbart organiskt avfall förbränns blir cirka 3 % kvar som aska och cirka 6 % kvar som slagg²⁹. Med andra ord blir strax under 10 % av avfallet kvar som restprodukter/avfall från förbränningen. Slaggen som bildas kan användas vid konstruktion av vägar eller deponeras medan askan alltid deponeras. Från deponin kan sedan utsläpp till mark, vatten och luft ske.

Ytterligare en miljöaspekt som bör beaktas när det gäller avfallsförbränning är att askorna och slaggen från förbränningen i de allra flesta fall deponeras vilket innebär att förbränning av avfall är ett oslutet kretslopp³⁰.

Funktionell enhet, nytta

Vid förbränning av avfall transformeras avfallet från att vara avfall till att bli både produkt, i form av värme eller el och värme (vid kraftvärmeproduktion), samt avfall i form av slagg och askor³¹.

Förbränning fyller således nyttan i kvittblivning av det förbrända avfallet men skapar även nytt avfall i form slagg och askor och dessa måste deponeras. Det finns dock forskning på att använda slaggen och askorna från avfallsförbränningen till nyttigheter, till exempel som fyllnadsmaterial vid anläggning av vägar³², och det är därför inte otänkbart att förbränning av avfall i framtiden genererar mer nyttigheter i form av produkter och mindre avfall som måste deponeras. [17]

²⁹ Baserat på simuleringar gjorda i denna studie och i förhållande till mängd avfall in till förbränningen (i ton) och mängd aska och slagg ut ur förbränningsprocessen (i ton).

³⁰ Att sluta kretslopp är ett steg mot en hållbar utveckling och således kan inte förbränning av avfall på lång sikt ses som ett hållbart behandlingsalternativ om inte askåterföring eller annat utnyttjande av restprodukterna från förbränningen kan ske.

³¹ Under förutsättning förbränningen inte är destruktionseldning utan energiåtervinning av avfallet.

³² Slaggen och askorna kan ersätta bergkross, i dagsläget är det främst vid anläggning av vägar på deponier som slaggen används men en miljösystemanalys av användning slagg från förbränning av avfall som vägmaterial har gjorts, [17], vilken visar att användning vid konstruktion av vanliga vägar även skulle kunna vara lämpligt.

Förbränningens potentiella funktionella enheter kan sammanfattas som följande:

- Kvittbivning av avfall
- Värme
- Elektricitet
- Fyllnads- och konstruktionsmaterial vid vägbyggen och konstruktionsarbeten
- Fjärrkyla³³

3.2 Biologisk behandling

Biologisk behandling innebär att det lättnedbrytbara organiska avfallet komposteras eller rötas. Deponiförbuden 2002, för utsorterat brännbart avfall, och 2005, för organiskt avfall, är tillsammans med en allt högre deponiskatt ett tydligt incitament för kommunerna att i ökad grad återvinna avfall genom biologisk behandling istället för att deponera det. Till detta kommer riksdagens nationella mål om att senast år 2010 ska minst 35 procent av det matavfall som genererats av hushåll, storkök, restauranger och butiker samt 100 procent av det matavfall, eller det avfall som är jämförbart med sådant, från livsmedelsindustrin återvinnas genom biologisk behandling [18].

Även EU:s avfallshierarki främjar utökad biologisk behandling eftersom både kompostering och rötning enligt avfallshierarkin är att betrakta som materialåtervinning. Detta eftersom tanken bakom kompostering och rötning är att återföra de näringsämnen som bortförs i och med odlandet och skördandet av grödor. När man återför kompost till odlingsmarken kompenserar man dessutom marken för den minskning av humusinnehållet som orsakats av att marken har bearbetats och luftats.

Biologisk behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall kan medföra utsläpp till mark, luft och vatten. Dessutom ger biologisk behandling ofta utsläpp av luktämnen vilket kan upplevas som mycket störande av de personer som bor i närheten av en anläggning.

3.2.1 Kompostering

Komposteringsprocessen är i princip en omvänd fotosyntes där luftens syre reagerar med kolhydraterna i det lättnedbrytbara organiska avfallet och bildar koldioxid, vatten samt energi i form av värme. Arbetet med denna omvandling utförs av mikroorganismer och kallas därför mikrobiell nedbrytning.

Komposteringsprocessen

Komposteringsprocessens förlopp kan delas in i tre faser:

1. Uppvärmning, under vilken nedbrytningen startar och temperaturen och pH-värdet ökar.
2. Intensiva fasen, vilken kännetecknas av en hög mikrobiell aktivitet och hög temperatur³⁴.
3. Mognad, då komposten är färdig för användning.

För att komposteringsprocessen ska fungera bra krävs god tillgång på syre, komposten bör därför luftas regelbundet. Dessutom bör det organiska avfallet som skall komposteras ha en vattenhalt på under 80 procent, den optimala halten oftast ligger

³³ Produktion av fjärrkyla behandlas inte i denna studie men har analyserats i [5]

³⁴ Med hög temperatur menas i detta fall cirka 50°C.

mellan 45 och 65 procent. Dessa krav gör kompostering är mest lämpligt för fast lättnedbrytbart organiskt avfall så som mat-, köks- och trädgårdsavfall. För att luftningen skall fungera tillfredställande kan även en viss mängd strukturmaterial, till exempel spån, behövas blandas in i komposten. Strukturmaterial kan även tillsättas för att hålla en lämplig kol/kvävebalans³⁵ i komposten. [14], [11]

Under komposteringsprocessen avgår 40-80 % av det lättnedbrytbara organiska avfallets kolinnehåll i form av koldioxid, det kol som inte avgår omvandlas till mullämnen. Av kväveinnehållet förloras mellan ca tio och femtio procent, främst vid ammoniakavgång. Av det kväve som återstår i den kompostprodukt som bildas är merparten organiskt bundet. Eftersom mycket av det organiska materialet bryts ner av mikroberna under processen och komposten torkar på grund av den alstrade värmen så återstår ofta bara 30-60 % av den ursprungliga komposterade volymen när komposteringsprocessen är färdig. [14]

Olika komposteringsmetoder samt miljöaspekter

Det finns olika typer av kompostering, strängkompostering, hallkompostering, reaktorkompostering samt hemkompostering. Strängkompostering, hallkompostering och reaktorkompostering är varianter på centralkompostering där organiskt material samlas in från flera olika avfallskällor och samkomposteras. Hemkompost däremot innebär att avfallsproducenterna, i de flesta fall hushåll, komposterar sitt mat- och trädgårdsavfall i hemmet.

- **Strängkompostering** är den minst kapitalintensiva centralkomposteringsprocessen. Materialet som skall komposteras läggs helt enkelt öppet i strängar på en betong- eller asfaltplan och man vänder och flyttar sedan komposten med hjälp av traktorer utrustade med för ändamålet speciella redskap. Om komposteringen sker på betongplatta kan man förse plattan med luftkanaler genom vilka man kan blåsa in eller suga ut luft för att få en god syretillförsel till komposten. [2]

Den miljöpåverkan som kan uppstå från en strängkompost är i huvudsak ammoniakutsläpp men även metanutsläpp kan förekomma om strängarna är stora eller om de inte luftas ordentligt och det därmed uppstår syrebrist i komposten [23]. Eftersom strängkomposteringen sker öppet så kan den även orsaka olägenheter i form av luktutsläpp till den nära omgivningen. Kompoststrängarna är i vissa fall övertäckta med ett membran och metoden kallas då membrankompostering. En membrankompost har lägre utsläpp till luft än en öppen strängkompost eftersom den kondens som bildas på insidan av membranet fångar upp vissa emissioner. Energi krävs för processen i form av diesel till omvändningsmaskinerna som vänder komposten. För membrankomposten åtgår även el för luftningen som sker av komposten.

- **Hallkompostering** är en variant av strängkompostering med den skillnaden att den sker inomhus, eller i stora hallar. Att kompostera i hall jämfört med i öppen sträng har den fördelen att man kan ta omhand processluften och kyla denna. Kylningen gör att fukten i luften kondenseras ut och på så sätt kan man rena bort merparten av ammoniak, även merparten av luktämnen binds i kondensatet. När man kyler processluften kan man även ta omhand och eventuellt nyttiggöra den värme som komposteringsprocessen alstrar. Vid hallkompostering åtgår

³⁵ Kol/kvävebalansen benämns C/N-kvot och bör ligga mellan 25 och 35. Är kvoten lägre än 25 (kväverikt) förlorar materialet sitt kväve i form av ammoniak, är kvoten högre än 35 (kolrikt) går nedbrytningen för långsamt. Material med hög kolhalt är till exempel Papper och sågspån, material med hög kvävehalt är bland annat kött, fisk och gräsklipp. [11]

diesel för transport och vändning av komposten samt el för bland annat reningen av processluften. [14]

- **Reaktorkompostering**³⁶ innebär att man placerar det material som ska komposteras i slutna reaktorer där det sedan sakta förflyttas från början, där materialet matas in, till slutet på reaktorn där materialet kommer ut som färdig kompost. Frånluften från reaktorn samlas på samma sätt som för hallkomposteringen in och behandlas. Detta medför att utsläppen från reaktorkompostering blir minimala förutsatt att även eftermognaden sker i reaktorn. Sker dock eftermognaden öppet kan det medföra vissa utsläpp till luft och vatten, främst av ammoniak och luktämnen. Vid reaktorkompostering krävs energi i form av diesel för transporter samt en hel del el för de fläktar som finns i processen samt reningsstegen. [23]
- **Hemkompostering** innebär som tidigare nämnts att avfallsproducenten själv komposterar sitt lättnedbrytbara organiska avfall, detta betyder att avfallet inte behöver transporteras för att komposteras. Hemkomposteringen kan ske i en kall- eller varmkompost. Om endast trädgårdsavfall skall komposteras kan det med fördel göras i en enkel kallkompost medan om matavfall skall komposteras bör detta göras i en tättslutande varmkompostersbehållare för att hålla skadedjur borta.

Funktionell enhet, nytta

Vid kompostering transformeras det lättnedbrytbara organiska avfallet från att vara avfall till att bli en produkt, kompost. Komposteringsprocessen fyller därmed nyttan i att bli kvitt avfallet.

Den kompost som bildas kan med fördel användas som jordförbättrings- och gödningsmedel vid trädgårds-, park- och markanläggning eftersom komposten innehåller både näringsämnen och mullbildande ämnen³⁷. Kompost skulle därmed kunna ersätta torv³⁸ eller andra jordförbättringsmedel och därmed spara in den resursförbrukning som åtgår vid produktion av dessa. I viss utsträckning kan kompost även ersätta handelsgödsel.

Kompostens potentiella funktionella enheter kan sammanfattas som följande:

- Kvittblivning av avfall
- Torversättning (jordförbättringsmedel)
- Gödselmedel

3.2.2 Rötning

Rötning är precis som kompostering en mikrobiell nedbrytningsprocess men med den stora skillnaden att den sker under anaeroba förhållandet, det vill säga utan syre. Under processens gång bildas även biogas bestående av metan och koldioxid.

³⁶ Kallas även tunnelkompostering.

³⁷ Under förutsättning att komposten håller tillräckligt hög kvalitet, vilket till största delen beror på renheten i den utsorterade avfallsfraktionen.

³⁸ Och därmed ersätta viss mängd fossilt kol.

Rötningsprocessen

Rötningsprocessen kräver viss yttre uppvärmning och kan antingen vara mesofil (med en drifttemperatur på 30-37°C) eller termofil (drifttemperatur 55-65°C), processen kan delas in i fem stadier [2]:

1. Begynnelsestadiet, då nedbrytningsprocesserna startar.
2. Komposteringsstadiet, då syret i substratet samt kvarvarande luft förbrukas. Denna fas är mycket kort och kännetecknas av att temperaturen ökar.
3. Det sura stadiet, då anaerobt tillstånd uppnått. Stadiet kännetecknas av att pH-värdet sjunker och att en stor del av det organiska materialet omvandlas till vattenlösliga ämnen. I detta stadium kan metaller gå i lösning³⁹.
4. Det metanproducerande stadiet, då metan bildas. Stadiet kännetecknas förutom av metanproduktionen av att pH-värdet ökar och att tidigare lösta metaller fälls ut.
5. Mognadsstadiet, då produktionen av metan blivit mycket låg. Sker vid reaktorrötning i en efterkomposteringsanläggning och kännetecknas av att humus bildas och att metallerna blir lösliga igen. Det är även ganska vanligt att rötresten inte efterkomposteras utan sprids direkt efter den metanproducerande stadiet.

Lämplig material för rötning är lättnedbrytbart organiskt avfall med en vattenhalt på 60-95 %, oftast är dock vattenhalten på det ingående substratet 90 %. Detta innebär att om hushållsavfall skall rötas kan man i de flesta fall vara tvungen att blanda i vatten för att uppnå lämplig vattenhalt. Det avfall som rötas idag är främst slakteri-, restaurang- och storköksavfall samt gödsel. Även avloppsslam rötas vid vissa reningsverk.

Under rötningsprocessen bryts 40-70 procent av det organiska kolet i avfallet ned till biogas, detta motsvarar cirka 90 procent av avfallets energi som kommer ut ur processen som biogas. Den biogas som bildas består av metan och koldioxid där metan är dominerande (55-70 volymprocent). [14]

Metoder för rötning

Rötning kan ske antingen i reaktorer⁴⁰, reaktorrötning, eller i anlagda rötceller, cellrötning.

- **Reaktorrötning**, innebär att substratet som skall rötas innesluts i någon form av sluten behållare, reaktor och på så sätt hålls fritt från syre. Substratet matas in i ena änden av reaktorn och tappas ut i den andra. Det substrat som rötas vid reaktorrötning bör vara ganska blött (TS-halt⁴¹ 3-4 %) och vätska återcirkuleras vanligen från avvattning av rötresten. Reaktorrötning är den vanligaste och mest kommersiella rötningemetoden.
- **Cellrötning**, innebär att materialet som skall rötas läggs i övertäckta gropar eller läggs upp i väl övertäckta högar, ”limpor”. Vanligen cirkuleras processvätska genom cellen för att få en snabbare utrötning. När cellen inte längre genererar tillräckligt med gas måste den grävas ut och rötresten tas omhand⁴². Utbytet av gas är vanligtvis lägre från cellrötning än från reaktorrötning men själva processen är mindre kapitalintensiv.

³⁹ Vilket innebär att metallen oxideras och i sin oxiderade form kan lösas i vattnet (metallen är då i jonform).

⁴⁰ Vanligtvis stora ståltankar.

⁴¹ TS-halt står för torrsbstanshalt och beskriver hur mycket av materialet som består av torrsbstans (det vill säga ”inte vatten”).

⁴² Om detta inte görs är cellen att betrakta som en deponi.

Miljöaspekter

Rötning kan precis som kompostering ge upphov till luktutsläpp, dock kan dessa på samma sätt minimeras om insamlad frånluft tas omhand och renas.

Om rötningen av avfallet sker i en sluten, tät reaktor är miljöeffekterna från själva röttningsprocessen i reaktorn försumbara. Sker rötningen däremot i en icke gastät process kan det förekomma läckage av metan från den i processen bildade biogasen. Dessutom kan det, oberoende av huvudprocess, uppstå utsläpp av metan vid in- och utmatningen samt vid efterlagringen. Då man behandlar och sedan använder biogasen från röttningsprocessen kan det även förekomma utsläpp i form av läckage av metan.

Funktionell enhet, nytta

Vid rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall transformeras avfallet från att vara avfall till att bli två produkter, biogas och rötrest.

Biogasen som bildas kan användas på flertalet sätt inom många olika områden. Gasen kan, utan att renas, användas för produktion av värme genom direkt förbränning, [14]. Om gasen renas kan den även användas som bränsle i en gasturbin och därmed generera både värme och el. Den renade gasen kan även användas som fordonsbränsle i biogasbilar eller biogasbussar.

Rötresten har hög halt lättillgängligt kväve och dessutom jordförbättrande egenskaper vilket gör den till ett utmärkt fullgödselmedel. Dessutom håller rötresten vanligtvis en vattenhalt på 95 % och den kan därför spridas med en vanlig flytgödselspridare. Om rötrest används för gödsling i jordbruket ersätter den handelsgödsel och påverkan på miljön från framställning av handelsgödseln kan därmed minskas.

Beroende på användningsområdet för biogasen varierar den funktionella enheten för rötningen, följande funktionella enheter är dock möjliga:

- Kvittblivning av avfall
- Värme
- Elektricitet
- Drift av fordon (bilar och/eller bussar)
- Gödsling av åkermark

3.3 Miljöpåverkan från behandling av avfall

Oberoende av behandlingsmetod kommer behandlingen av lättnedbrytbart organiskt avfall på ett eller annat sätt att påverka den omgivande miljön. De miljöpåverkanskategorier som inkluderas i bedömningen av de olika behandlingsmetoderna i den här studien är *klimatpåverkan*, *försurning* och *övergödning*. Dessutom kommer diverse andra parametrar för miljöpåverkan att studeras och jämföras för de olika behandlingsalternativen.

3.3.1 Klimatpåverkan

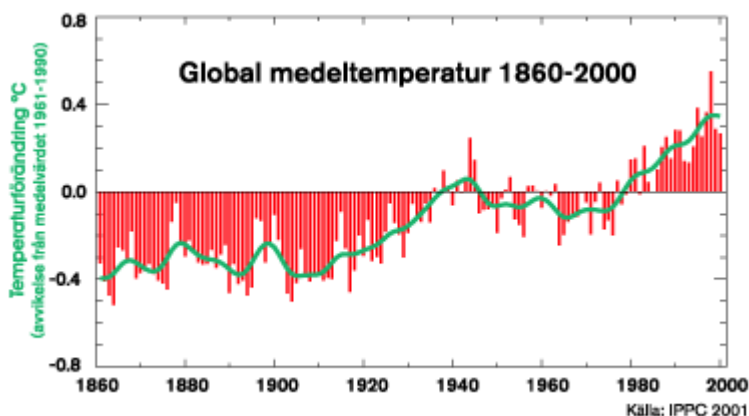
På grund av utsläpp av växthusgaser har det uppkommit en klimatförändring vilken innebär att temperaturen på jorden ökar, denna klimatförändring brukar populärt kallas för växthuseffekten. Temperaturökningen kommer av att växthusgaserna lägger sig som ett membran mellan atmosfären och jordytan. Växthusgaserna släpper sedan igenom strålning från solen ner till jordytan men hindrar delar av strålningen från att sedan reflekteras tillbaka till atmosfären. Dessa strålar reflekteras istället tillbaka till jordytan

där de bidrar till att värma upp marken. De växthusgaser som främst bidrar till växthuseffekten i Sverige är koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och lustgas (N₂O) vilka tillsammans står för 93 % av Sveriges växthuspåverkan. [58]

Problem till följd av klimatförändringar

De problem som man kan koppla till växthuseffekten är förutom den direkta temperaturhöjningen ett antal följd effekter:

Då temperaturen ökar värms havsvattnet upp och det varma vattnet expanderar, detta tillsammans med en avsmältning av istäckena på Grönland och Antarktis medför att havsnivån stiger. Under enbart det senaste seklet har medeltemperaturen på jorden globalt ökat med 0,6°C och havsnivån stigit med 10-25 cm, se Figur 3-4 nedan.



Figur 3-4 Den globala medeltemperaturen 1860-2000 [35]

Dessutom orsakar den förhöjda temperaturen ökad nederbörd samt ökad förekomst av och ökad intensitet vid extrema väderförhållanden [58]. Den globala medeltemperaturen förväntas under perioden 1990-2100 att öka med 1,4–5,8°C, men det är viss osäkerhet i dessa siffror [35].

Karakterisering

Den karakteriseringsfaktor som används vid karakterisering av de olika växthusgaserna är GWP (Global Warming Potential). Alla utsläpp man vill studera kan summeras till en total växthuspåverkan med hjälp av deras respektive GWP-värden vilka anges i koldioxidekvivalenter, det vill säga koldioxid har GWP-värde 1. Några av de vanligaste växthusgaserna samt deras GWP-värden anges i Tabell 3-1 nedan:

Tabell 3-1 Växthusgaser och deras karakteriseringsfaktorer⁴³

Ämne	Kemisk formel	Karakteriseringsfaktor (GWP-värde i koldioxidekvivalenter)
Koldioxid	CO ₂	1
Metan	CH ₄	21
Lustgas	N ₂ O	310

Klimatpåverkan och avfallsbehandling

Olika typer av avfallsbehandling kan bidra till växthuspåverkan på olika sätt vid förbränning sker utsläpp av bland annat koldioxid och lustgas, vid kompostering frigörs koldioxid och i vissa fall metan och vid rötning avgår viss metan till luften vid hantering av det material som skall rötas.

⁴³ Värden enligt GWP₁₀₀, vilken är den karakteriseringsmetod för klimatpåverkande emissioner som används i denna studie.

Förutom denna direkta påverkan kommer i en systemanalys även den växthuspåverkan som orsakas av det kompletterande systemet att omfattas av analysen (till exempel växthuspåverkan från drift av bussar, produktion av fjärrvärme, produktion av el med mera).

Växthuspåverkan i form av koldioxidekvivalenter har tagits med som en studerad parameter för de olika behandlingsalternativen som studeras i rapporten eftersom klimatförändringarna är ett av de allvarligaste miljöhoten som vi står inför idag. Dessutom ter sig temperaturhöjningen ske i allt snabbare takt och hotet bli allt allvarligare för varje studie av klimatet som görs och begränsad klimatpåverkan står överst på riksdagens lista över Sveriges femton miljömål. Avfallssystemet och de kompletterande systemen innefattar dessutom funktionella enheter som elektricitet, värme och transport. Dessa tre sektorer står tillsammans för 73 procent av Sveriges totala växthuspåverkan och det är därför intressant att se hur olika behandlingsalternativ för avfallet skiljer sig åt och därmed bidrar till att öka eller minska den totala påverkan.

3.3.2 Försurning

Försurning innebär att mark, sjöar och vattendrag idag har ett betydligt lägre pH-värde, det vill säga är surare, än vad som är normalt. Försurningen beror till största delen på de utsläpp av främst svaveldioxid men även kvävedioxider och ammoniak som uppkommer vid förbränning av fossila bränslen. När svaveldioxid och kväveoxider via förbränning hamnat i atmosfären omvandlas de delvis till svavelsyra och salpetersyra som sedan i sin tur sönderdelas till vätejoner, nitratjoner och sulfatjoner. Dessa joner faller sedan ner till mark och vattendrag med nederbörden. Vätejoner gör nederbörden sur och nederbörden försurar i sin tur mark och vattendragen. [36]

Utsläppen av svaveldioxid i Sverige minskade med nästan 90 % under perioden mellan 1980 och 2000 men trots att Sverige minskat sina utsläpp drastiskt under denna period faller ändå stora mängder försurande ämnen ner över oss vilka genererats i andra länder, främst Polen, Tyskland och Storbritannien. Detta gör att trots minskningarna faller det ner större mängder försurande ämnen än vad den svenska naturen klarar av att ta omhand och cirka 17 000 svenska sjöar och 120 000 kilometer vattendrag är skadade av försurning [58]. I hur stor utsträckning sjöarna i Sverige är försurade visas i Figur 3-5.



Figur 3-5 Försurade sjöar i procent 1990 [36]

Problem till följd av försurning

När pH-värdet sjunker i sjö och mark ändras förutsättningarna för växt- och djurlivet vilket gör att vissa arter får svårt att anpassa sig och därför minskar i antal eller dör ut helt vilket leder till att den biologiska mångfalden minskar. Bottenfaunan i försurade sjöar är ofta helt utarmad. [58]

Försurning leder även till urlakning av näringsämnen, vilket i sin tur leder till minskad tillväxt och utlösning av metaller i former som kan vara giftiga för såväl människan som djur och växter längre ner i näringskedjan. [58]

Rekreativvärdena minskar då svaveldioxid och kväveoxider omvandlas till syror och bidrar till att påskynda korrosionen på byggnader, broar, statyer, hållristningar med mera. Korrosionen i sig är även den ett stort problem. [58]

Karakterisering

När man ska karakterisera utsläppen från ett visst ämne som bidrar till försurningen räknar man ut ämnets *karakteriseringsfaktor* vilken bestäms av ämnets teoretiska potential att avge vätejoner, som försurar, till recipienten. Karakteriseringsfaktorn (EF) anges i svaveldioxidekvivalenter (SO₂-ekvivalenter).

Karakteriseringsfaktorn uttrycker den *maximala försurningen* från ett ämne. Dock skiljer sig den maximala försurningen sig ofta från den *faktiska försurningen* eftersom denna till stor grad beror av recipienten. Karakteriseringsfaktorn, det vill säga karakteriseringsfaktorn uttryckt i svaveldioxidekvivalenter, visas för några vanliga försurande ämnen i Tabell 3-2 nedan. [58]

Tabell 3-2 Försurande ämnen och deras karakteriseringsfaktorer⁴⁴

Ämne	Kemisk formel	Karakteriseringsfaktor (Svaveldioxidekvivalenter)
Svaveldioxid	SO ₂	1,00
Saltsyra	HCl	0,88
Ammoniak	NH ₃	1,88
Kväveoxider	NO _x	0,70

Försurning och avfallsbehandling

Utsläpp av svaveldioxid, kväveoxider samt ammoniak är de största källorna till försurning. Svavelutsläpp bildas vid eldning av fossila bränslen och uppkommer således i viss utsträckning vid kraft- och värmeproduktion främst i de kompletterande systemen men även vid förbränning av avfall. Vid all förbränning bildas även kväveoxider, och således påverkar både avfallsförbränning samt förbränning i de kompletterande systemen för tillverkning av kraft och värme försurningen. Ammoniak bildas i olika mängd vid både kompostering, rötning och förbränning. Även gödslingen inom jordbruket genererar stora ammoniakutsläpp. De försurande utsläppen kan således påverkas genom val av avfallsbehandlingsmetod och därtill kompletterande system.

Försurningseffekten i form av svaveldioxidekvivalenter har tagits med som en studerad parameter för att jämföra de olika behandlingsalternativen eftersom det sura nedfallet fortfarande är större än vad naturen tål och ett av de femton miljömålen för en hållbar utveckling är att bara naturlig försurning ska förekomma.

⁴⁴ Värden enligt Acidification Max, vilken är den karakteriseringsmetod för försurande emissioner som används i denna studie.

3.3.3 Övergödning

Övergödning, eller eutrofiering som fenomenet också kallas, innebär att tillförseln av näringsämnen, främst kväve och fosfor, är så stor att det skapar en forcerad tillväxt i skog, mark och vattendrag. Näringsstillförsel är i de flesta fall inget större problem utan oftast positivt men då talar man om *lagom* mycket tillförd näring. När man talar om övergödning menar man att *för mycket* näring tillförs mark och vattendrag och en övergödd sjö kan liknas vid en människa som fått för mycket näring och drabbats av sjuklig fetma och diabetes.

De främsta orsakerna till övergödning är utsläpp av kväveföreningar (främst kväveoxider och ammoniak), närsalter (främst kväve- och fosforsalter) och organiskt material. I Sverige står de kommunala avloppsreningsverken, jordbruket och massa- och pappersindustrin för de dominerande utsläppen av övergödande ämnen. [58]

Problem till följd av övergödning

Övergödning i skog och mark visar sig genom kraftigt forcerad tillväxt vilket i sin tur leder till en förändrad artsammansättning och därmed förändringar i den biologiska mångfalden. [58]

När hav, sjöar och vattendrag blir övergödda ökar mängden alger av olika slag vilket leder till intensiva algbloomingar. Algerna gör vattnet grumligt och oattraktivt när de lever och när de dör och sjunker till botten tar de upp mycket syre från vattnet under nedbrytningsprocessen vilket orsakar syrebrist. De områden i Östersjön som lider av ständig eller tidvis syrebrist visas i Figur 3-7.



Figur 3-6 Områden i Sverige med övergödda sjöar (gröna områden) [37]



Figur 3-7 Områden med ständig (mörklila) eller tidvis (ljuslila) syrebrist i Östersjön [37]

Den ökade tillväxten av alger till följd av övergödningen gör det dessutom svårt för tången i haven att överleva och påverkar därmed den biologiska mångfalden. Syrebristen gör det dessutom svårt för djur- och växtliv att överleva och i takt med att syrehalten sjunker så krymper bestånden eller dör ut helt. Övergödning av grunda sjöar kan även leda till att de växer igen. De områden i Sverige som har övergödda sjöar visas i Figur 3-6 ovan.

Läckage av kväve till grundvattnet samt brunnar är även direkt skadligt för människan eftersom om människan får i sig nitrat, som i kroppen kan omvandlas till nitrit, påverkar detta blodets syreupptagningsförmåga som minskar. [58]

Karakterisering

Vid karakterisering av utsläppen som bidrar till övergödning från ett visst ämne räknar man ut ämnets karakteriseringsfaktor för kväve och ämnet karakteriseringsfaktor för fosfor, eftersom de är dessa två ämnen samt föreningar innehållande dessa som är dominerande vad gäller övergödning. Dessa karakteriseringsfaktorer kan sedan vägas samman till en karakteriseringsfaktor uttryckt i syrgasekvivalenter⁴⁵.

Den totala karakteriseringsfaktorn för övergödning tar, på samma sätt som karakteriseringsfaktorn för försurning, ingen hänsyn till recipienten. Detta innebär att man inte tar hänsyn till om det är kväve eller fosfor som begränsar tillväxten i den studerade recipienten utan den totala karakteriseringsfaktorn visar enbart den teoretiskt maximala näringsbelastningen. Den totala karakteriseringsfaktorn för några vanliga övergödande ämnen visas i Tabell 3-3 nedan. [58]

Tabell 3-3 Övergödande ämnen och deras karakteriseringsfaktorer⁴⁶

Ämne	Kemisk formel	Karakteriseringsfaktor (syrgasekvivalenter)
Ammoniak	NH ₃	20
Kväveoxider	NO _x	20
Fosfor	P _{tot}	140

Övergödning och avfallsbehandling

Utsläpp av kväve- och fosforföreningar med biologiskt tillgängligt kväve eller fosfor är de främsta källorna till övergödning. Både kväve och fosfor finns i hushållsavfall och utsläpp kan ske vid hantering och behandling av sådant avfall. Ammoniak avgår vid avfallsbehandling oavsett vald behandlingsmetod, dock varierar mängden ammoniakutsläpp mellan metoderna kompostering, rötning och förbränning av avfall. Lustgas och kväveoxider bildas vid förbränning av så väl avfall som andra bränslen och nitrat- och ammoniakutsläpp uppstår vid gödsling med handelsgödsel inom jordbruket. De övergödande utsläppen kan således påverkas genom val av avfallsbehandlingsmetod och därtill kompletterande system.

Övergödning har tagits med som en studerad parameter för att jämföra de olika behandlingsalternativen eftersom övergödning är ett allvarligt miljöproblem och ett av de femton nationella miljömålen är att halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på vare sig skog, mark, vatten eller människors hälsa. Det är därför intressant att studera hur valet av behandlingsmetod för det lättnedbrytbara organiska avfallet påverkar övergödningen.

3.3.4 Övriga studerade parametrar

Förutom klimatpåverkan, försurning och övergödning kommer en rad andra parametrar för miljöpåverkan att studeras och jämföras för de olika behandlingsalternativen med tillhörande kompletterande system. Dessa parametrar samt orsaken till varför de ingår i studien redovisas nedan.

- **Förbrukningen av energiråvara**, med andra ord hur mycket, samt vilken typ av, energi som förbrukas. Förbrukningen av energiråvaror och då främst fossilenergi är en av de största miljöpåverkansfaktorerna. Energiförbrukningen bör minskas och ändliga resurser i form av fossila energikällor (olja, kol med flera) bör

⁴⁵ Eller nitratekvivalenter.

⁴⁶ Värden enligt Eutrofiering Max, vilken är den karakteriseringsmetod för övergödande emissioner som används i denna studie.

undvikas till förmån för förnyelsebara energikällor som solvärme, solkraft, vindkraft, vågkraft och biobränsle. Hur förbrukningen av förnyelsebara och icke förnyelsebara energikällor varierar mellan olika behandlingsalternativ kan därför vara av intresse.

- **Tungmetallflödena**, det vill säga flödena av bly, kadmium, kvicksilver, koppar, krom, nickel och zink. Tungmetaller är toxiska och kan medföra stora skador på så väl människan som växt- och djurlivet. Flödena av tungmetaller bör därför minskas så mycket som möjligt och för att styra mot en sådan utveckling har riksdagen satt ett av de femton nationella miljömålen till *en giftfri miljö*. Det är därmed intressant att se hur valet av behandlingsmetod påverkar flödet av tungmetaller.
- **Mängd som deponeras**. I strävan mot ett uthålligt samhälle med slutna kretslopp bör man i möjligaste mån undvika deponering. En minskning av mängden avfall som hamnar på deponi är dessutom en tydlig önskan från regering och riksdag. Det är därför intressant att se hur mängden deponerat avfall beror av val av behandlingsmetod.

4 Avfallssituationen i Gästrikeregionen; studiens omfattning

Kommande kapitel beskriver först avfallssituationen i Gästrikeregionen i dagsläget samt de systemavgränsningar som gjorts i studien, vilka funktionella enheter som identifierats samt definierande av de resurser som används i det kompletterande systemet. Slutligen redogörs för vilka alternativa behandlingsscenarier som inkluderats och simulerats i denna studie. Både gemensamma och specifika förutsättningar för de olika scenarierna redovisas.

4.1 **Behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall i dagsläget**

I Gästrikre Återvinnarens upptagningsområde ingår 75 237 avfallsproducerande enheter i form av lägenhetshushåll, villahushåll, fritidshus samt diverse verksamheter (till exempel skolor, restauranger och butiker). Totalt genereras cirka 37 000 ton avfall per år och utav detta kan cirka 23 000 ton uppskattas vara lättnedbrytbart organiskt avfall⁴⁷. [51]

Under hösten 2004 började Gästrikre Återvinnare arbetet med att införa insamling av en utsorterad lättnedbrytbar organisk fraktion vilken skall gå till centralkompostering. Införandet av utsortering av den nya fraktionen, komposterbart avfall, införs stegvis i regionen och arbetet väntas färdigt i slutet av 2007. Målet är att den utsorterade fraktionen år 2010 ska uppgå till 8 000 ton, vilket motsvarar ett deltagande om 90 % av lägenhetshushållen, 60 % av villahushållen samt cirka 100 % av verksamheterna. Under 2004 sorterades cirka 500 ton lättnedbrytbart organiskt avfall ut till centralkompostering. Fritidshuset och ett visst antal av villahushållen antas hemkompostera sitt lättnedbrytbart organiska avfall och den mängd de genererar ingår inte i de 8 000 projekterade tonnen vilka enbart avser lättnedbrytbart organiskt avfall till centralkompost. [51]

Avfallet som samlas in körs till Forsbacka för omlastning och transport till vidare behandling. Det utsorterade lättnedbrytbart organiska avfallet transporteras i dagsläget till Sala där det komposteras. Den del av det lättnedbrytbart organiska avfallet som inte sorteras ut körs till förbränning tillsammans med restfraktionen. I dagsläget körs den restfraktion som genererats i Ockelbo till förbränning i Bollnäs medan restfraktionen från övriga delar i regionen körs till förbränning i Uppsala. Från och med sommaren 2005 kommer även det avfall som genereras på sommaren att köras till förbränning i Sundsvall, detta deponeras i dagsläget eftersom anläggningen Uppsala inte tar emot avfallet på sommaren.

4.2 **Systemet**

I denna studie har följande ORWARE-delmodeller använts:

- **Insamling**
Insamlingsmodellen beskriver energiförbrukning, emissioner och kostnader för insamlandet av avfall med dieseldriven sopbil. Indata som kan specificeras för den enskilda studien är bland annat antal personer som bemannar varje sopbil, hur lång tid varje stopp tar, avstånd mellan olika typer av stop, avstånd till områden med olika typer av avfallsproducenter, medelhastighet för bilarna samt emissioner från bilarna.

⁴⁷ Sammansättningen för det lättnedbrytbart organiska avfallet visas i Bilaga 1.

- **Transport**
Transportmodellen beskriver energiförbrukning, emissioner och kostnader för längre transporter av avfall som sker med lastbil och tillhörande släp. Variabel indata är bland annat körda avstånd, maximal och normal last för bilarna, bemanningen per bil, medelhastighet, bränsleförbrukning samt emissioner.
- **Förbränning**
Förbränningsmodellen beskriver energiförbrukning, emissioner och kostnader för förbränning av avfall i en rosterpanna. Indata som kan varieras är bland annat verkningsgrad, produktionen av värme, produktionen av el, utsläppen av olika emissioner, fördelningen av tungmetaller och andra ämnen mellan slagg, aska och luft.
- **Rötning**
Röttningsmodellen beskriver energiförbrukning, emissioner och kostnader för reaktorrötning av avfall. Variabel indata är bland annat typ av röttningsprocess (mesofil eller termofil), grad av utsortering före processen, tid i reaktorn, emissioner, mängd producerad metan i förhållande till röttningsråvara, avvattning av rötslammet.
- **Centralkompostering**
Två centralkomposteringsmodeller används i studien, membrankompostering och tunnelkompostering. Modellerna beskriver energiförbrukning, emissioner och kostnader för komposteringsprocessen. Indata som kan varieras i modellerna är bland annat grad av utsortering före processen, el-, olje- och vattenförbrukning, rening med biofilter, mängd bildad metan samt processens medeltemperatur.
- **Hemkompostering**
Hemkomposteringsmodellen beskriver enkel fastighetsnära kompostering av avfall. Variabel indata är bland annat mängd bortsorterade tungmetaller, mängd bildad metan, medeltemperatur under processen samt slutligt pH-värde.
- **Deponering**
Deponeringsmodellen beskriver energiförbrukning, emissioner och kostnader för processen då avfall deponeras. Det finns två olika tidsperspektiv, överskådlig och oöverskådlig tid. Indata som kan varieras är bland annat mängd slagg som används vid konstruktion av vägar, energiförbrukning, lakvattenrening, emissioner samt produktion av deponigas.
- **Nyttiggörande av biogas**
Modellen för nyttiggörande av biogas beskriver energiförbrukning, emissioner och kostnader för processen då den producerade biogasen används. Variabel indata är bland annat användningsområde för gasen (drivmedel för bussar eller bilar, värme eller kraftvärmeproduktion), rening av gasen samt emissioner från olika användningsområden.
- **Spridning av rötrest på åker**
Spridningsmodellen beskriver energiförbrukning, emissioner och kostnader för spridningen av rötrest på åkermark som antingen våt- eller torrspridning beroende på rötrestens vattenhalt. Variabel indata till modellen är bland annat avstånd, mängd spritt per hektar och dag samt specifik spridardata beroende på om spridningen är våt- eller torrspridning.

Samtliga modeller har använts tidigare förutom komposteringsmodellerna som modifierats och utvecklats av Anna Carlström parallellt med genomförandet av detta arbete och som första gången används i denna studie samt i Annas eget examensarbete [56].

4.3 Systemavgränsningar

Systemavgränsningar har gjorts i tid, rum och funktion enligt kommande stycken. I systemet ingår ekonomiska aspekter och de företagsekonomiska och samhällsekonomiska effekterna av respektive scenario kommer att studeras, se kapitel 5 Resultat.

4.3.1 Avgränsningar i tiden

- Studien avser tänkbara framtidsscenarioer för år 2010 då man räknar med att samtliga avfallsproducenter har anslutits till källsorteringssystemet och den utsorterade lättnedbrytbara organiska fraktionen har uppnått mängden cirka 10 000 ton/år⁴⁸. En potentiell avfallsförbränningsanläggning i Gävle har även hunnit byggas och testköras till år 2010.
- De resultat som fås ur modellen grundar sig på de emissioner som genereras från behandling av mängden lättnedbrytbart organiskt avfall som uppstår i Gästrikeregionen under ett år.
- Modellen för emissioner från deponi använder sig av ett tidsperspektiv på hundra år.

4.3.2 Avgränsningar i rummet

- Studien avser den lättnedbrytbara organiska avfallsfraktionen i Gästrikeregionens Återvinnarens upptagningsområde det vill säga Gävle kommun, Sandvikens kommun, Ockelbo kommun, Älvkarleby kommun och Hofors kommun. I denna studie benämnt det kommunklustret "Gästrikeregionen".
- Studien omfattar det lättnedbrytbara organiska avfallens livscykel från dess födelse, då det placeras i soptunnan, till dess död, då avfallet antingen omvandlas till nya produkter eller deponeras.
- Studien modellerar bland annat behandlingsanläggningar som finns i Uppsala (förbränning och rötning), Bollnäs (förbränning), Sundsvall (förbränning), Sala (kompostering), Danmark (kolkondensverk), Köping (produktion av konstgödsel).

4.3.3 Avgränsningar i funktion

Avgränsningarna i funktion berör den nytta som systemet skapar, det vill säga systemets funktionella enheter. De funktionella enheterna i studien är:

- Kvittblivning av det lättnedbrytbara organiska avfall som genereras i Gästrikeregionen under ett års tid.
- Produktion av 5 GWh el.
- Produktion av 21 GWh fjärrvärme.
- Produktion av drivmedel för 251 866 bussmil⁴⁹.
- Produktion av 63 ton kväve, 9 ton fosfor samt 29 ton kalium.

⁴⁸ Mängden som används i studien är beräknad enligt Appendix X och uppgår till 10 310 ton/år vilket är mer än de 8 000 ton/år som Gästrikeregionens Återvinnare (GÅ) har satt som mål för år 2010. Att den högre siffran används beror på att beräkningarna är välgrundade på uppgifter från GÅ.

⁴⁹ Motsvarar nästan 63 varv runt jorden (eller 630 gånger Treriksröset-Smygehuk tur och retur).

4.3.4 Kompletterande system

Det kompletterande systemet utgörs, som nämnts i tidigare kapitel, av de delsystem som adderas för att kunna göra de olika scenarierna jämförbara med varandra. Totalt måste alla scenarier producera samma mängd nytta och olika tillägg av nytta, det kompletterande systemet, läggs då till scenarierna.

Både miljöpåverkan från framställningen och förbrukningen av resurserna i de kompletterande systemen inkluderas i modellen.

För de kompletterande systemen har följande antagits:

Elproduktion

Den 1 juli 2004 avreglerades elmarknaden för industriföretag i hela Europa och ser man på elförbrukningen ur ett europeiskt perspektiv, med en fungerande marknad, gäller därmed att det är ”kolkondens på marginalen”. Med detta menas att danska eller tyska kolkraftverk utgör den elproduktion som är dyrast på den europeiska marknaden och som därigenom kommer att minska eller öka om el-förbrukningen i Sverige eller i något annat europeiskt land minskar eller ökar. [61]

I och med detta resonemang har den el som produceras i det kompletterande systemet (marginalel) antagits vara producerad i kolkondenskraftverk och att den el som produceras vid avfallsförbränningen därmed ersätter kolkondenskraft.

För att se hur valet av marginalel i det kompletterande systemet påverkar resultaten har en känslighetsanalys⁵⁰ utförts då elen i det kompletterande systemet antas vara antingen svensk eller europeisk elmix⁵¹.

Produktion av fjärrvärme

Den fjärrvärme som produceras i det kompletterande systemet antas vara producerad av biobränslen.

Detta antagande innebär att om avfall införs som baslast i värmeproduktionen kan avfallet förväntas ersätta biobränsle som baslast. Detta stämmer överens med hur det antagligen ser ut i bränslemixen för värmeproduktion både i Uppsala och i Gävle år 2010⁵².

För att se hur valet av råvara för fjärrvärmeframställningen påverkar resultaten har en känslighetsanalys utförts i vilken fjärrvärmens produceras med naturgas.

Produktion av drivmedel för bussar

I de kompletterande systemen, då rötning och därmed bildandet av biogas inte ingår, antas det att bussarna drivs av diesel. Detta antagande är väl underbyggt då i princip alla bussar för stadstrafik som inte drivs av biogas körs på diesel. Diesel var även det enda drivmedel som användes för bussdriften i centrala Uppsala innan bussdriften konverterades och delvis blev biogasdriven. [38]

⁵⁰ Se kapitel 6 Känslighetsanalys.

⁵¹ Med elmix menas mixen av de energiråvaror som används för att producera elen. Den svenska elmixen består till exempel av 45,6 % vattenkraft, 41,9 % kärnkraft, 6,2 % kraft från biobränsle och 0,4 % vindkraft.

⁵² Till exempel kan nämnas om inte en avfallspanna byggs i Gävle kommer en biobränsle panna att byggas.

Produktion av gödselmedel

Det gödselmedel som förbrukas av det kompletterande systemet antas vara kväve, fosfor och kalium av samma typer som finns i vanligt handelsgödsel. Detta är troligt då det är den absolut vanligast använda typen av gödselmedel och därmed det som antagligen ersätts av eventuell rötrest eller kompost. Dock ersätter inte en påse kompost en påse blandat handelsgödsel utan beräkningarna görs utifrån att ett kilo ”kompostkväve” ersätter ett kilo ”handelsgödselkväve” och motsvarande för fosfor och kalium.

Strävan bör dock vara att byta ut handelsgödsel mot rötslam, kompost eller urin på sikt, under förutsättning att dessa gödselmedel kan kvalitetssäkras, eftersom gödsling med rötslam, kompost eller urin på jordbruksmark bidrar till att sluta kretsloppet av näringsämnen.

Produktion av fyllnadsmaterial

Slagg från avfallsförbränning antas i olika utsträckning ersätta annat fyllnadsmaterial vid konstruktion av vägar (främst på deponi). Detta stämmer överens med vad som sker vid många förbränningsanläggningar i Sverige i dag.

Miljöpåverkan från produktion av annat fyllnads material som exempelvis naturgrus har ej tagits med i modellen⁵³ men det har inte heller miljöpåverkan från den använda slaggen. Det har visats att användningen av slagg från avfallsförbränning som fyllnadsmaterial inte är mer miljöskadligt än andra fyllnadsmaterial (snarare tvärt om) [17].

4.4 Alternativ för framtida behandling av det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen

I och med deponiförbudet för organiskt avfall som trädde i kraft 1/1 2005 så finns det i princip tre möjliga behandlingsmetoder för den lättnedbrytbara organiska avfallsfraktionen i framtiden, förbränning, kompostering eller rötning.

I dagsläget finns det inte behandlingsanläggningar i Gästrikeregionen för någon av behandlingsmetoderna men avfallsförbränningsanläggningar finns i Uppsala, Bollnäs och Sundsvall, en centralkomposteringsanläggning finns i Sala och anläggningar för rötning finns i både Uppsala och Borlänge. Den lättnedbrytbara organiska fraktionen skulle således kunna transporteras till någon av dessa närliggande städer för behandling.

För närvarande planeras även uppförandet av en avfallspanna av Gävle Energi på Johannes i Gävle. Om pannan byggs kommer den att kunna ta emot både det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet samt den osorterade restfraktionen för förbränning. Dock är inte pannan beroende av det utsorterade avfallet och beslutet att bygga en avfallspanna eller inte påverkas ej heller av storleken på den utsorterade mängden.

Gästrikre återvinnare planerar att bygga en anläggning för centralkompostering, denna anläggning är inte projekterad än, men om den uppförs kommer den att ha kapacitet att ta emot den utsorterade fraktionen.

⁵³ Främst på grund av arbetet med att bestämma påverkan skulle bli alldeles för tidskrävande i förhållande till den extra nytta det skulle medföra samt examensarbetets omfattning.

Det finns således många olika tänkbara alternativ för centralbehandling av det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet. I denna studie har sex olika kombinationer av behandlingsmetoder och orter studerats, kombinationerna benämns i fortsättningen framtids- eller behandlingsscenarioer och är följande:

1. Förbränning utanför Gästrikeregionen (Fb ext)
2. Förbränning i Gävle (Fb Gävle)
3. Kompostering utanför Gästrikeregionen (Kp Sala)
4. Kompostering i Gävle (Kp Gävle)
5. Rötning utanför Gästrikeregionen (Röt UA)

4.4.1 Gemensamma parametrar för samtliga framtidsscenarioer

Avfallsproducenterna kan, oberoende av senare behandlingsalternativ, välja tre olika alternativ för hanteringen av sitt lättnedbrytbara organiska avfall. Dessa hanteringsalternativ är:

1. Sortera ut en lättnedbrytbar organisk avfallsfraktion för centralbehandling.
2. Ej sortera ut det lättnedbrytbara organiska avfallet (det lättnedbrytbara organiska avfallet hamnar då med restavfallet och går till förbränning).
3. Sortera ut och själva hemkompostera det lättnedbrytbara organiska avfallet.

Andelen avfallsproducenter som antas anslutas till de olika hanteringsalternativen visas i Tabell 4-1 nedan [51].

Tabell 4-1 Andel av avfallsproducenterna som antas anslutas till de olika alternativen

Avfallsproducentgrupp:	Valt alternativ (andel)		
	1. Sortera ut, centralbehandling	2. Ej sortera ut	3. Hemkompostera
Villahushåll, centralt	65 %	15 %	20 %
Villahushåll, landsbygd	65 %	15 %	20 %
Lägenhetshushåll	90 %	10 %	0 %
Verksamheter	60 %	35 %	5 %
Skolor	95 %	3 %	2 %

Både bland dem som sorterar ut en fraktion för central behandling och de som sorterar för hemkompostering kommer sorterandet inte att vara helt perfekt utan en del lättnedbrytbart organiskt avfall kommer att hamna med restavfallet, detta innebär att utbytet är lägre än 100 %. Hur stort utbytet i sorteringen blir beror på noggrannheten i sorteringen vilket i sin tur starkt beror av motivationen och kunskapen hos dem som utför själva sorteringsarbetet. Det beräknade utbytet från dem som sorterar ut en lättnedbrytbar organisk fraktion visas i Tabell 4-2⁵⁴.

⁵⁴ Siffrorna baseras på uppgifter från stickprov på sorteringen av organiskt avfall i Västerås [51].

Tabell 4-2 Sorteringsutbytet från de olika avfallsproducentgrupperna

Avfallsproducentgrupp:	Utbyte (andel som sorterats ut rätt)
Villahushåll (samtliga) som sorterar för centralbehandling	80 %
Villahushåll (samtliga) som sorterar för hemkompostering	70 %
Lägenhetshushåll	60 %
Verksamheter	50 %

Totalt genereras cirka 23 000 ton lättnedbrytbart organiskt avfall i Gästrikeregionen varje år, den mängd av detta som kan antas sorteras ut till central behandling blir med hänsyn till andel avfallsproducenter som ansluter sig till centralbehandling och utbytet från dessa cirka 10 300 ton, det vill säga lite mindre än hälften av total mängd, se Tabell 4-3 nedan.

Tabell 4-3 Mängd lättnedbrytbart organiskt avfall som ej sorteras, sorteras för central behandling samt sorteras för hemkompostering

	Total mängd [ton/år]	Behandling
Osorterat och felsorterat lättnedbrytbar organiskt avfall till <i>förbränning</i>	11 193	Förbränning
Utsorterad lättnedbrytbar organisk fraktion till <i>centralbehandling</i>	10 310	Beror på valt framtidsscenario
Utsorterad lättnedbrytbar organisk fraktion till <i>hemkompostering</i>	1 540	Hemkomposteras

För de olika framtida behandlingsalternativen är det endast den utsorterade fraktionen till centralbehandling som kommer att behandlas på olika sätt. Det lättnedbrytbara organiska avfall som inte sorteras ut, eller sorteras i fel behållare av misstag, antas för samtliga alternativ följa med restfraktionen till förbränning och den mängd som hemkomposteras är även den konstant för samtliga framtidsscenarier.

4.4.2 Scenario 1: Förbränning utanför Gästrikeregionen (Fb ext)

- Både den utsorterade lättnedbrytbara organiska fraktionen till centralbehandling och det lättnedbrytbara organiska avfall som hamnar i restfraktionen förbränns i Uppsala, Sundsvall och Bollnäs med värmeutvinning.
- 75 % av slaggen från förbränningen används för konstruktion vid deponitäckning, denna slagg deponeras därmed inte utan används som en produkt.⁵⁵
- Övrig slagg (25 %) samt askor från förbränningen läggs på deponi.
- 1 540 ton sorteras ut och hemkomposteras.

Detta scenario motsvarar i princip dagens situation för behandling av det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen. Merparten av det lättnedbrytbara organiska avfallet går till förbränning, antingen som utsorterad fraktion eller tillsammans med restavfallet, det enda lättnedbrytbara organiska avfall som inte förbränns är det som sorteras ut för hemkompostering. Vid förbränningen genereras värme för de fjärrvärmenät som finns anslutna till de olika anläggningarna.

⁵⁵ Detta motsvarar vad som sker vid förbränningsanläggningen i Uppsala i dagsläget och mängden motsvarar den mängd som förbränns i Uppsalapannan [48]

Förbränningen av avfallet är fördelad på de olika förbränningsanläggningarna enligt Tabell 4-4 nedan⁵⁶.

Tabell 4-4 Fördelning av avfall till förbränning mellan de olika förbränningsanläggningarna 2005

Förbränningsanläggning:	Procentandel av totalt förbränd mängd
Uppsala	75,4
Sundsvall	20,3
Bollnäs	4,3

För att modellen så väl som möjligt skall efterlikna verkligheten har data rörande den förbränningsanläggning som simulerats för förbränning utanför Gästrikeregionen viktats samman med hjälp av data för de tre ingående förbränningsanläggningarna samt fördelningen av avfallsmängderna enligt ovan. Den simulerade förbränningsanläggningen i detta scenario är således inte en verklig anläggning utan en viktad medelanläggning. De viktade indata samt beräkningar återfinns i bilaga 2.

Detta scenario är intressant att studera eftersom det är referens, ett annat behandlingsscenario bör inte väljas om det medför en större miljöpåverkan än vad behandlingen gör i dagsläget eftersom detta skulle innebära en försämring.

4.4.3 Scenario 2: Förbränning i Gävle (Fb Gävle)

- Både den utsorterade lättnedbrytbara organiska fraktionen till centralbehandling och det lättnedbrytbara organiska avfall som hamnar i restfraktionen förbränns i Gävle där de genererar kraftvärme.
- All slagg från förbränningen återvinns som byggmaterial vid deponikonstruktion eller liknande [53]. Ask från förbränningen deponeras.
- 1 540 ton sorteras ut och hemkomposteras.

Detta scenario är intressant att studera eftersom Gävle Energi har planer på att bygga en avfallspanna vilken skulle ha kapacitet att ta emot det lättnedbrytbara organiska avfallet (och övrigt brännbart avfall) från regionen. Det kan därför vara intressant att se hur miljöpåverkan förändras om förbränningen sker i den egna regionen istället för att man transporterar avfallet till anläggningar utanför regionen. Det är även intressant att jämföra miljöpåverkan och kostnaderna för förbränningen av fraktionen med miljöpåverkan och kostnaderna för biologisk behandling.

Skillnaden mellan detta scenario och scenario 1, förbränning utanför regionen, är främst att den planerade avfallspannan i Gävle är en kraftvärmepanna och således genererar både el och värme. En annan skillnad är att transportererna av avfallet minskas, transportererna har i tidigare studier visats ej ha så stor påverkan på resultatet, sett till behandlingen av allt hushållsavfall⁵⁷. Dock har transportererna ofta en psykologisk effekt för den vanliga invånaren som uppfattar minskade transporter som någonting positivt. Indata och beräkningar för scenariot återfinns i bilaga 2.

⁵⁶ För beräkningar se bilaga 3.

⁵⁷ Under förutsättning att de sker på ett organiserat sätt [57]. Den relativa betydelsen av transporter har även visat sig öka om enbart den organiska avfallsfraktionen studeras.

4.4.4 Scenario 3: Kompostering utanför Gästrikeregionen (Kp Sala)

- Den utsorterade lättnedbrytbara organiska fraktionen till centralbehandling komposteras i en membrankompost i Sala, processen genererar planteringsjord.
- Det lättnedbrytbara organiska avfallet som inte sorteras ut transporteras till förbränning i Uppsala, Sundsvall och Bollnäs där det genererar värme.
- 1 540 ton sorteras ut och hemkomposteras.

I Sala komposteras det lättnedbrytbara organiska avfallet i en membrankompost uppbyggd med betongväggar i moduler. Luftning sker automatiskt med hjälp av ett datorstyrt luftningssystem. Den automatiska luftningen gör att processen går snabbare och är i det närmsta luktfri. Den kompostjord som genereras i Sala säljs och används vid plantering samt park- och trädgårdsanläggning av såväl privatpersoner som företag.

Detta scenario motsvarar dagens behandling av det lättnedbrytbara organiska avfall som sorteras ut eftersom man från och med 2004 skickar det utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet till Sala där det centralkomposteras. Visserligen är det en större mängd avfall som komposteras i Sala i framtidsscenarioet än vad det är i dagsläget. Men i och med att simuleringarna avser år 2010 kommer denna större mängd att sorteras ut och då är det intressant att se hur detta scenario förhåller sig till förbränning eller rötning av avfallet. Det kan även vara av intresse att jämföra komposterandet av fraktionen i Sala med att kompostera fraktionen i en ny anläggning av annan typ i Gävle.

4.4.5 Scenario 4: Kompostering i Gävle (Kp Gävle)

- Den utsorterade lättnedbrytbara organiska fraktionen till centralbehandling komposteras i en tunnelkompost i Gävle, processen genererar planteringsjord.
- Det lättnedbrytbara organiska avfallet som inte sorteras ut transporteras till förbränning i Uppsala, Sundsvall och Bollnäs där det genererar värme.
- 1 540 ton sorteras ut och hemkomposteras.

Kompostjorden som genereras från komposteringen i Gävle antas precis som i Sala säljas och användas av företag och privatpersoner för plantering samt park- och trädgårdsanläggningar.

Detta scenario motsvarar den plan som Gästrikre Återvinnare har för det lättnedbrytbara organiska avfallet efter år 2010 då den utsorterade mängden är tillräckligt stor för att kunna fylla upp den centralkomposteringsanläggning som de planerar att bygga i Gävle. Det kan därför vara av intresse att se om denna plan, som stämmer väl överens med det nationella målet för organiskt avfall⁵⁸, är ett miljömässigt och ekonomiskt bättre alternativ än nuläget.

Det bör påpekas att Gästrikre Återvinnare inte ännu har bestämt sig för vilken typ av komposteringsanläggning de tänker bygga i Gävle, att det i denna studie är en tunnelkompost som modelleras är främst för att visa på den skillnad som finns mellan de olika metoderna membrankompostering och tunnelkompostering vad gäller miljöpåverkan.⁵⁹

⁵⁸ Målet är att minst 35 % av det organiska avfallet från privatpersoner och 100 % av det organiska avfallet från verksamheter skall återvinnas genom biologisk behandling.

⁵⁹ Den intresserade rekommenderas att läsa Anna Carlströms examensarbete, [56], vilket är en miljösystemanalys på olika komposteringsanläggningar med avseende att ge ett beslutsunderlag till Gästrikre Återvinnarens beslut om val av anläggning.

4.4.6 Scenario 5: Rötning utanför Gästrikeregionen (Röt UA)

- Den utsorterade lättnedbrytbara organiska fraktionen till centralbehandling transporteras till Uppsala där den rötas.
- Det lättnedbrytbara organiska avfallet som inte sorteras ut transporteras till förbränning i Uppsala, Sundsvall och Bollnäs.
- 1 540 ton sorteras ut och hemkomposteras.

Rejektet från rötningen skickas till kompostering där det siktas tillsammans med kompostråvaran. Eventuellt rejekt från siktningen skickas till förbränning [47]. Rötningen i Uppsala är termofil och sker tillsammans med industriavfall (bland annat slakteriavfall och gödsel).

Att rötning har tagits med som ett scenario beror främst på att det är en möjlig behandlingsmetod för den lättnedbrytbara organiska fraktionen och om en upphandling skulle ske av behandling av fraktionen skulle rötning i Uppsala kunna vara ett alternativ. Rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall är även intressant eftersom processen genererar biogas som kan användas för att driva bussar och därmed ersätta diesel.

Rötning i Gävle

Ett alternativ till att transportera det lättnedbrytbara organiska avfallet till Uppsala för rötning skulle vara att röta det i Gävle och på så sätt slippa transporten mellan städerna. Dock är det inte bara transporten som skulle påverka den potentiella miljöpåverkan om man rötar i Gävle i stället för i Uppsala, utan det skulle även innebära förändringar i det kompletterande systemet. Den genererade gasen skulle antagligen till en början inte användas till fordonsbränsle eftersom Gävle inte har några biogasdrivna bussar utan troligtvis användas till produktion av el och värme. Dock, om en rötningssystem skulle byggas och generera tillräckligt med biogas skulle dock Swebus Gävle, som står för stadstrafikens bussar i Gävle, vara intresserade av att se över möjligheterna att konvertera sina bussar och börja köra på biogas vilket skulle öka den totala miljönyttan [50].

Rötning i Gävle idag

Gävle rötar i dagsläget avloppsslam från sina tre avloppsreningsverk. Gasen som bildas i processen använder man för produktion av el och värme. All producerad el och värme förbrukar sedan Gävle Vatten själva, dels för uppvärmning av substratet och själva rötningssystemet och dels för uppvärmning av lokaler samt el och värmebehovet till den övriga verksamheten. Tidigare producerades enbart värme vilken levererades till Gävle Energis nät men detta var på grund av dåliga priser inte lönsamt för Gävle Vatten och man investerade därför i kraftvärmepannan. [46]

Den rötrest som bildas i processen körs till tippen i Forsbacka där den blandas med kompost och hästgödsel. Blandningen används sedan som anläggningsjord. Större delen av jorden används för täckning av tippen i Forsbacka men en del av jorden används till parkplantering och liknande. Att rötslammet inte deponeras beror på att det innehåller förhållandevis lite tungmetaller och därför kan användas. Att slammet håller så god kvalitet talar för att en samrötning med organiskt avfall eftersom spridning av rötresten skulle vara möjligt även efter samrötning på grund av de låga tungmetallhalterna.[46]

Potential till samrötning av lättnedbrytbart organiskt avfall med avloppsslam i Gävle

Som rötningssystemet i Gävle ser ut i dag är det inte aktuellt att samröta utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall med avloppsslammet. Detta dels för att kapaciteten inte skulle räcka till men även eftersom dagens rötningssystem inte skulle klara av den tjocklek på fibrerna som det lättnedbrytbara organiska avfallet har. Det avfall som skulle kunna samrötas i dagsläget är endast verksamhets- och industriavfall så som fett från

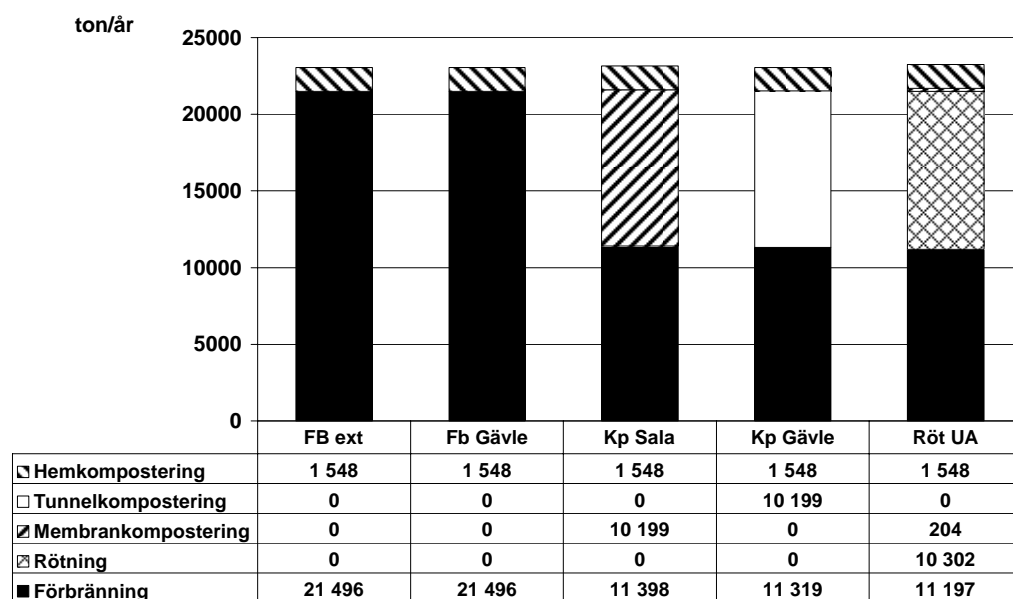
fettavskiljare, majsstärkelse och linrester. Dock skulle man i framtiden kunna röta utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall i Gävle, antingen tillsammans med avloppsslammet för att få tillräckligt stor volym eller separat, om man investerar i en ny rötningsanläggning. Detta är dock en stor investering och inga sådana planer finns i dagsläget. [46]

5 Resultat

I följande kapitel redovisas resultaten från miljösystemanalysen för de olika behandlingsscenarierna. Först redovisas avfallsflödena och förbrukningen av energiråvara. Därefter redovisas resultaten för de olika påverkanskategorierna som inkluderats i studien, flödet av tungmetaller samt mängden deponerat avfall. Slutligen redovisas resultaten normerade och viktade med de olika viktningsskema miljöekonomi ORWARE, EPS, EcoTax'99 och EcoEffect för att underlätta tolkningen.

5.1 Avfallsflöden

I de olika scenarierna behandlas olika mängder avfall med olika behandlingsmetoder, hur fördelningen mellan behandlingsmetoderna i de olika scenarierna visas Figur 5-1 nedan.



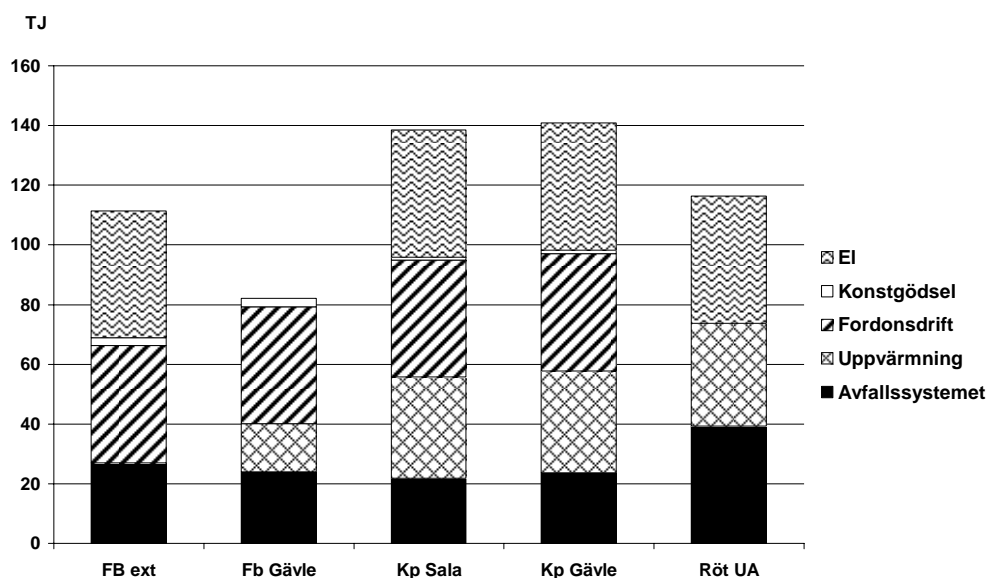
Figur 5-1 Fördelning av flöden till behandlingsmetoder för de olika scenarierna

Som visas i diagrammet ovan kommer alltid en viss mängd av det lättnedbrytbara organiska avfallet att gå till förbränning. Den mängd avfall som förbränns i scenario 3-5 består av det avfall som inte sorterats ut och därmed hamnat i restfraktionen med övrigt avfall till förbränning. Förbränningen i Fb Gävle sker i Gävle medan förbränningen i övriga scenarier sker i den viktade kombinationsspannan (det vill säga i Uppsala, Sundsvall och Bollnäs).

I samtliga scenarier hemkomposteras 1 548 ton avfall vilket motsvarar den förväntade nivån av hemkompostering i Gävle 2010. Den mängd som går till kompostering i scenario Röt UA består av rejekt från siktningen innan röttningsprocessen och som på grund av sin sammansättning är lämpligt för kompostering.

5.2 Förbrukning av energiråvara

Figur 5-2 nedan visar förbrukningen av energiråvara för det totala systemet i de olika scenarierna. Förbrukningen av energiråvara visas i figuren uppdelad på de delar i systemet som står för energiförbrukningen.



Figur 5-2 Energiförbrukning, totala systemet, uppdelat på funktionella enheter

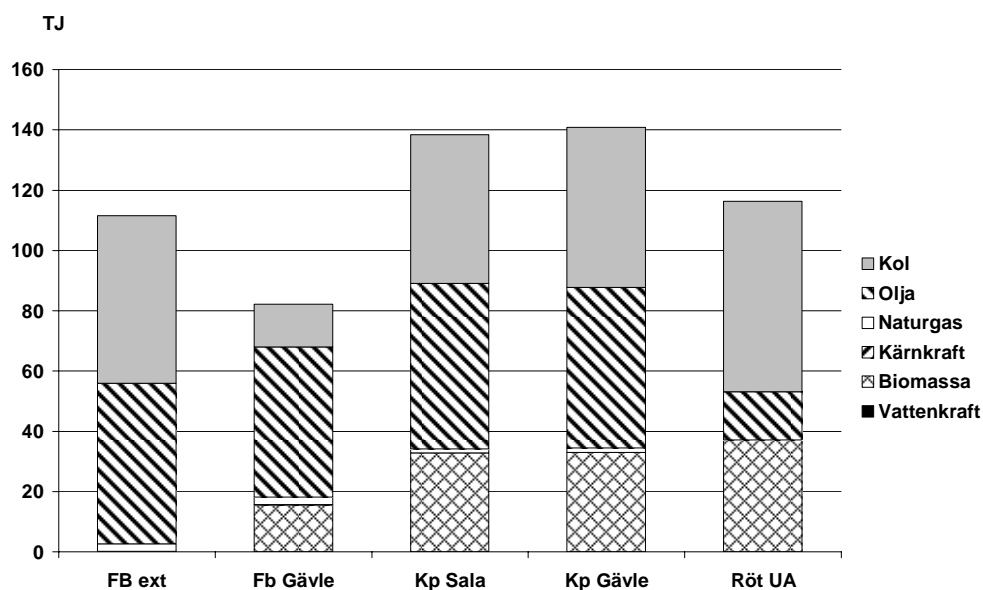
Som visas i figuren ovan står avfallshanteringssystemet för en relativt liten del av den totala förbrukningen av energiråvaror⁶⁰. Det är förbrukningen av energiråvaror i det kompletterande systemet som dominerar. Högst förbrukning av energiråvara i avfallshanteringssystemet har scenario Röt UA där avfallshanteringssystemet står för ungefär en tredjedel av den totala energiförbrukningen, detta eftersom rötning och framställning av biogas är en relativt energikrävande process.

Förbrukningen av energiråvara utgörs främst av behovet av alternativ el- och värmeproduktion samt produktionen av diesel som alternativt drivmedel för bussar. Energiförbrukningen från framställning av konstgödsel är i förhållande till övriga delar i det kompletterande systemet i princip obetydlig.

Scenario Fb Gävle har sett till förbrukning av energiråvara en klar fördel på grund av sin samtida produktion av el och värme.

Förbrukningen av energiråvara för det totala systemet uppdelat på energibärare visas i Figur 5-3.

⁶⁰ Hur fördelningen av energiråvara ser ut mellan processerna inom avfallshanteringssystemet visas i bilaga 4.

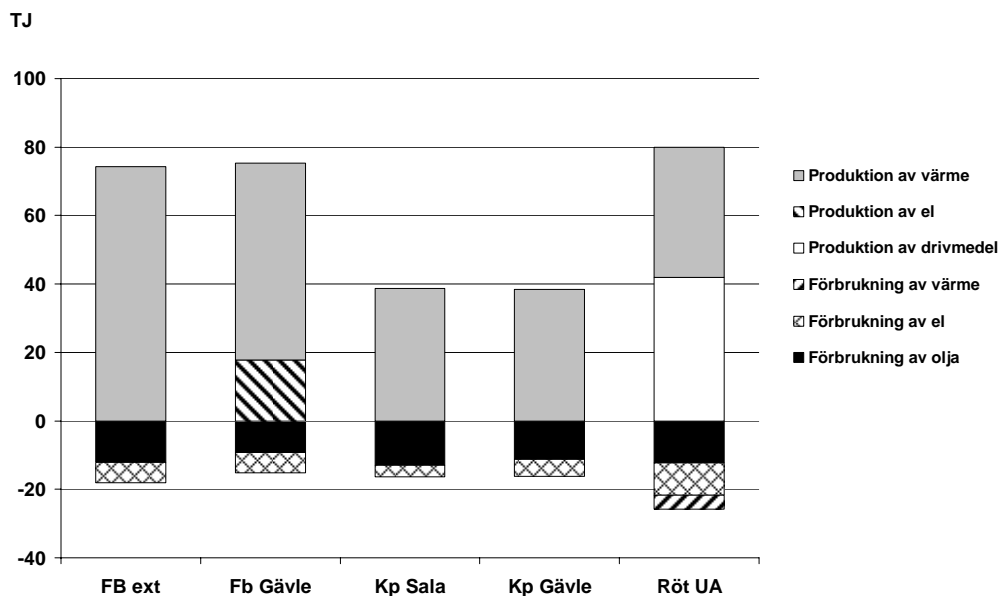


Figur 5-3 Energiförbrukning, totala systemet, uppdelat på energibärare

Ur figuren kan utläsas att förbrukningen av de icke förnyelsebara energislagen olja och kol dominerar. Förbrukningen av kol orsakas främst av framställningen av el som är kolkondensbaserad medan förbrukningen av olja främst utgörs av produktionen av diesel för insamling och transporter i avfallshanteringssystemet samt bussdrift i det kompletterande systemet. Den naturgas som förbrukas åtgår vid produktionen av konstgödsel medan förbrukningen av biobränsle främst orsakas av värmeproduktionen i det kompletterande systemet.

Det kan konstateras att scenario Fb Gävle både har den lägsta förbrukningen av energiråvara totalt och den lägsta förbrukningen av icke förnyelsebar energiråvara.

Att de två komposteringsscenarierna, Kp Sala och Kp Gävle, har den högsta förbrukningen av energiråvara beror främst på att komposteringsprocesserna inte producerar någon energi som tas tillvara, vilket även kan ses i energibalansen för avfallshanteringssystemet i Figur 5-4 nedan. Den värme som komposteringsscenarierna, Kp Sala och Kp Gävle, genererar består av värmeproduktion från det avfall som sorterats fel och förbränts, själva komposteringsprocesserna ger, som tidigare nämnt, inget energitillskott som kan tas tillvara.



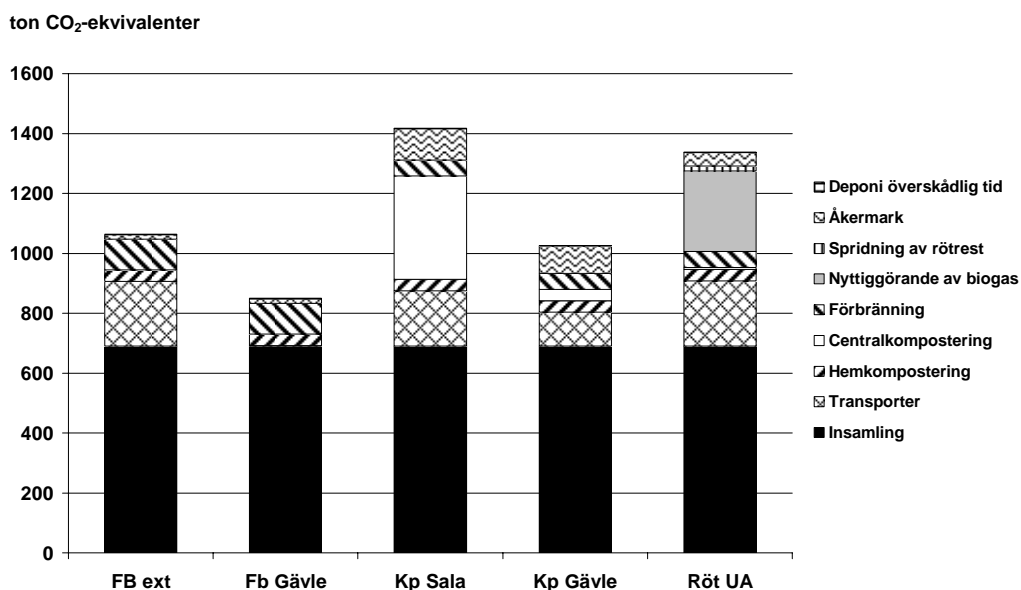
Figur 5-4 Energibalans för avfallshanteringssystemet

Som kan ses i figuren är Röt UA det scenario som förbrukar mest energiråvara medan de andra scenarierna är ganska likvärdiga vad gäller energiråvaruförbrukningen. Av de fem scenarierna är det även Röt UA som producerar mest energiråvara i form av biogas från det avfall som rötas samt värme från det avfall som sorterats fel och därmed förbränns.

Att scenario Fb Gävle förbrukar mindre olja än Fb ext beror på att förbränningsanläggningen ligger närmare avfallskällan och att transportbehovet (och därmed dieselförbrukningen) därför är lägre.

5.3 Klimatpåverkan

Klimatpåverkan, i form av utsläpp av växthusgaser i koldioxidekvivalenter, för de olika scenarierna visas för avfallshanteringssystemet i Figur 5-5 och för det totala systemet i Figur 5-6.



Figur 5-5 Klimatpåverkan från avfallshanteringssystemet uttryckt i koldioxidekvivalenter

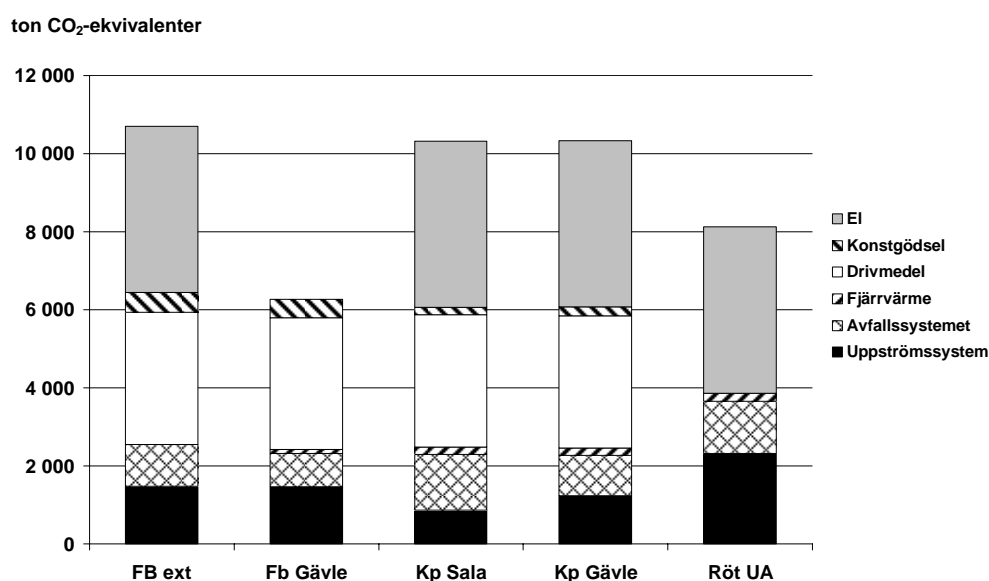
Att klimatpåverkan från avfallshanteringssystemet är mycket större i scenario Fb ext än i scenario Fb Gävle beror på de längre transporter som krävs om avfallet behöver fraktas utanför Gästrikeregionen för förbränning. Att förbränningen i sig ger en så pass låg klimatpåverkan beror på att det är organiskt avfall som bränns, vilket inte ger något nettotillskott av koldioxid.

Den låga klimatpåverkan från centralkomposteringen i scenario Kp Gävle beror på att komposteringsanläggningen i detta scenario är en sluten tunnelkompost och inte har några utsläpp av metan⁶¹.

Att de klimatpåverkande utsläppen från åkermark är större för komposteringsscenarierna, Kp Sala och Kp Gävle, än vad de är för rötningsscenarioet, Röt UA, beror på att rötningen gör kvävet i det lättnedbrytbara avfallet växttillgängligt i högre grad än vad komposteringsprocesserna gör. Eftersom kvävet inte är lika växttillgängligt efter komposteringsprocessen omvandlas det lättare till lustgas (N₂O) och orsakar därmed klimatpåverkan.

De klimatpåverkande utsläpp som kommer från nyttiggörandet av biogas i Röt UA består främst av metanläckage från bussarna.

Något som bör nämnas är att transporter och insamling har fått en större betydelse för klimatpåverkan från avfallshanteringssystemet än vad som visats i tidigare studier⁶². Detta beror på att det enbart är den lättnedbrytbara organiska fraktionen som studeras och inte samtliga genererade avfallsfraktioner.



Figur 5-6 Klimatpåverkan från det totala systemet uttryckt i koldioxidekvivalenter

Sett till systemets totala klimatpåverkan utgör avfallssystemet och det uppströmssystemet en relativt liten del förutom för Fb Gävle och Röt UA. I dessa två scenarier utgör klimatpåverkan från avfallshanteringssystemet och det uppströmssystemet mellan en tredje del och lite mindre än hälften av den totala klimatpåverkan.

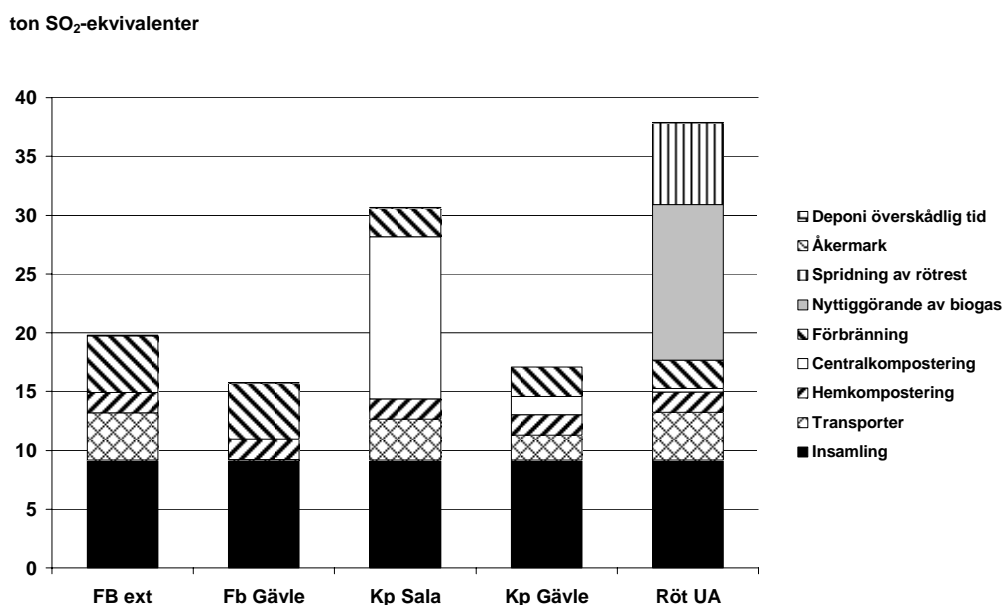
⁶¹ Att det inte uppkommer några metanutsläpp är en uppgift från tillverkaren som grundas på mätresultat [56]. Att absolut inga metanutsläpp förekommer kan dock vara lite optimistiskt, men det är i troligt att utsläppen av metan i verkligheten i alla fall är mycket låga.

⁶² Se till exempel [13].

Totalt sett kommer den största klimatpåverkan från extern framställning och förbrukning av el (i kolkondensverk) och drivmedel (diesel från råolja). Framställning och förbrukning av konstgödsel (med naturgas) samt extern värme (biobränsle) ger i förhållande mycket liten klimatpåverkan.

5.4 Försurning

Den miljöpåverkan i form av försurning som de olika behandlingsscenarierna orsakar visas uttryckt i svaveldioxidekvivalenter för avfallshanteringssystemet i Figur 5-7 och för det totala systemet i Figur 5-8.



Figur 5-7 Utsläpp av försurande ämnen från avfallshanteringssystemet uttryckt i svaveldioxidekvivalenter

Utsläpp från insamlingsfordon och transporter utgör för samtliga scenarier en ganska stor del av den försurning som kan härröras till avfallshanteringssystemet. Dessa utsläpp består nästan helt av NO_x-emissioner från fordonen.

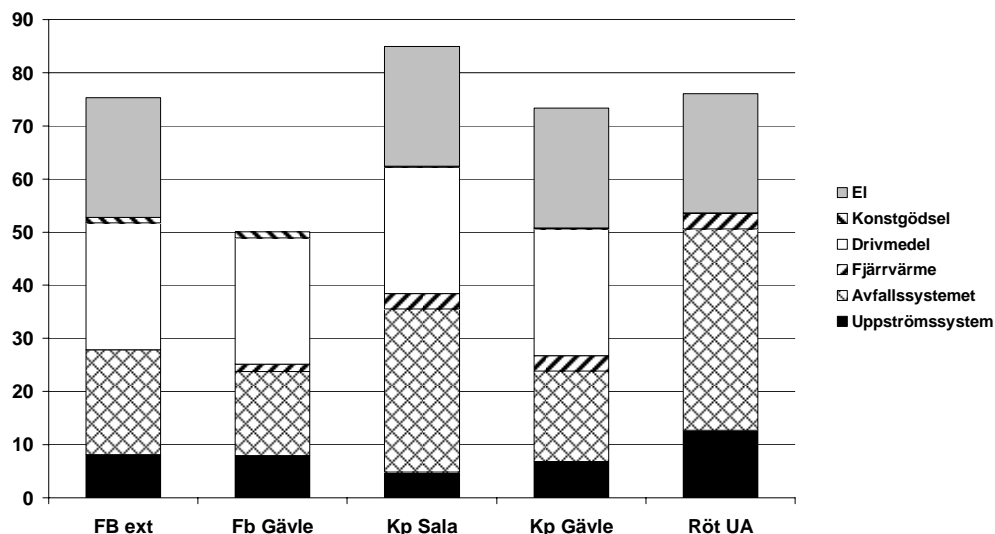
De försurande utsläppen från hemkompostering och centralkompostering består främst av ammoniakutsläpp. Att utsläppen från centralkomposteringen är betydligt mindre för Kp Gävle relativt Kp Sala beror på att tunnelkomposten i Kp Gävle är utrustad med biofilter vilket membrankomposten i Kp Sala saknar.

Utsläppen från nyttiggörande av biogas samt spridning av rötrest består främst av utsläpp av NO_x och SO_x från bussarna samt spridarna.

Sett till de totala försurande utsläppen så utgör emissionerna från det uppströms systemet och avfallshanteringssystemet mellan en tredjedel och två tredjedelar av de totala försurande utsläppen i de olika scenarierna, se Figur 5-8.

Den största försurande påverkan står produktionen och konsumtionen av el och drivmedel i det kompletterande systemet för. Påverkan från extern produktion och konsumtion av värme och konstgödsel är i förhållande mycket liten.

ton SO₂-ekvivalenter



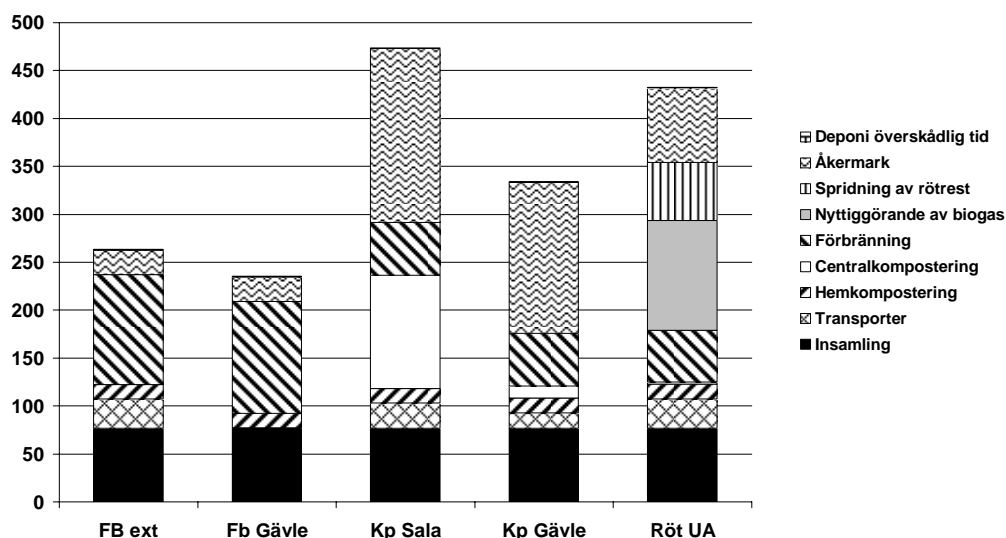
Figur 5-8 Utsläpp av försurande ämnen från det totala systemet uttryckt i svaveldioxidekvivalenter

Det kan konstateras att, med fokus på försurning, är förbränning i kraftvärmeverk att föredra. Påverkan från förbränning med enbart värmeproduktion, tunnelkompostering och rötning med produktion av fordonsgas är ganska likvärdiga medan membrankompostering ger den största påverkan.

5.5 Övergödning

Utsläppen av övergödande ämnen visas, uttryckt i syrgasekvivalenter, för avfallshanteringssystemet i Figur 5-9 och för det totala systemet i Figur 5-10.

ton O₂-ekvivalenter



Figur 5-9 Utsläpp av övergödande ämnen från avfallshanteringssystemet uttryckt i syrgasekvivalenter

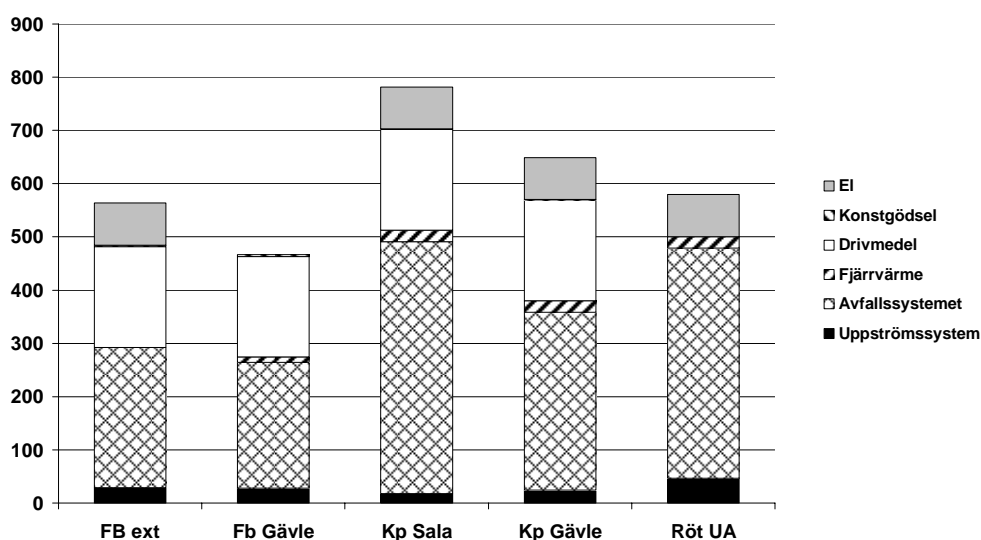
De övergödande utsläppen från förbränningen består främst av utsläpp av NO_x, ammoniak och lustgas.

Utsläppen som bidrar till övergödning från hemkomposteringen är främst utsläpp av ammoniak från komposteringsprocessen samt utsläpp av lustgas som bildats efter spridning av komposten.

Att de övergödande utsläppen är mindre från centralkomposteringen i Kp Gävle än utsläppen från centralkomposteringen i Kp Sala beror på att tunnelkomposten i Kp Gävle är utrustad med rening och biofilter vilket membrankomposten i Sala inte är.

Att påverkan från åkermark är mindre för rötningsscenarioet, Röt UA, än för komposteringsscenarierna, Kp Sala och Kp Gävle, trots att det är i princip samma mängd som sprids i scenarierna beror på att kvävet i rötresten är mer växttillgängligt än kvävet i komposten och därmed mindre benäget att reagera med syret i luften och bilda lustgas.

ton O₂-ekvivalenter



Figur 5-10 Utsläpp av övergödande ämnen från det totala systemet uttryckt i syrgasekvivalenter

För påverkan från det totala systemet utgör det uppströms systemet och avfallshanteringssystemet en relativt stor del, mellan 50 och 80 % av den totala påverkan beroende på scenario.

Från det kompletterande systemet är det främst produktion och konsumtion av drivmedel som bidrar till övergödningen. Påverkan från framställningen av el är inte alltför betydande och påverkan från extern produktion av värme och konstgödsel i princip obefintlig.

Vad gäller övergödning är förbränning, helst med kraftvärmeproduktion, eller rötning med produktion av drivmedel att föredra framför kompostering.

5.6 Tungmetallflöden

Vad gäller tungmetaller är det lika mycket tungmetaller som behandlas för avfallshanteringssystemet i de olika behandlingsscenarierna eftersom tungmetallerna främst följer med avfallet in i systemet genom felaktig eller ofullständig sortering av avfallsproducenterna. Det som är intressant för avfallshanteringssystemet är främst att se vart tungmetallerna tar vägen.

Något som bör nämnas är att inga stora utsläpp av tungmetaller sker från hemkomposteringen, vare sig till mark eller till annat medium. Detta eftersom det avfall

som hemkomposteras antas vara renare⁶³, det vill säga bättre sorterat, än övriga organiska fraktioner och det är således inte särskilt mycket tungmetaller som kommer in i (och därmed ut från) hemkomposteringsprocessen.

Flödet av tungmetaller i det kompletterande systemet varierar mellan scenarierna och beror på vilka nyttigheter, funktionella enheter, som systemet producerar. I följande stycke redovisas flödet av bly, kadmium, kvicksilver, koppar, krom, nickel och zink.⁶⁴

Bly (Pb)

Den mängd bly som finns i avfallet när det kommer in i systemet kommer ut ur systemet som kompost, rötrest eller slagg och aska från förbränning, se Tabell 5-1 nedan. Vad gäller förbränningen hamnar cirka 95 % av blyet i slaggen och 5 % i askorna. Det är därför en stor del av blyet hamnar i väg med slaggen, och inte på deponi med askan.

Tabell 5-1 Blyflöden

Blyflöden [kg]	Scenario:				
	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
<i>Avfallshanteringssystemet</i>					
Källor	44	44	44	44	44
Luft	0	0	0	0	0
Mark	0	0	23	23	22
Vatten	0	0	0	0	0
Kvar i deponi	14	4	6	6	6
I väg	28	38	12	12	12
<i>Kompletterande systemet</i>	<i>14</i>	<i>1</i>	<i>15</i>	<i>15</i>	<i>15</i>

För det kompletterande systemet gäller att den mängd bly som kommer in i systemet kommer från framställning av el i kolkondensverk och allt bly hamnar på deponi som slagg och aska.

5.6.2 Kadmium (Cd)

Den mängd kadmium som kommer in i systemet hamnar i huvudsak på deponi, vid förbränning, eller i mark, vid kompostering och rötning. Viss emission sker även till vatten vilken kan härledas till förbränningen. Att merparten av kadmiumet hamnar på deponi och inte i väg beror på att cirka 84 % av kadmiumet allokeras i askan och därmed hamnar endast cirka 16 % av kadmiumet i slaggen.

Tabell 5-2 Kadmiumflöden

Kadmium [g]	Scenario:				
	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
<i>Avfallshanteringssystemet</i>					
Källor	610	610	610	610	610
Luft	0	0	0	0	0
Mark	11	11	317	317	304
Vatten	5	5	2	2	2
Kvar i deponi	543	520	249	249	243
I väg	67	89	30	30	29
<i>Kompletterande systemet</i>	<i>137</i>	<i>167</i>	<i>235</i>	<i>237</i>	<i>144</i>

⁶³ I modellen motsvaras detta av att 90 % av blyet, 80 % av kadmiumet, 85 % av kvicksilvret, 80 % av kopparen, 30 % av kromet, 60 % av nicklet och 50 % av zinken i avfallsfraktionen till hemkompostering "sorteras bort" innan själva processen.

⁶⁴ Hur utsläppen av tungmetaller till luft mark och vatten värderats i de olika viktningsmetoderna EPS och EcoTax '99 visas i bilaga 1.

Kadmiumet som kommer in i det kompletterande systemet kommer främst från framställning och förbrukning av extern värme och drivmedel.

För det kompletterande systemet gäller att kadmiumet i scenario 1 till största delen släpps ut som emissioner till luft och vatten (44 respektive 38 %), resterande hamnar i deponi, för scenario Fb Gävle är kadmiumemissionerna i det kompletterande systemet jämnt fördelade mellan emissioner till luft, emissioner till vatten samt deponi. För komposteringsscenerierna, scenario Kp Sala och Kp Gävle, gäller att cirka 55 % av kadmiumet hamnar i deponi, resterande kadmiumemissioner fördelas jämt på utsläpp till luft och vatten. I rötningssceneriet, scenario Röt UA, hamnar 92 % av kadmiumet från emissioner i det kompletterande systemet på deponi.

5.6.3 Kvicksilver (Hg)

Kvicksilvret som kommer in i systemet via avfallet hamnar i huvudsak på deponi eller i mark beroende på om avfallet förbränns eller behandlas biologiskt. Enbart små emissioner av kvicksilver sker till luft och inga emissioner sker av kvicksilver till vatten. Att i princip inget kvicksilver hamnar i väg beror på att cirka 99 % av kvicksilvret i det förbrända avfallet hamnar i askorna och endast 1 % hamnar i slaggen som därmed är i det närmaste fri från kvicksilver.

Tabell 5-3 Kvicksilverflöden

Kvicksilver [g]	Scenario:				
	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
<i>Avfallshanteringsystemet</i>					
Källor	133	133	133	133	133
Luft	4	4	2	2	2
Mark	2	2	68	68	65
Vatten	0	0	0	0	0
Kvar i deponi	118	118	54	54	52
I väg	1	1	0	0	0
<i>Kompletterande systemet</i>	74	6	74	74	69

De kvicksilveremissioner som orsakas av det kompletterande systemet kommer främst från framställning av extern el i kolkondensverk. Av kvicksilvret i det kompletterande systemet hamnar cirka 82 % på deponi 16 % till luft i samtliga scenarier förutom scenario Fb Gävle där 100 % av kvicksilvret hamnat i luft via emissioner.

5.6.4 Koppar (Cu)

Av den mängd koppar som kommer i systemet hamnar merparten antingen i väg, i mark eller på deponi. För koppar i förbränningsprocessen gäller att 95 % hamnar i slaggen och cirka 5 % i askorna. Att det ändå är en så stor skillnad mellan mängd koppar på deponi mellan scenario Fb Gävle och övriga scenarier beror på att 100 % av slaggen används för vägkonstruktion i scenario Fb Gävle medan endast 75 % av slaggen nyttiggörs i väg vid förbränning i övriga scenarier.

Tabell 5-4 Kopparflöden

Koppar [kg] Avfallshanteringssystemet	Scenario:				
	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
Källor	151	151	151	151	151
Luft	0	0	0	0	0
Mark	3	3	80	80	77
Vatten	1	1	0	0	0
Kvar i deponi	39	7	17	17	17
I väg	97	131	42	42	41
<i>Kompletterande systemet</i>	<i>16</i>	<i>2</i>	<i>17</i>	<i>17</i>	<i>15</i>

För det kompletterande systemet gäller att utsläppen av koppar främst kommer från framställningen av extern el i kolkondensverk. Marginella utsläpp sker även vid framställning av extern värme. För scenario Fb ext, Kp Sala och Kp Gävle gäller att cirka 90 % av kopparen hamnar på deponi och övriga 10 % släpps ut som emissioner till luft. För scenario Fb Gävle gäller att 100 % är utsläpp till luft och i scenario Röt UA hamnar 100 % av kopparen på deponi.

5.6.5 Krom (Cr)

Kromet som kommer med avfallet in i systemet hamnar antingen i väg eller på deponi (vid förbränning) eller i mark (vid biologisk behandling). För krom vid förbränning gäller att 76 % av kromet vid förbränning hamnar i slaggen som helt eller delvis används vid konstruktion av vägar och cirka 24 % av kromet hamnar därmed i askan som deponeras.

Tabell 5-5 Kromflöden

Krom [kg] Avfallshanteringssystemet	Scenario:				
	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
Källor	44	44	44	44	44
Luft	0	0	0	0	0
Mark	3	3	25	25	24
Vatten	0	0	0	0	0
Kvar i deponi	19	12	9	8	8
I väg	23	30	10	10	10
<i>Kompletterande systemet</i>	<i>11</i>	<i>1</i>	<i>12</i>	<i>12</i>	<i>11</i>

De emissioner av krom som uppstår i det externa systemet orsakas främst av framställningen av extern el i kolkondensverk men vissa emissioner sker även vid framställning av diesel som externt drivmedel.

För scenario Fb ext, Kp Sala och Kp Gävle gäller att cirka 90 % av kromet i det kompletterande systemet hamnar på deponi och cirka 10 % släpps ut till vatten som emissioner. I scenario Fb Gävle är samtliga kromutsläpp emissioner till vatten medan kromet i scenario Röt UA enbart hamnar på deponi.

5.6.6 Nickel (Ni)

Av det nickel som kommer in i systemet hamnar merparten antingen i väg eller i mark, beroende om avfallet förbränns eller behandlas biologiskt. En viss mängd nickel hamnar även på deponi. För nickel i förbränningsprocessen gäller att 92 % allokeras i slaggen och endast cirka 8 % hamnar i askorna, därav skillnaderna i mängd mellan nickel i deponi och väg.

Tabell 5-6 Nickelflöden

Nickel [kg]	Scenario:				
	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
<i>Avfallshanteringsystemet</i>					
Källor	31	31	31	31	31
Luft	0	0	0	0	0
Mark	1	1	17	17	16
Vatten	0	0	0	0	0
Kvar i deponi	9	3	4	4	4
I väg	19	26	8	8	8
<i>Kompletterande systemet</i>	22	10	14	14	12

För det kompletterande systemet gäller utsläppen av nickel orsakas av framställning av konstgödsel, extern el samt till viss del framställning av diesel. För scenario Fb ext gäller att 50 % av nickelemissionerna orsakade av det externa systemet sker till luft och 50 % hamnar på deponi. I scenario Fb Gävle är samtliga nickelutsläpp emissioner till luft, i scenario Kp Sala och Kp Gävle är cirka 13 % emissioner till luft och resterande mängd hamnar på deponi medan 100 % av nicklet från det kompletterande systemet hamnar på deponi i scenario Röt UA.

5.6.7 Zink (Zn)

Zinken i avfallshanteringsystemet allokeras främst på deponi, i väg eller i mark beroende på behandlingsmetod i scenariot, endast obetydliga utsläpp sker till vatten. Vid förbränning hamnar 49 % av zinken i slaggen och cirka 51 % i askorna. Detta medför att merparten av zinken från förbränningen hamnar på deponi även om en hel del även hamnar i vägkonstruktioner.

Tabell 5-7 Zinkflöden

Zink [kg]	Scenario:				
	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
<i>Avfallshanteringsystemet</i>					
Källor	372	372	372	372	372
Luft	0	0	0	0	0
Mark	16	16	203	203	196
Vatten	1	0	1	1	1
Kvar i deponi	219	178	99	99	96
I väg	125	166	56	56	54
<i>Kompletterande systemet</i>	19	8	33	33	31

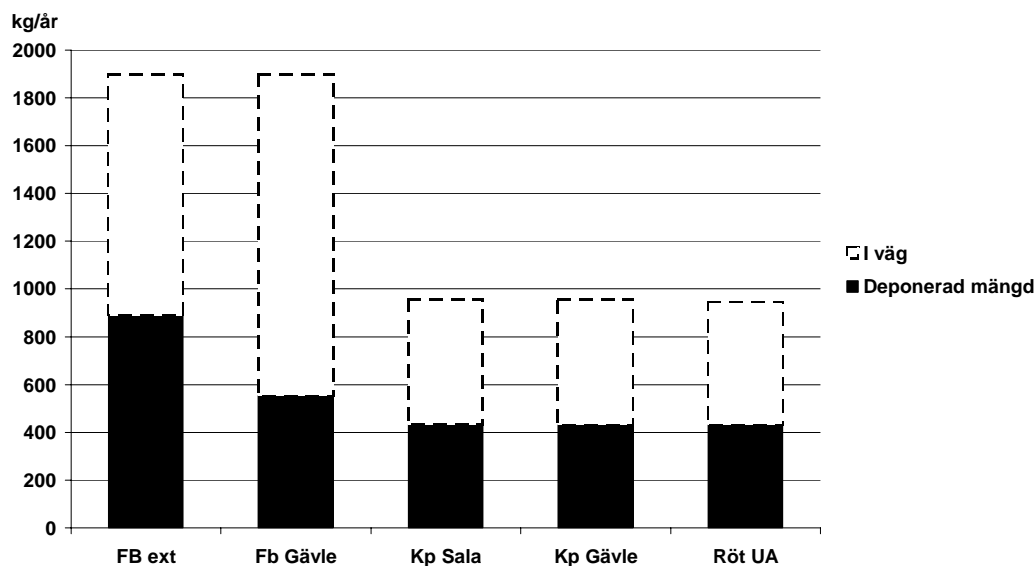
De emissioner av zink som kommer från det kompletterande systemet kan främst härledas till produktionen av extern el men viss mängd kommer även från produktion av extern värme. För samtliga scenarier gäller att merparten av zinken från det kompletterande systemet hamnar på deponi.

5.7 Mängd deponerat

Den mängd avfall som deponeras består av askor och viss mängd slagg från förbränningen. I de scenarier där stor mängd avfall förbränns deponeras därför större mängder än i de scenarier där hälften av avfallet behandlas biologiskt (vilket inte ger något bidrag till den deponerade mängden), detta visas i Figur 5-1 nedan.

I figuren kan även utläsas mängden slagg som inte deponerats utan används som fyllnadsmaterial vid vägkonstruktion (och därmed återvunnits). Att även de mängder som används som konstruktionsmaterial redovisas i diagrammet beror på att de konstruktionsarbeten där slagg från avfallsförbränning används i princip uteslutande är

arbeten på deponier och det kan därför diskuteras om slaggen verkligen skall ses som återvunnen eller om den skall ses som deponerad (den ligger ju ändå på deponi).



Figur 5-11 Mängd deponerat och i vägkonstruktion

Att det är en viss skillnad i mängd deponerat mellan de båda förbränningsscenarierna, scenario FB ext och Fb Gävle, beror på att 100 % av slaggen antas återvinnas i scenario Fb Gävle medan endast slaggen från förbränningen i Uppsala (cirka 75 % av den totala mängden) återvinns i scenario 1⁶⁵.

5.8 Sammanvägda resultat

För att på ett översiktligt sätt kunna studera resultaten har vissa sammanvägningar gjorts.

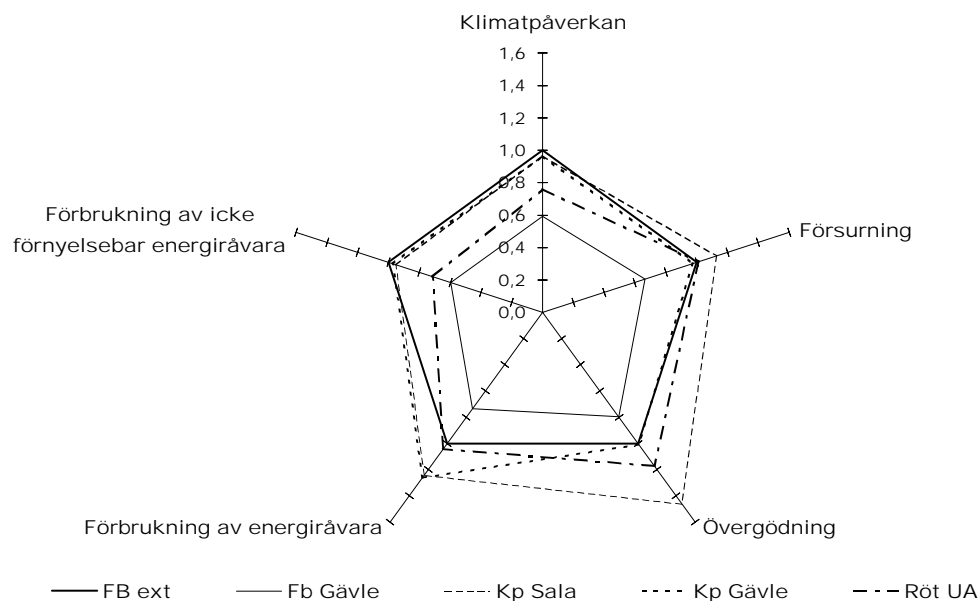
I stycke 5.8.1 har resultaten från påverkanskategorierna klimatpåverkan, försurning, övergödning, förbrukning av energiråvara och förbrukning av icke förnyelsebar energiråvara normerats för respektive kategori vilket visas i ett polärtdiagram.

En viktning har även gjorts med fyra olika viktningmetoder, se stycke 5.8.2 - 5.8.5. Med hjälp av viktningen får en total miljöpåverkan från de olika scenarierna och de blir då enklare att jämföra med varandra.

5.8.1 Normerade resultat

I Figur 5-12 nedan visas resultaten från de olika miljöpåverkanskategorierna klimatpåverkan, försurning och övergödning samman med förbrukningen av energiråvara och förbrukningen av icke förnyelsebar energiråvara normerat för samtliga scenarier.

⁶⁵ Detta antagande grundas på avsaknaden av uppgifter om att förbränningsanläggningarna i Sundsvall och Bollnäs återvinner slaggen från sin avfallsförbränning.



Figur 5-12 Normerade resultat

Normeringen har skett med avseende på scenario Fb ext⁶⁶ eftersom detta scenario använts som referens på grund av sin avbildning av nuläget och de andra scenariernas påverkan är därmed uttryckta i relation till scenario Fb ext:s påverkan.

Som kan ses i diagrammet är det enda scenario som är bättre än referensen för samtliga studerade kategorier scenario Fb Gävle som har en påverkan som endast är mellan 60 och 80 % av referensens påverkan för de olika påverkanskategorierna.

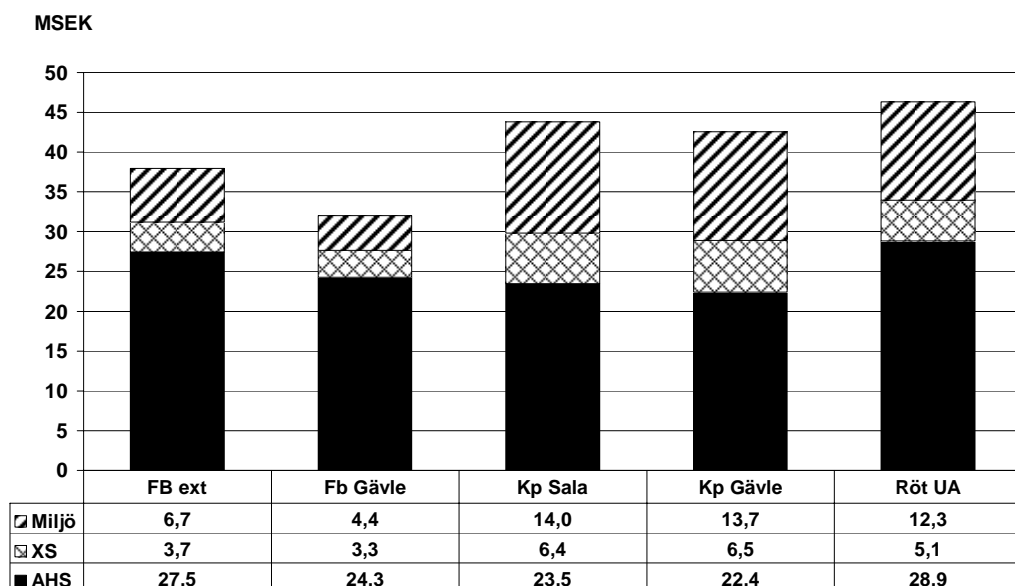
Vad gäller klimatpåverkan och förbrukning av icke förnyelsebar energiråvara så är samtliga framtidsscenarier (Fb Gävle, Kp Sala, Kp Gävle och Röt UA) bättre än referensscenariot (Fb ext). För försurning gäller att Fb Gävle är klart bättre och Kp Sala klart sämre än referensen medan Kp Gävle och Röt UA är ganska likvärdiga referensen. Påverkan på övergödningen är störst från Kp Sala och Röt UA vilka båda ligger över referensen i påverkan medan Kp Sala är i princip likvärdig och Fb Gävle klart under referensen. Förbrukningen av energiråvara är störst för komposteringsscenarierna, Kp Sala och Kp Gävle, vilka båda ligger klart över referensen medan Fb Gävle ligger klart under referensen, Röt UA kan anses likvärdig referensen.

5.8.2 Miljöekonomi ORWARE

Det viktade resultatet (den totala "miljökostnaden") med miljöekonomi ORWARE är uppdelade på kostnader för avfallshanteringssystemet⁶⁷ (AHS), det kompletterande systemet (XS) och kostnader för miljöpåverkan i form av emissioner (Miljö) och visas i Figur 5-13.

⁶⁶ Vilket innebär att scenario 1 har värde 1 på samtliga axlar i diagrammet.

⁶⁷ Avfallshanteringssystemet inkluderar det uppströms systemet (gäller samtliga viktningmetoder).

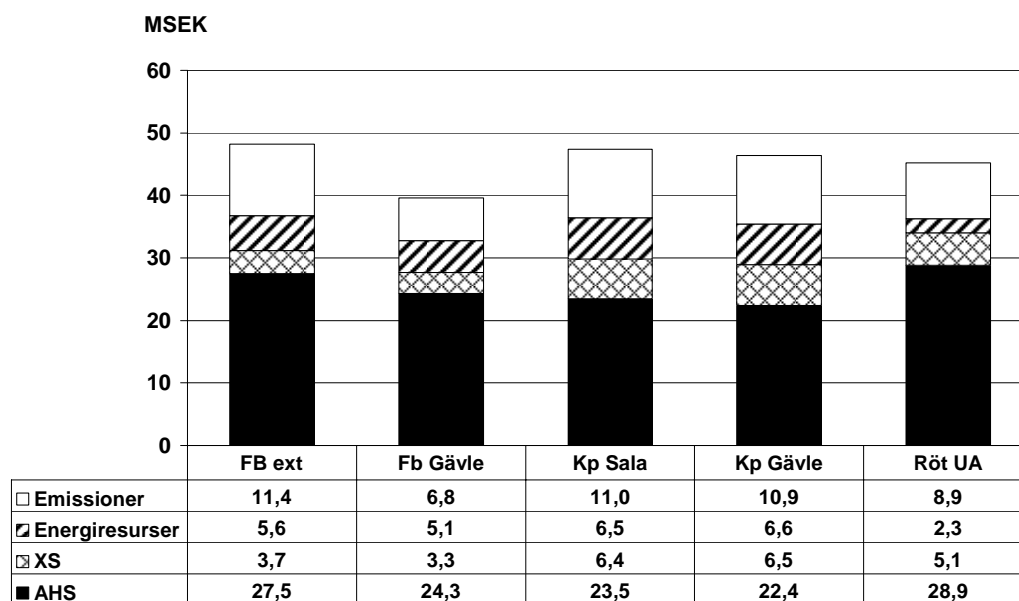


Figur 5-13 Miljöekonomi enligt ORWARE-viktningen för det totala systemet

Som kan utläsas i figuren ovan har komposteringsscenarierna, Kp Sala och Kp Gävle, de lägsta kostnaderna om man ser till själva avfallshanteringsystemet men de största kostnaderna för det kompletterande systemet och även de största kostnaderna för utsläpp av emissioner. Sett totalt har rötning tätt följt av kompostering som behandlingsmetod den största miljökostnaden och därmed även den största negativa påverkan enligt miljöekonomi ORWARE. Förbränning, och då särskilt förbränning med kraftvärmeutvinning, är den behandlingsmetod som ger lägst miljökostnad (och därmed påverkan).

5.8.3 EPS

I EPS delas den totala kostnaden (det viktade resultatet) upp på kostnader för avfallshanteringsystemet (AHS), det kompletterande systemet (XS), kostnader för förbrukning av energiresurser samt kostnader för emissioner, se Figur 5-14 nedan.



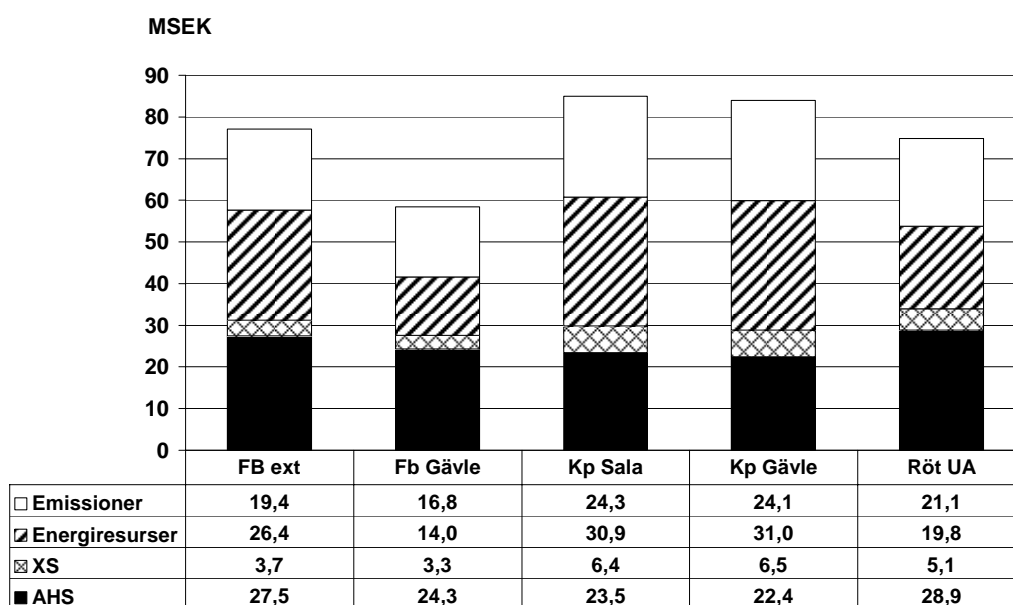
Figur 5-14 Viktade resultat med EPS

Som visas ovan är scenario Fb Gävle det alternativ som ger den lägsta kostnaden även viktat med EPS, scenariot har de lägsta kostnaderna för emissioner, förbrukning av energiresurser samt det kompletterande systemet och endast marginellt högre kostnader än komposteringsscenarierna för avfallshanteringssystemet.

Övriga scenarier blir, viktade med EPS, ganska likvärdiga, rötning samt kompostering i Gävle är endast marginellt bättre ("billigare") än kompostering i Sala och förbränning externt. Att Fb Gävle har en lägre påverkan än Fb ext beror främst på att förbränningen i Gävle genererar både el och värme till skillnad från den externa förbränningen som enbart genererar värme och därmed kompletteras med kolkondensproducerad el vilken har ganska stora emissioner av både tungmetaller och koldioxid.

5.8.4 EcoTax'99

Det viktade resultatet med EcoTax'99 består av kostnader beräknade för avfallshanteringssystemet (AHS), det kompletterande systemet (XS), kostnader för förbrukning av energiresurser samt kostnader för emissioner vilket visas i Figur 5-15 nedan.



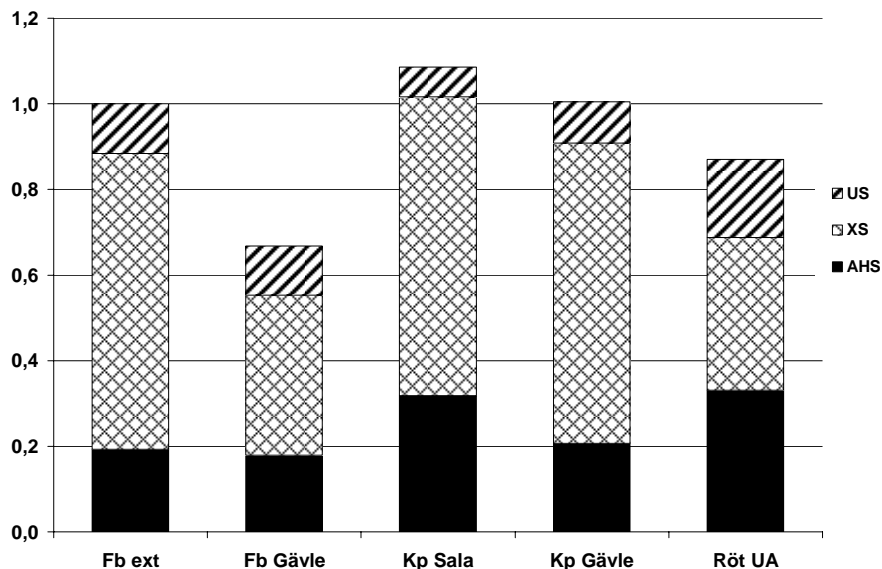
Figur 5-15 Viktade resultat med EcoTax'99

Som kan utläsas ur figuren är Fb Gävle det behandlingsscenario som har lägst påverkan, hela 30 % lägre än komposteringsscenarierna, Kp Sala och Kp Gävle, som är de scenarier har den högsta påverkan. Detta beror främst på att komposteringen inte genererar någon energiråvara på det sätt förbränning och rötning gör och därför i större grad förbrukar externa energiråvaror vilket tydligt kan utläsas ur figuren.

Förbränning med enbart värmeutvinning, Fb ext, och rötning, Röt UA, är ganska likvärdiga, rötningen endast något bättre.

5.8.5 EcoEffect

Det viktade resultatet med EcoEffect visas uppdelat på delsystem i Figur 5-16 och uppdelat på påverkanskategorier i Figur 5-17 nedan. Resultaten är dimensionslösa och normerade med avseende på scenario Fb ext som satts som referens då det illustrerar nuläget.

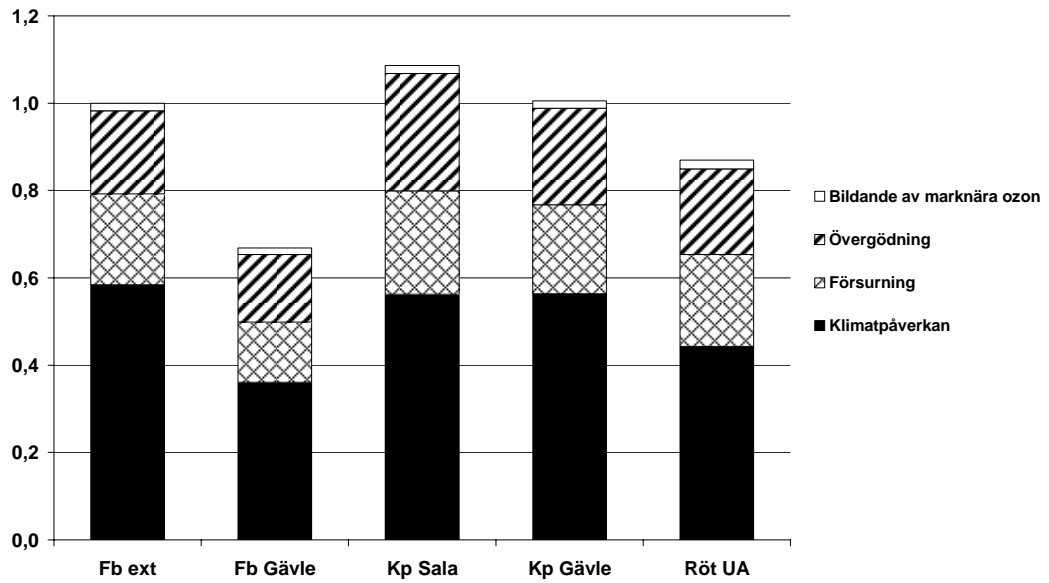


Figur 5-16 Viktade resultat med EcoEffect uppdelat på delsystem

Som kan ses i Figur 5-16 ovan kommer den största miljöpåverkan från det kompletterande systemet och avfallshanteringssystemet har en större påverkan än det uppströms systemet för samtliga scenarier. Att det kompletterande systemet utgör en så betydande del beror mycket på att elen i systemet framställs i kolkondensverk och det alternativa drivmedlet är diesel (vilken framställs ur olja) och att Fb ext, Kp Sala och Kp Gävle har den största påverkan från sina kompletterande system beror på att de i systemen producerar varken el eller drivmedel och därmed måste komplettera med extern el och externt drivmedel.

Fb Gävle och Röt UA är de två scenarier som har en låg påverkan, 35 respektive 15 % lägre, sett relativt referensscenariot. Scenariot Kp Gävle är likvärdigt referensen medan Kp Sala (där komposten saknar avancerad rening) har en påverkan som är cirka 10 % högre än referensscenariot.

Sett till olika påverkanskategorier är det klimatpåverkan som är den mest betydande påverkan i de olika scenarierna, se Figur 5-17 nedan, vilket gynnar scenario Fb Gävle eftersom elen i det scenariot inte produceras i koldioxidintensiva kolkondensverk utan i ett avfallseldat kraftvärmeverk (och avfallet i denna studie är enbart organiskt vilket inte leder till några nettoutsläpp av koldioxid).



Figur 5-17 Viktade resultat med EcoEffect uppdelat på påverkanskategorier

Påverkan från övergödning och försurning är ungefär jämnstora relativt varandra och biologisk behandling (Kp Sala, Kp Gävle, Röt UA) har en högre påverkan i form av övergödning och försurning än förbränning (Fb ext, Fb Gävle). Påverkan från bildandet av marknära ozon är i princip försumbar i relation till övriga påverkanskategorier.

6 Känslighetsanalys

I följande kapitel har en känslighetsanalys utförts för att kontrollera robustheten i resultaten. Först har en känslighetsanalys utförts med avseende på källa för elproduktion i det kompletterande systemet i vilken svensk och europeisk elmix har analyserats som alternativ till kolkondens. Sedan har en känslighetsanalys med avseende på energiråvara för fjärrvärmeproduktion i det kompletterande systemet utförts och då har naturgas analyserats som alternativ till biobränsle.

6.1 Val av marginalet i det kompletterande systemet

För att studera resultatens robusthet med avseende på källa för energiråvara i det kompletterande systemet har en känslighetsanalys gjorts. Analysen jämför de framtagna resultatet för scenarierna, se kapitel 5, med resultat genererade om elproduktionen på marginalen i det kompletterande systemet istället för kolkondenskraft antas vara svensk eller europeisk elmix. Detta är även vad som kan tänkas vara marginalet sett ur ett mycket långt perspektiv då kolkondensen fasats ut till förmån för billigare energiproduktion och känslighetsanalysen på marginalet är därför av intresse.

Hur fördelningen av energikällor varierar mellan de olika alternativen för extern elproduktion visas i Tabell 6-1 nedan.

Tabell 6-1 Fördelning av källor beroende på metod för elframställning

Fördelning av källor beroende på metod för elframställning [%]			
Källor	Kolkondens	Svensk elmix	Europeisk elmix
Biobränsle	0	6,2	0,7
Vattenkraft	0	45,6	17,5
Vindkraft	0	0,4	0,5
Kärnkraft	0	41,9	29,9
Naturgas	0	1,1	15,4
Olja	0	1,2	6,3
Kol	100	3,3	28,9
Övrigt	0	0,3	0,9

Som kan utläsas består energiråvaran vid elproduktion med kolkondens helt av kol vilket är ett fossilt bränsle som ger ett stort nettotillskott av koldioxid vid förbränning och dessutom är en ändlig resurs. Detta gynnar scenario Fb Gävle som produceras avfallsbaserad el som därför bland annat inte ger ett lika stort nettotillskott av koldioxid. I känslighetsanalysen är består energiråvaran i det kompletterande systemet till större grad av förnyelsebara energikällor så som vattenkraft och biobränsle. Den svenska elmixen består, som visat i Tabell 6-1, främst av vattenkraft och kärnkraft medan den europeiska elmixen har en bredare fördelning över kärnkraft, kol, vattenkraft och naturgas.

Hur resultaten påverkas om marginalet byts ut från kolkondens till svensk elmix redovisas i Tabell 6-2.

Tabell 6-2 Skillnad i miljöpåverkanskategorier för resp. scenario med Svensk elmix relativt kolkondens

Rangordning med svensk elmix (med kolkondens)					
<i>Miljöpåverkanskategorier</i>	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
Förbrukning av icke förnyelsebar energiråvara	5 (5)	2 (1)	3 (3)	4 (4)	1 (2)
Klimatpåverkan	4 (5)	2 (1)	5 (3)	3 (4)	1 (4)
Försurning	4 (3)	1 (1)	5 (5)	3 (2)	2 (4)
Övergödning	2 (2)	1 (1)	5 (5)	3 (3)	4 (4)
<i>Viktade resultat</i>					
Miljöekonomi ORWARE	2 (2)	1 (1)	4 (4)	3 (3)	5 (5)
EPS	5 (5)	2 (1)	4 (4)	3 (3)	1 (2)
EcoTax'99	3 (3)	1 (1)	5 (5)	4 (4)	2 (2)
EcoEffect	3 (3)	2 (1)	5 (5)	4 (4)	1 (2)

Som kan utläsas i tabellen blir den största skillnaden i rangordning mellan de olika behandlingsalternativen, vid antagandet om svensk elmix som marginal el, att rötning framstår som ett bättre alternativ än vid kolkondens på marginalen. Även om förbränning med kraftvärme, Fb Gävle, försämras relativt rötningen, Röt UA, är det ändå fortfarande det alternativ som är att föredra sett utifrån de flesta miljöpåverkanskategorier och viktningametoder. Rötning är att föredra i de flesta fall framför både kompostering, Kp Sala och Kp Gävle, och förbränning med enbart värmeutvinning, Fb ext.

Hur resultaten påverkas om marginaleden byts ut från kolkondens till europeisk elmix redovisas i Tabell 6-3.

Tabell 6-3 Skillnad i miljöpåverkanskategorier för resp. scenario med Europeisk elmix relativt kolkondens

Scenario:					
<i>Miljöpåverkanskategori</i>	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
Förbrukning av icke förnyelsebar energiråvara	5 (5)	1 (1)	3 (3)	4 (4)	2 (2)
Klimatpåverkan	4/5 (5)	2 (1)	4/5 (3)	3 (4)	1 (4)
Försurning	4 (3)	1 (1)	5 (5)	3 (2)	2 (4)
Övergödning	2 (2)	1 (1)	5 (5)	3 (3)	4 (4)
<i>Viktade resultat</i>					
Miljöekonomi ORWARE	2 (2)	1 (1)	4 (4)	3 (3)	5 (5)
EPS	5 (5)	1 (1)	4 (4)	3 (3)	2 (2)
EcoTax'99	3 (3)	1 (1)	5 (5)	4 (4)	2 (2)
EcoEffect	3 (3)	2 (1)	5 (5)	4 (4)	1 (2)

Som visas i tabellen har europeisk elmix på marginalen, precis som för svensk elmix på marginalen, ingen större påverkan på resultatet för sett utifrån de flesta miljöpåverkanskategorier och viktningametoder.

För komposteringsscenarierna, Kp Sala och Kp Gävle, och förbränning med enbart värmeutvinning påverkas inte rangordningen nämnvärt. Rötning, Röt UA, blir ett bättre alternativ främst med avseende på klimatpåverkan relativt förbränning med kraftvärmeutvinning, Fb Gävle, men sett totalt (viktat) är förbränning med kraftvärmeutvinning helt klart att föredra både då det är kolkondens och europeisk elmix på marginalen.

6.2 Val av energiråvara för fjärrvärmeproduktion i det kompletterande systemet

Som alternativ till bibränsle som energiråvara för den externa fjärrvärmeproduktionen har naturgas simulerats. Naturgas är intressant som alternativ dels på grund av att det är ett mycket rent bränsle och dels eftersom det pågår diskussioner om en naturgasledning genom Sverige. En sådan skulle mycket väl kunna gå genom Gästrikeregionen och då skulle naturgas som energiråvara vara aktuellt som bas i fjärrvärmeproduktionen. Dessutom märks ett ökat intresse för naturgas bland annat i och med den naturgaskombianläggning⁶⁸ som nyligen byggts i Göteborg och även i Norge byggs nya naturgaskombianläggningar [62].

Hur resultaten påverkas om energiråvaran för den externa värmeproduktionen byts ut från bibränsle till naturgas visas i Tabell 6-4.

Tabell 6-4 Skillnad i miljöpåverkanskategorier för resp. scenario med fjärrvärme framställd från naturgas relativt bibränsle

Miljöpåverkanskategori	Scenario:				
	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
Förbrukning av icke förnyelsebar energiråvara	4 (5)	2 (1)	5 (3)	3 (4)	1 (2)
Klimatpåverkan	4 (5)	2 (1)	5 (3)	3 (4)	1 (4)
Förurning	4 (3)	1 (1)	5 (5)	3 (2)	2 (4)
Övergödning	2 (2)	1 (1)	5 (5)	3 (3)	4 (4)
<i>Viktade resultat</i>					
Miljöekonomi ORWARE	2 (2)	1 (1)	4 (4)	3 (3)	5 (5)
EPS	5 (5)	1 (1)	4 (4)	3 (3)	2 (2)
EcoTax'99	3 (3)	1 (1)	5 (5)	4 (4)	2 (2)
EcoEffect	3 (3)	2 (1)	5 (5)	4 (4)	1 (2)

Som kan utläsas ur tabellen gynnas rötning, Röt UA, sett till tre utav fyra miljöpåverkanskategorier medan förbränning med enbart värmeutvinning, Fb ext, och kompostering i tunnelkompost, Kp Gävle, gynnas om enbart förbrukning av icke förnyelsebar energiråvara och klimatpåverkan betraktas. Förbränning med kraftvärmeproduktion, Fb Gävle, och kompostering i membrankompost blir något sämre än tidigare relativt övriga scenarier med avseende förbrukning av icke förnyelsebar energiråvara och klimatpåverkan.

Dock bör påpekas att sett till de sammanvägda resultaten är det endast med EcoEffect som någon skillnad i rangordning mellan scenarierna görs, rötning, Röt UA, blir då att föredra framför förbränning med kraftvärmeproduktion, Fb Gävle. I övrigt står sig rangordningen oavsett om bibränsle eller naturgas antas vara energiråvaran för fjärrvärmeproduktionen.

⁶⁸ En naturgaskombianläggning är en naturgasdriven anläggning som kombinerar gasturbiner och ångturbiner för att producera kraftvärme.

7 Osäkerhetsanalys

I följande kapitel redovisas metodkritik gällande viktning av resultat samt de viktningmetoder som använts. Därefter redovisas övriga felkällor och osäkerheter som identifierats i studien och som kan ha haft påverkan på resultatet.

7.1 Metodkritik gällande viktning

Generellt kan sägas att de flesta viktningmetoder har någon nackdel, oftast kopplade till hur värderingen av miljöpåverkan görs. Till exempel kan det ifrågasättas hur pass representativ den beräknade betalningsviljan är för olika människor i EPS-systemet. Beroende på levnadsförhållanden och materiell standard bör människors betalningsvilja rimligtvis variera. Även grad av medvetande och hur mycket information som media har ägnat miljöpåverkanskategorin påverkar rimligtvis betalningsviljan och det blir därför svårt att säga hur korrekt uppskattningen av betalningsviljan är relativt den verkliga negativa påverkan på miljön.

På samma sätt kan överensstämmelsen mellan den verkliga miljöpåverkan och den uppskattade kostnaden enligt EcoTax'99 ifrågasättas. Detta då de miljöskatter och avgifter som satts inte alltid helt avspeglar den effekt emissionerna har på natur och människa utan mer är anpassade till det övriga skattesystemet och viss politisk ”kohandel” med skatter och skattelättnader för att skapa större överenskommelser.

Vad gäller viktningen med miljöekonomiska kostnader i ORWARE är det svårt att de hur vikterna har satts och underlaget för viktningen är relativt gammalt och skulle därmed kunna behöva uppdateras. EcoEffects största nackdel är svårigheterna att korrekt uppskatta skadevärdena, det kan vara svårt att få tag på korrekta data om hur många som drabbas och hur allvarligt.

Alla viktningmetoder som behandlar miljöproblem som sträcker sig långt fram i tiden innefattar även en genuin osäkerhet eftersom ingen kan veta hur framtiden kommer att se ut. Av det skälet är det särskilt viktigt att det lätt går att utläsa vilka antaganden som en viktningmetod inrymmer.

För att praktiskt kunna utnyttja miljöbedömningsresultat krävs i regel viktning/aggregering eftersom beslutsfattarna inte kan förväntas sätta sig in i de ofta komplicerade beräkningar och bedömningar som ligger bakom resultatet. Viktningen fyller sitt syfte så länge som den som tolkar resultatet har förståelse för principerna bakom den metod som ligger till grund för viktningen och har tillgång till de oviktade resultaten vid behov av en djupare granskning. I den här studien har viktning gjorts med fyra olika metoder för att på så sätt försöka eliminera lite av de osäkerheter som viktningen innebär i och med att de fyra olika metodernas resultat kan jämföras med och styrka varandra.

7.2 Övriga felkällor och osäkerheter

Följande felkällor och osäkerheter har identifierats:

- Vissa av de använda delmodellerna har indata som inte uppdaterats under de senaste åren. Detta anses inte vara en särskilt stor felkälla då de viktigaste indata blivit uppdaterade men kan ändå ha en viss påverkan främst på de ekonomiska beräkningarna.
- Under slutskedet av arbetet upptäcktes att det finns en nyare viktning gjord vad gäller övergödning vilken inkluderar beräkningar av hur mycket syre som går åt

när ammonium nitrifieras. Denna nya viktning upptäcktes för sent och kunde därför inte tas med i rapporten. Viktning skulle ge en större övergödande påverkan för behandlingsmetoderna kompostering och rötning (eftersom ammoniakutsläppen skulle ge en större påverkan).

- För den avfallsförbränningspanna som simuleras i scenario 2, förbränning i Gävle, har uppsatta gränsvärden använts för de utsläpp som pannan genererar. Studeras verkliga anläggningar kan det konstateras att det stora flertalet avfallsförbränningsanläggningar har utsläpp som ligger mycket under gränsvärdena och det är därför troligt att förbränningsanläggningen i Gävle även denna om/när den tas i drift kommer att ha lägre utsläpp än de modellerade (och därmed en lägre miljöpåverkan). Där gränsvärden har skiljt sig mycket från de verkliga värdena för övriga förbränningsanläggningar har dock inte gränsvärde används utan värdet från kombinationsanläggningen så denna felkälla bör inte ha någon större påverkan på resultatet även om en något mindre miljöpåverkan än den modellerade från avfallsförbränningsanläggningen i Gävle är trolig när pannan tas i drift.

8 Investeringsbedömning

Som komplettering till miljösystemanalysen har även en rent företagsekonomisk investeringsbedömning gjorts vilken redovisas i följande kapitel. I investeringsbedömningen jämförs investeringen i en avfallsförbränningsanläggning med investeringen i en membrankomposteringsanläggning och en tunnelkomposteringsanläggning. Först redogörs för de förutsättningar som använts i analysen och sedan görs två investeringsbedömningar, en med återbetalningstiden för investeringarna och en som jämför investeringarnas annuiteter.

8.1 Förutsättningar för investeringsbedömningen

Det avfall som skall behandlas och som beaktas i beräkningarna är den utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallsfraktionen på 10 310 ton per år. Mängden som komposteras blir dock lite lägre, 10 199 ton/år eftersom lite av avfallet sorteras och siktas bort innan själva processen. Specifika förutsättningar för de olika investeringarna redovisas i följande kapitel.

Att bara enbart investeringen i en avfallsförbränningsanläggning eller en komposteringsanläggning studeras och inte en potentiell investering i en rötningsanläggning beror på att det inte finns några som helst planer på att investera i en rötningsanläggning i gästrikeregionen medan det däremot finns planer på både en avfallsförbränningsanläggning och en storskalig komposteringsanläggning.

För samtliga anläggningar används en kalkylränta på 5 %.

8.1.1 Förbränning

Följande gäller för investeringsbedömningen för behandling av avfall genom förbränning.

Grundinvestering

En avfallsförbränningsanläggning av den typen som skulle vara aktuell i Gävle innebär en grundinvestering på cirka 550 miljoner kronor [53]. Anläggningen har då en förbränningskapacitet på 80 000-100 000 ton bränsle per år (i beräkningarna har medianen 90 000 ton/år används).

Den lilla fraktion som det utsorterade⁶⁹ lättnedbrytbara organiska avfallet utgör, relativt den totala mängden bränsle, kan dock inte förväntas bära hela denna investeringskostnad utan endast en del proportionerligt till mängden. Grundinvesteringen i denna kalkyl har därför satts till $550 \cdot (10\,310 / 90\,000) = 63$ miljoner kronor. Avskrivningstiden (den ekonomiska livslängden) för anläggningen är 20 år och den tekniska beräknade livslängden är cirka 30 år. [53]

⁶⁹ Att enbart den utsorterade fraktionen tas med i beräkningarna är på grund av att endast denna kan behandlas på olika sätt, det som sorterats fel kan inte komposteras och därför inte ingå i mängden som utgör beräkningsunderlag om beräkningarna skall vara jämförbara.

Intäkter

Om den utsorterade lättnedbrytbara organiska fraktionen förbränns i ett kraftvärmeverk med alfavärde⁷⁰ 0,31 genererar den 16 GWh värme och 5 GWh el som kan säljas (pris beräknat utifrån aktuella priser på nordpool.se) och generera intäkter. Av elen antas att 60⁷¹ % blir el-certifikatberättigat vilket ger ett ytterligare intäktstillskott⁷² [53].

I beräkningarna bortses från den eventuella besparing som görs då slagg från förbränningen ersätter fyllnadsmaterial. Vad detta är värt i ekonomiska termer bör utredas närmare och inkluderas inte i beräkningarna.

Kostnader

Förbränningsanläggningen har kostnader för drift, underhåll samt kapitalkostnader.

Förbränningen av avfallsfraktionen genererar även 553 kg aska som behöver deponeras samt 1 347 kg slagg som inte deponeras utan används som fyllnadsmaterial i väg (för slaggen betalas därmed ingen deponiskatt).

Eventuell skatt på förbränning av avfall har inte inkluderats i beräkningarna men om en sådan skatt införs så kommer det antagligen inte att påverka lönsamhetsberäkningarna då företagen som bränner avfallet planerar att täcka in de kostnaderna i mottagningsavgiften.

Sammantaget

Förbränningsanläggningen har (för den avfallsfraktion som studeras) en grundinvestering på cirka 63 miljoner kronor. Vid en nivå på mottagningsavgifterna på 0 kr/kg utgör täcker kraftintäkterna upp kapitalkostnaderna för anläggningen och anläggningen har en återbetalningstid på 20 år. Det årliga inbetalningsöverskottet som förbränningen av avfallet (med kraftvärme) utgörs av intäkter minus kostnader och blir därmed ungefär 305 kr/ton exklusive intäkterna från mottagningsavgifterna. Det totala årliga inbetalningsöverskottet utgörs således av (305 + mottagningsavgift) kr/ton⁷³. [53].

8.1.2 Membrankompostering

Följande gäller för investeringsbedömningen av en membrankompost typ Biodegma.

Grundinvestering

Enligt [32] skulle grundinvesteringskostnaden för en membrankompost typ Biodegma med en kapacitet på 9 000 ton uppgå till 18 miljoner kronor. För att anläggningen skall vara jämförbar med övriga i denna studie har grundinvesteringen räknats upp enligt följande för att motsvara en kapacitet på 10 310 ton: $18 \cdot (10\,310 / 9\,000) = 20,6$ miljoner kronor. Anläggningen skrivs av på 10 år och beräknas ha en teknisk livslängd på 25 år⁷⁴ [54].

⁷⁰ Med alfavärde menas förhållandet mellan mängd el och mängd värme i en kraftvärmeprocess alfavärdet beräknas enligt: $\alpha = \text{mängd el} / \text{mängd värme}$

⁷¹ 60 % motsvarar det förnyelsebara innehållet i blandat hushållsavfall (i denna studie är 100 % av avfallet förnyelsebart) men är den siffra som Gävle Energi använt i de beräkningar som beräkningarna i detta stycke grundar sig på och därför den siffra som använts.

⁷² Huruvida avfall blir el-certifikatberättigat bränsle är ännu oklart men om en skatt på förbränning av den icke förnyelsebara delen blir verklighet se [29] blir antagligen även el-certifikat för den förnyelsebara delen en realitet. Beslut om detta väntas sommaren 2005.

⁷³ Inga beräkningar av detta kommer att redovisas, den intresserade hänvisas till Mats Strömberg på Gävle Energi för närmare upplysningar.

⁷⁴ Dock behövs membranerna bytas med 3-5 års intervall.

Intäkter

Komposteras fraktionen i en membrankompost genererar processen 2 469 ton kompost som kan säljas som jordförbättringsmedel. Intäkten från den producerade komposten baseras på de intäkter som anläggningen i Sala har, se bilaga 3, och uppgår till 77 kr/ton producerad kompost.

Anläggningen har även intäkter från de mottagningsavgifter som fås för avfallet.

Kostnader

Anläggningen har kostnader för drift, underhåll samt kapitalkostnader. Dessa kostnader har vägts tillsammans och utgörs av en total behandlingskostnad på 447 kr/ton. [32]

8.1.3 Tunnelkompostering

Grundinvestering

En tunnelkomposteringsanläggning typ Vapo med en kapacitet på 9 000 ton kostar enligt [32] cirka 38 miljoner kronor. Grundinvesteringen har räknats upp enligt följande för att anläggningen skall få samma kapacitet som övriga anläggningar i studien: $38 \cdot (10\,310 / 9\,000) = 43,5$ miljoner kronor. Anläggningen skrivs av på 10 år och beräknas ha en teknisk livslängd på 25 år [54].

Intäkter

Komposteras fraktionen i en tunnelkompost genererar processen 2 245 ton kompost som kan säljas som jordförbättringsmedel. Intäkten från den producerade komposten baseras på de intäkter som anläggningen i Sala har, se bilaga 3, och uppgår precis som för membrankomposteringsanläggningen till 77 kr/ton producerad kompost.

Anläggningen har även intäkter från de mottagningsavgifter som fås för avfallet.

Kostnader

Anläggningen har kostnader för drift, underhåll samt kapitalkostnader. Dessa kostnader har vägts tillsammans och utgörs av en total behandlingskostnad på 530 kr/ton. Att denna anläggning har en högre behandlingskostnad än vad membrankomposteringsanläggningen har beror på att det är en mer avancerad anläggning som har fler reningsprocesser och den blir därmed mer kostsam i drift. [54]

8.2 Jämförelse av återbetalningstid (payback-tid)

Återbetalningstiden (payback-tiden) för en investering är den tid som det tar för investeringen, i detta fall anläggningen, att generera ett intäktsöverskott lika stort som grundinvesteringen. Beräkandet av återbetalningstid är en ganska enkel variant av investeringsbedömning och den tar inte hänsyn till någon kalkylränta. Återbetalningstiden beräknas som:

$$\text{Återbetalningstiden} = \frac{\text{Grundinvesteringen}}{\text{Intäktsöverskott}} = \frac{[\text{kr}]}{[\text{kr} / \text{år}]} = [\text{år}]$$

Intäktsöverskottet är beräknat som summan av mottagningsavgifterna årligen för förbränningsanläggningen, se tidigare resonemang, och som årliga intäkter (från mottagningsavgifter och försäljning av jord) minus årliga kostnader (behandlingskostnad) för komposteringsanläggningarna.

Beroende på vilken mottagningsavgift som kan fås för avfallet blir återbetalningstiden olika lång, se Tabell 8-1. I dagsläget ligger mottagningsavgiften för avfallet på cirka 400 kronor per ton avfall och under dessa förutsättningar är det enbart förbränningsanläggningen som är en lönsam investering. Med dagens mottagningsavgifter kommer ingen av investeringarna i komposteringsanläggningarna att återbetala sig någonsin. Det är först då mottagningsavgiften uppgår till 600 kr/ton som membrankomposteringsanläggningen får en tolererbar återbetalningstid. För att tunnelkomposteringsanläggningen skall nå en acceptabel återbetalningstid (11 år) måste mottagningsavgifterna höjas med 125 % till 900 kr/ton.

Tabell 8-1 Återbetalningstiden för anläggningarna vid varierande mottagningsavgift

Anläggning	Återbetalningstid [år] vid en mottagningsavgift [kr/ton]				
	200	400	500	600	700
Förbränning	12	9	8	7	6
Membrankompost	∞	∞	28	12	7
Tunnelkompost	∞	∞	∞	49	23

I Tabell 8-2 visas den kritiska mottagningsavgiften för de olika anläggningarna. Med kritisk mottagningsavgift menas hur stor mottagningsavgiften minst måste vara för att anläggningen inte skall ha högre kostnader än intäkter⁷⁵.

Tabell 8-2 Kritisk mottagningsavgift för anläggningarna med avseende på inbetalningsöverskott

Anläggning	Kritisk mottagningsavgift [kr/ton]
Förbränning	>-305
Membrankompost	>430
Tunnelkompost	>515

Det som främst kan utläsas ur tabellen är att förbränning av avfall i kraftvärmeverk är lönsamt så länge som företaget som förbränner avfallet inte behöver betala mer än 305 kr/ton för avfallet. Eftersom man idag får betalt för att ta emot avfallet är lönsamheten i denna anläggning därmed tämligen robust. Detta eftersom värdet på de produkter som anläggningen genererar mer än väl väger upp de kostnader som behandlingen orsakar.

För att membrankompostering inte skall vara direkt olönsamt måste mottagningsavgiften överstiga 430 kr/ton och motsvarande siffra för tunnelkomposten är 515 kr.

8.3 Jämförelse av annuiteter

Ett annat sätt att bedöma investeringar relativt varandra är att räkna ut investeringarnas nuvärde (NPV) eller annuiteter (a). Detta är en mer beräkningsmässigt komplicerad metod relativt återbetalningstiden men mer korrekt i och med att kalkylräntan används⁷⁶.

Nuvärdet representerar investeringens samtliga in- och utbetalningar under dess livstid (N) diskonterat⁷⁷ med kalkylräntan (r) till nutidpunkten⁷⁸. Om en investerings nuvärde är

⁷⁵ Och därmed vara lönsam, eller i allfall inte olönsam. Om mottagningsavgiften är lägre än än den kritiska mottagningsavgiften kommer anläggningen (förutom att den inte någonsin kommer att återbetala sig) gå med förlust.

⁷⁶ I och med användandet av kalkylräntan så tas tiden hänsyn till i investeringsbedömningen, något som är en fördel när det handlar om så lång tidshorisont som 20-30 år.

⁷⁷ Med diskonterat menas flyttat tillbaka med hjälp av kalkylräntan (kalkylräntan=avkastningskravet)

⁷⁸ Med nutidpunkten menas tiden för investeringen, det vill säga nu.

positivt är investeringen lönsam, är nuvärdet negativt är investeringen olönsam och bör undvikas.

Nuvärdet beräknas som:

$$NPV = -G + \sum_{i=1}^N (1-s)(I-U) \times \frac{1}{(1+(1-s)r)^i} + \sum_{j=1}^T (s \times A) \times \frac{1}{(1+(1-s)r)^j}$$

där G = Grundinvesteringen
 I = Summan av de årliga inbetalningarna
 U = Summan av de årliga utbetalningarna
 T = Avskrivningstiden
 A = Avskrivningen (A = G/T)
 s = Skattesatsen (30 %)

Har investeringarna olika lång livslängd kan inte nuvärdena användas för en rättvis jämförelse⁷⁹ utan man använder sig istället av investeringarnas annuiteter. Annuiteten tas fram genom att diskontera nuvärdet till en lika stor utbetalning varje år under investeringens livslängd. Precis som för nuvärdet gäller att investeringen är lönsam dess annuitet är positiv. Investeringens annuitet beräknas som:

$$a = NPV \times \frac{(1-s)r}{1 - (1+(1-s)r)^{-N}}$$

I denna studie har annuiteter beräknats och jämförts eftersom de olika komposteringsanläggningarna har en uppskattad livslängd på 25 år och avfallsförbränningsanläggningen har en uppskattad livslängd på 30år.

Kalkylräntan som använts är 5 % och investeringsbedömningen har gjorts med hänsyn till skatt eftersom de inblandade företagen antas gå med vinst.

Hur de anläggningarnas annuiteter varierar med mottagningsavgiften visas i Tabell 8-3 nedan.

Tabell 8-3 Annuiteten för anläggningarna med varierande mottagningsavgift

Anläggning	Annuitet [kr/år] vid en mottagningsavgift [kr/år]				
	200	400	500	600	700
Förbränning	953 209	191 415	913 115	1 634 815	2 356 515
Membrankompost	-2 588 472	-1 145 072	-423 372	298 328	1 020 028
Tunnelkompost	-4 242 836	-2 799 436	-2 077 736	-1 356 036	-634 336

Som kan utläsas ur tabellen är investeringen i en förbränningsanläggning den enda investering som är lönsam om mottagningsavgiften håller sig på samma nivå som i dagsläget, det vill säga 400 kr/ton. Annuiteten för membrankomposteringen blir positiv då mottagningsavgiften når 600 kr/ton men är då ändå betydligt lägre än annuiteten för förbränningsanläggningen som är den klart mest lönsamma investeringen. För att annuiteten skall bli positiv för tunnelkomposteringen krävs att mottagningsavgiften uppgår till 800 kr/ton, detta illustreras även med de kritiska mottagningsavgifterna i Tabell 8-4.

Som visas krävs en mottagningsavgift på minst 68 kr för att en förbränningsanläggning inte skall vara olönsam. För att komposteringsanläggningarna inte skall vara direkt olönsamma krävs mottagningsavgifter på 559 och 788 kr/ton.

⁷⁹ Eftersom man efter livslängdens slut kan investera en gång till. Med annuitetsmetoden antas att återinvestering gör efter varje livslängds slut under oändlig tid.

Tabell 8-4 Kritisk mottagningsavgift med avseende på NPV/annuitet

Anläggning	Kritisk mottagningsavgift [kr/ton]
Förbränning	>68
Membrankompost	>559
Tunnelkompost	>788

Även om mottagningsavgifterna blir så höga så att komposteringsanläggningarna inte är olönsamma är de alltid mycket mindre lönsamma, investeringsbedömningsmässigt, än vad en förbränningsanläggning är vid samma mottagningsavgift. Det är heller inte troligt att mottagningsavgifterna kommer att fördubblas och det kan därför ifrågasättas hur pass klokt det är, rent företagsekonomiskt, att investera i till exempel en tunnelkomposteringsanläggning. Dock bör nämnas att storskalig kompostering är en relativt ny teknik och behandlingskostnaderna har gått ner de senaste åren och kommer antagligen att fortsätta sjunka vilket rimligtvis gör storskaligkompostering mer ekonomisk i framtiden.

9 Diskussion

I följande kapitel förs först en diskussion gällande de metoder och systemavgränsningar som använts i studien. Därefter diskuteras de framtagna resultaten och hur de olika behandlingsscenarierna förhåller sig till varandra sett ur ett systemperspektiv. De faktorer som tas upp i resultatdiskussionen är förbrukning av energiråvara, inkluderade miljöpåverkanskategorier, viktad samhällsekonomisk kostnad samt rent företagsekonomisk investeringsbedömning.

9.1 Metoddiskussion

Denna studie inkluderar enbart avfall som genereras i en region, Gästrikeregionen. Denna systemgräns beslutades eftersom kommunerna i regionen samarbetar om insamling och behandling av avfall. Det hade dock varit intressant att studera hur import av avfall samt beslut om investeringar i olika typer av behandlingsanläggningar utanför regionen påverkar tillgången på avfall, lönsamhet med mera eftersom detta är viktiga faktorer som påverkar eventuella investeringsbeslut om behandlingsanläggningar.

Denna studie avgränsades till enbart den lättnedbrytbara organiska avfallsfraktionen, eftersom osäkerheten kring lämplig behandlingsmetod gällde denna avfallsfraktion. Det hade dock varit intressant att studera samliga avfallsfraktioner och en kombination av behandlingsmetoder för dessa. Detta eftersom sambehandling och samtransport av olika avfallsfraktioner ger synergieffekter som helt förloras med den nuvarande avgränsningen. Till exempel kan en avfallsförbränningsanläggning inte eldas enbart med organiskt avfall utan bränslet består till största delen av andra avfallsfraktioner. Det hade därför varit intressant att inkludera dessa fraktioner i studien för att kunna belysa olika synergieffekter. Om samtliga avfallsfraktioner hade inkluderats hade det dessutom gett en bättre helhetsbild av hur allt avfall bör behandlas.

Ett bra och trovärdigt beslutsunderlag för valet mellan olika behandlingsmetoder för lättnedbrytbart organiskt avfall bör inkludera någon form av livscykelanalysbaserad miljöanalysmetod. Detta eftersom livscykelanalysen inkluderar avfallets hela livscykel, från dess generering som avfall till dess grav, då dess rester i olika former återfinns i naturen eller deponin. Dessutom tar en livscykelbaserad metod hänsyn till vilka ”nyttor” behandlingsmetoderna genererar (i form av funktionella enheter). Härigenom fås en helhetssyn av hur de olika behandlingsalternativen förhåller sig till varandra och suboptimering kan undvikas.

En nackdel med livscykelanalys är dock att karaktäriseringen av olika emissioner inte är lokalt anpassade. Vilken påverkan en emission har beror i många fall på recipienten för emissionen och då hänsyn inte tas till vilken recipient som systemet olika emissioner hamnar i (till exempel avgasutsläpp i tätort bör värderas annorlunda än avgasutsläpp i glesbygd) kräver resultaten fortsatt tolkning för att ge så god vägledning som möjligt.

En annan svaghet hos livscykelanalyser är att många aspekter som är intressanta vid ett beslut inte ingår. Detta gäller till exempel ekonomiska analyser, som rent företagsekonomisk investeringsbedömning, men även viktiga miljöaspekter som lukt, buller, trafikbelastning, samt sådana överordnade aspekter som i vilken grad olika system bidrar till byggandet av det resursnåla, giftfria kretsloppsamhälle som regering och riksdag beslutat skall vara ett mål för utvecklingen av samhället. För att försöka kompensera för detta och bredda beslutsunderlaget gjordes i denna studie även en investeringsbedömning, som ett komplement till de övriga resultaten. Dock har ingen hänsyn tagits till uppkomsten av vare sig lukt, buller och trafikbelastning.

Hur bra ORWARE är som livscykelanalysverktyg kan diskuteras. Den stora nackdelen med ORWARE är att det saknar klar och tydlig dokumentation både av hur det är organiserat och hur det skall tillämpas, vilket troligen beror på att det är utvecklat under en lång tid, av olika personer i olika projekt, samt att den primära avsikten aldrig varit att det skulle bli en kommersiell produkt. Som student som aldrig tidigare varit i kontakt med ORWARE finner jag att metoden, till stor del, har varit ganska lätt att förstå, vilket är positivt. När jag väl satt mig in i metoden var det relativt lätt att göra ändringar och anpassa modellen efter de förutsättningar som gällde i just denna studie. Den stora nackdelen var att det var bristande transparens och dokumentation av vissa delar, särskilt gäller detta hur ekonomimodellen byggts upp och fungerar. Bra manual och god dokumentation saknas, vilket ibland gör att metoden upplevs som en ”blackbox”.

En stor fördel med ORWARE är dess bas i substansflödesanalysen. ORWARE-vektorns uppbyggnad, med alla dess ingående flöden av olika substanser, gör det lätt att dra ifrån eller lägga till olika miljöpåverkanskategorier i form av nya viktnings- eller karakteriseringsvektorer baserade på flöden av dessa substanser. I denna studie har förbrukning av energiråvara, klimatpåverkan, försurning, övergödning och flöden av 7 tungmetaller studerats. Detta innebär att påverkan från vissa andra miljöpåverkanskategorier, så som bildandet av marknära ozon och ecotoxicitet från organiska föreningar, samt lokal påverkan som lukt och buller (se ovan) lämnats utanför studien. Att studien inte gjorts för fler miljöpåverkanskategorier beror huvudsakligen på att dess omfattning begränsas till ett 20 poängs examensarbete och därför har endast de kategorier som bedömts vara viktigast för valet mellan olika behandlingsmetoder och dessutom rimligt lätta att utvärdera, inkluderats. Detta innebär att denna studie inte på något sätt är ett fullständigt beslutsunderlag, utan endast gäller för de parametrar och systemgränser som använts.

I denna studie användes två delvis nyutvecklade komposteringsmodeller, vilka baserar sig på de senaste kunskaperna gällande emissioner och teknik. Delmodellerna för förbränning och rötning är något äldre, men de parametrar som använt i dessa modeller baserar sig på senaste kunskap, varför de kan anses stämma bra överens med verkligheten. En förbättring önskvärd för förbränningsmodellen vore dock att den bättre tog hänsyn till verkningsgradsförlusten vid återvinning av värme via rökgaskondensering.

9.2 Resultatdiskussion

Lättnedbrytbart organiskt avfall kommer aldrig helt fullständigt och korrekt att sorteras ut och därför kommer förbränning under överskådlig tid att vara det enda möjliga alternativet för de delar av fraktionen som hamnar bland det som vanligtvis benämns ”restavfall”. Detta eftersom det från och med årsskiftet 2004/2005 är förbjudet att deponera såväl organiskt som brännbart avfall, till vilket restavfallet klassas. Det är således endast för det korrekt utsorterade lättnedbrytbara organiska avfallet som biologisk behandling är ett alternativ. På grund av den stora andelen brännbart avfall i restavfallet samt på grund av att en perfekt och fullständig utsortering av den lättnedbrytbara organiska fraktionen aldrig kommer att ske behöver således förbränning alltid finnas som tillgänglig behandlingsmetod, antingen med eller utan kompletterande biologisk behandling.

Att biologisk behandling bör finnas som alternativ står klart om man ser till att de mål som regering och riksdag satt upp om att minst 35 % av hushållens lättnedbrytbara avfall och 100 % av motsvarande avfall från slakterier och liknande *skall* behandlas biologiskt. Dock visar denna studie att dessa krav/rekommendationer inte alltid stämmer överens med vad som mest lämpligt för det lättnedbrytbara avfallet i just Gästrikeregionen, vilket visas nedan.

För själva avfallshanteringsystemet råder inga större skillnader mellan förbrukningen av energiråvara för de olika behandlingsmetoderna förbränning, kompostering och rötning. Skillnaderna mellan behandlingsmetoderna finns främst i det kompletterande systemet och beror på vilka nyttor (funktionella enheter) de olika behandlingsmetoderna genererar. Behandlingsmetoderna förbränning och rötning ger båda nyttig energi i form av värme, el och fordonsgas medan komposteringen inte ger någon nyttig energi alls. I denna studie konstateras att ur energiperspektiv är förbränning med kraftvärmeproduktion och rötning som genererar fordonsgas att föredra framför förbränning med enbart värmeutvinning eftersom avfallsbaserad el och fordonsgas ersätter ”smutsigare” energiråvara som kol och diesel medan avfallsbaserad värme endast ersätter relativt ”rent” biobränsle. För att dessa metoder skall vara fördelaktiga krävs vidare att det finns avsättning för den utvunna nyttiga energin, vilket för värme förutsätter en stor konsument, till exempel i form av ett fjärrvärmesystem, och för fordonsgas en uppbyggd infrastruktur för denna. I kommuner utan fjärrvärme och infrastruktur för fordonsgas är dessa behandlingsmetoder endast av intresse om de kan upphandlas från någon annan kommun med avsättning för energi i dessa former.

Kompostering visar sig, sett ur energiperspektiv, aldrig vara att föredra framför förbränning eller rötning, vilket är ganska självklart då processen inte genererar någon nytta i form av energiråvara. Även om elen som ersätts i det kompletterande systemet produceras av energiråvaror som är bättre ur växthus-, försurnings- och övergödningssynpunkt, så som vattenkraft och kärnkraft, visar sig ändå förbränning med kraftvärmeproduktion vara den miljömässigt mest lämpliga behandlingsmetoden även om skillnaden mellan denna metod och rötning krymper (se känslighetsanalysen). Om teknik utvecklas så att den värme som komposteringsprocessen genererar kan tas tillvara och nyttiggöras på något sätt, till exempel för lokal uppvärmning eller liknande, skulle kompostering i större grad kunna konkurrera med övriga behandlingsalternativ. Dock finns det inga tecken på att en sådan teknik kommer att vara kommersiellt tillgänglig inom de närmaste åren.

Vad gäller klimatpåverkan, försurning och övergödning är förbränning med kraftvärmeproduktion att föredra framför andra behandlingsalternativ för samtliga fall i denna studie. Rötning och förbränning med enbart värmeproduktion är relativt likvärdiga utom vad gäller klimatpåverkan för vilken rötning är ett bättre alternativ.

Även om kompostering som behandlingsmetod visar sig sämre med hänsyn till både klimatpåverkan och övergödning, och för membrankompostering även försurning, så är det intressant att konstatera att tunnelkomposteringen står sig bättre i jämförelsen med andra behandlingsmetoder än vad tidigare studier visat. Detta beror både på förbättringar i modellen, som nu använder sig av bättre underbyggda emissionsdata, och på att storskalig kompostering som teknik har utvecklats och kompletterats med reningssteg. Visserligen kan det ifrågasättas om det verkligen inte sker några som helst metanemissioner från tunnelkomposten, vilket VAPO hävdar [56], men även om viss metan slipper ut ur processen rör det sig i alla fall troligen inte om samma mängder som vid membrankompostering.

Något som skulle kunna vara till komposteringens fördel vore att i studien ta med hur kompost kan ersätta torv vid tillverkning av jord. Att detta vore positivt för komposten beror på att torv kan betraktas som en fossil (icke förnyelsebar) resurs och om torv ersätts av kompost minskar vissa emissioner, till exempel utsläppet av klimatpåverkande gaser, och dessutom påverkan på miljön i form av de sår som uppstår vid själva torvbrytningen. Detta har inte inkluderats i denna studie eftersom det skulle kräva en relativt omfattande grundläggande datainsamling. Dessutom gjordes bedömningen att även om det skulle ha

en viss positiv effekt för komposteringen är det inte alltför troligt att det skulle ha någon större påverkan på slutresultatet⁸⁰.

Sett till flödena av olika tungmetaller ligger skillnaden mellan förbränning och biologisk behandling främst i var någonstans som tungmetallerna allokeras. Vid förbränning hamnar i princip alla tungmetaller i slaggen och askan vilken deponeras eller används vid vägkonstruktion. Det finns en stor fördel med att tungmetallerna allokeras i slag och aska, eftersom urlakningen av tungmetaller från deponierna är kontrollerad och urlakningen av tungmetaller från det material som används i vägkonstruktion inte visat sig större än för motsvarande jungfruligt material såsom naturgrus. Tungmetallerna placeras således på en väldefinierad plats under kontrollerade former.

Vid biologisk behandling däremot följer tungmetallerna med komposten och rötresten och sprids således på åkermark samt i parker och trädgårdar. Att tungmetaller hamnar i mark är inte förenligt med miljömålet ”En giftfri miljö” och om inte bättre renhet nås på den utsorterade fraktionen kan man fråga sig om den är lämplig att sprida på åkermark eller liknade. Dock bör nämnas att det finns växter, till exempel salix, som är bra på att ta upp tungmetaller, främst kadmium, och dessa skulle således kunna anses ”rena” marken. Förr eller senare blir dock salixen bränsle och de upptagna tungmetallerna hamnar då i den aska och slagg som genereras vid förbränningen av salixen. Det bör vidare nämnas att återföring av kompost och rötrest medför att man noga följer utvecklingen av tungmetaller och andra föroreningar i dessa flöden, vilket bidrar till den ökade kunskap som behövs för att samhället skall kunna utvecklas mot ”En giftfri miljö”.

Sett till flödet av tungmetaller har även förbränning med kraftvärmeproduktion en fördel jämfört med samtliga övriga behandlingsalternativ eftersom den avfallsproducerade elen är ”renare” än den kolkondensproducerade elen i det kompletterande systemet. Vid elproduktion i kolkondensverk plockas stora mängder tungmetaller upp från berggrunden och hamnar i aska och slagg, och i viss mån luftutsläpp. Avfallsbaserad kraftvärmeproduktion (elproduktion) är renare och bör därmed föredras.

En klar nackdel med förbränning är att även om tungmetallerna allokeras till ett kontrollerat ställe, deponi eller vägbank, så gäller detta även näringsämnen som finns i det lättnedbrytbara organiska avfallet, till exempel fosfor och kalium, och kretsloppet vad gäller dessa bryts. Näringsämnen är en icke förnybar resurs och för att inte all näring skall föras med maten från åkermarken till staden för att sedan hamna i vägar och på deponier måste de återföras till åkermarken, vilket kan göras via rötrest eller kompost.

Att sluta kretslopp är ett steg mot en hållbar utveckling, vilket är ett klart uttalat mål från regering och riksdag, [18]. Förbränning av lättnedbrytbart organiskt avfall kan inte på lång sikt ses som ett hållbart behandlingsalternativ för detta avfall, som är rikt på näringsämnen, om inte näringsämnena återförs via askåterföring eller på annat sätt. Denna studie visar således på en motsättning mellan den återföring som krävs för långsiktig hållbarhet och den behandling som på kort sikt är bäst ur resurs- och milöpåverkanssynpunkt. För kompost- och rötningmetoderna kan detta positivt tolkas som ett behov av att ytterligare förbättra processerna, för att nå överensstämmelse mellan det kortsiktigt bästa ur miljösynpunkt och det långsiktigt nödvändiga ur hållbarhetssynpunkt.

Något som är av intresse för behandlingen av den lättnedbrytbara organiska avfallsfraktionen är om fraktionen skulle kunna klassas som biobränsle. Detta är inte en omöjlighet sett BRAS-utredningens delbetänkande [29] eftersom man där diskuterar potentialen för att avfall delvis skall kunna betraktas som biobränsle (klassningen avser då den lättnedbrytbara organiska fraktionen). Om en sådan klassning blir verklighet skulle fraktionen kunna sameldas med annat biobränsle och eftersom askan från

⁸⁰ Den intresserade rekommenderas att läsa [56] där torv introducerats som ny funktionell enhet i ORWARE.

förbränning av biobränsle är relativt ren skulle askåterföring kunna tillämpas. På så sätt skulle kretsloppet av näringsämnen slutas och förbränning av fraktionen skulle vara än bättre ur miljösynpunkt. Det är dock tveksamt om behandlingen av fraktionen bli billigare eftersom EU-direktivet om avfallsförbränning kräver att denna sker i en avfallspanna.

Att minska mängden avfall som deponeras är ett annat tydligt och siffersatt mål från regering och riksdag. Förbränning genererar aska och slagg varav askan, och i många fall även slaggen, deponeras medan kompostering och rötning i princip inte orsakar någon deponerad mängd (om processerna genomförs rätt och avfallet in håller önskad renhetsgrad). Dock bör nämnas att om slaggen som genereras från avfallsförbränningen kan användas som konstruktionsmaterial minskar mängden som deponeras radikalt då endast 2,6 %, i procent av ingående avfallsvikt och gällande lättnedbrytbart organiskt avfall, kommer att deponeras. Efterfrågan på slagg som konstruktionsmaterial är i dagsläget stor, då många deponier håller på att täckas och slaggen här kan användas i stället för jungfruligt konstruktionsmaterial. Detta är både företagsekonomiskt och miljömässigt bättre än att deponera slaggen.

Då resultaten vägs samman med olika viktningmetoder till olika samhällsekonomiska kostnader (Miljöekonomi ORWARE, EPS och EcoTax'99) eller dimensionslösa enheter (EcoEffect) kan det konstateras att den tydligaste genomgående trenden mellan de olika viktningmetoderna är att lokal förbränning med kraftvärmeproduktion är att föredra. Närmast är rötning att föredra, framför förbränning med enbart värmeproduktion eller tunnelkompostering. Membrankompostering är den behandlingsmetod som har störst miljöpåverkan och därmed samhällsekonomiskt kostnad, för samtliga fyra viktningmetoder. Även om viktningmetoderna, som beskrivs i kapitel 7.1, har olika svagheter så måste ändå resultatet anses relativt pålitligt när samtliga viktningmetoder visar på i princip samma resultat och dessutom den resulterande rangordningen mellan behandlingsalternativen stämmer även väl överens med rangordningarna för de olika miljöpåverkanskategorierna.

Då tunnelkompostering är en ny teknik som fortfarande är under utveckling finns det en klar potential att ytterliggare förbättra processen och minska utsläppen från själva komposteringen. Den stora nackdelen är dock fortfarande att inga direkta nyttigheter genereras från processen förutom den färdiga komposten, och tekniken har därför svårt att konkurrera med förbränning och rötning i kommuner som har fjärrvärme och infrastruktur för fordonsgas, eftersom man måste komplettera systemet med externt producerade nyttigheter.

Teknikmässigt är förbränning att föredra framför rötning eftersom förbränning är en behandlingsmetod som utvecklats under en relativt lång tid och inte längre lider av ”barnsjukdomar”. Rötning av källsorterat hushållsavfall är en betydligt nyare teknik och lider tyvärr fortfarande av vissa ”barnsjukdomar” som gör att anläggningen ofta inte fungerar som planerat. Driftsafbrotten har varit många och produktionen låg [2]. När anläggningen krånglar är det även förknippat med extra kostnader för behandlingen.

Rent företagsekonomiskt är för Gästrikeregionen en investering i en avfallsförbränningsanläggning mer lönsam än en investering i en membran- eller tunnelkomposteringsanläggning. Ofta väljs kompostering som behandlingsmetod med argument att det är en billig metod. Detta gäller dock endast kommuner utan fjärrvärmesystem och infrastruktur för fordonsgas för visserligen är grundinvesteringen för en komposteringsanläggning förhållandevis låg men så är även lönsamheten eftersom inga produkter av kommersiellt värde skapas i komposteringsprocessen. Att investera i en förbränningsanläggning för Gästrikeregionen är lönsamt vid dagens nivåer på mottagningsavgifterna medan en investering i en komposteringsanläggning inte är lönsam om inte mottagningsavgifterna höjs kraftigt. På grund av att tunnelkomposteringsanläggningen har en högre grundinvestering än membrankomposteringsanläggningen och dessutom något högre behandlingskostnad är

denna anläggning rent företagsekonomiskt mindre fördelaktig än den enklare membrankomposten även om den rent miljömässigt är att föredra på grund av sin nyare teknik och sina lägre utsläpp.

Företagsekonomiskt kan diskuteras hur hållbar den höga lönsamheten för investeringen i en avfallsförbränningsanläggning är. Detta med hänsyn till att många kommuner just nu bygger nya avfallsförbränningsanläggningar och en ökad konkurrens om avfallet kan uppstå och därmed kan även en eventuell prispress vad gäller mottagningsavgifterna uppstå.

Att lönsamheten sjunker är dock mindre troligt för en anläggning med kraftvärmeproduktion. Detta dels eftersom elpriserna med största sannolikhet kommer att stiga vilket leder till ökade intäkter och dels eftersom det antagligen inte kommer att råda någon brist på avfall i Sverige under de kommande årtiondena. Att ingen brist på avfall föreligger antas beror främst på att avfallsmängderna, trots massiva mottåtgärder, stadigt har ökat de senaste åren. Någon minskning går ännu inte att urskilja vilket gör att antagandet om att avfallsmängderna kommer att fortsätta öka, eller i alla fall inte minska, är troligt. Dessutom skulle en import av avfall från andra mer sydligt belägna europeiska länder vara möjlig om nu ändå en avfallsbrist skulle uppstå i Sverige. Sverige har ett välutvecklat fjärrvärmenät och att importera och bränna avfall i kraftvärmeverk i Sverige är antagligen miljömässigt att föredra framför att bränna avfallet i avfallskraftverk i Europa. Detta borde dock utredas närmare och förutsätter också att politiskt stöd kan mobiliseras för en sådan avfallshandel, då denna är reglerad inom EU.

10 Slutsatser och rekommendationer

I följande kapitel redovisas de slutsatser som dragits av studien kopplade till studiens syfte och frågeställningar. Därefter redovisas framtagna rekommendationer och slutligen presenteras även de förslag på vidare studier som dykt upp under arbetets gång.

10.1 Slutsatser

Syftet med examensarbetet var att ta fram ett beslutsunderlag som tar hänsyn till systemaspekterna och som därför tillsammans med miljökonsekvensbeskrivningar och ekonomiska kalkyler kan vara till hjälp för dem som på kommunal nivå skall fatta beslut om hur det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen skall tas omhand. Syftet anses uppnått i och med de beräkningar och resultat som finns i rapporten. Syftet var även att besvara tre frågeställningar, detta görs genom att koppla slutsatserna från studien till de identifierade frågeställningarna för att säkerställa att ingen fråga förblir obesvarad.

De frågeställningar som studien syftade till att besvara samt motsvarande slutsatser är som följer:

Frågeställning:

Vilket är den ur systemperspektiv, miljömässigt mest lämpliga behandlingsmetoden för det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen?

Slutsats:

Sett ur systemperspektiv är förbränning med kraftvärmeproduktion den behandlingsmetod, av de som ingår i studien, som är bäst ur miljösynpunkt för det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen. Kan förbränningen ske i regionen är detta att föredra, eftersom transporter visar sig ha en större relativ miljöpåverkan för den lättnedbrytbara organiska fraktionen än för övriga brännbara avfallsfraktioner.

Om det lättnedbrytbara avfallet från Gästrikeregionen förbränns i kraftvärmeverk bidrar detta inte till att uppfylla de nationella målen om att minst 35 % av hushållens lättnedbrytbara organiska avfall och 100 % av det lättnedbrytbara organiska avfallet från industrier, som slakterier och liknande, skall behandlas biologiskt. Dock bör detta mål lämnas att uppfyllas av de regioner i landet som inte har en utbyggd infrastruktur för fjärrvärme eftersom det i dessa regioner inte är möjligt med förbränning av avfallet och biologisk behandling av det lättnedbrytbara avfallet därmed är den mest lämpliga behandlingsmetoden. I regioner med ett utbyggt fjärrvärmenät bör det lättnedbrytbara organiska avfallet behandlas med förbränning i kraftvärmeverk, framför övriga behandlingsalternativ i denna studie, på grund av de miljömässiga och ekonomiska fördelar behandlingsmetoden har relativt övriga alternativ.

Att förbränning med kraftvärmeproduktion är att föredra beror främst på att den genererade elen ersätter externt producerad el. Fördelarna är störst om elen som ersätts antas produceras via kolkondens, men förbränning med kraftvärmeproduktion som behandlingsmetod är att föredra framför övriga studerade metoder även om den ersatta elen antas bestå av svensk eller europeisk elmix. Studien visar tydligt på kraftvärmens miljömässiga fördelar relativt förbränning med enbart värmeutvinning och indikerar, precis som BRAS-utredningen, att om avfall skall förbrännas är förbränning i ett kraftvärmeverk den bästa metoden⁸¹.

⁸¹ I allfall vad gäller fraktionen lättnedbrytbart organiskt avfall.

Näst efter förbränning med kraftvärmeproduktion är rötning att föredra som behandlingsmetod förutsatt att den ur processen genererade biogasen används som drivmedel för bussar där den ersätter diesel. Om den externa elen i systemet antas vara producerad med svensk eller europeisk elmix istället för kolkondens ger det rötningen en större relativ miljönytta men den är alltså inte att föredra framför förbränning med kraftvärmeproduktion även om skillnaderna i miljöpåverkan dem emellan är små.

Förbränning med produktion av enbart värme och kompostering i en modern tunnelkompost är miljömässigt relativt likvärdiga behandlingsmetoder. Dessa båda behandlingsmetoder bör föredras framför enkel membrankompostering som är den miljömässigt minst lämpliga behandlingsmetoden av de som studerats.

Frågeställning:

Hur förhåller de olika behandlingsalternativen sig till varandra vad gäller olika typer av miljöpåverkan och resursanvändning?

Slutsats:

Vad gäller förbrukning av energiråvara är förbränning med kraftvärmeproduktion den behandlingsmetod som ger den lägsta totala förbrukningen, såväl av total energiråvara som icke förnyelsebar energiråvara. Om det lättnedbrytbara organiska avfallet rötas eller förbränns i en anläggning med enbart värmeproduktion förbrukas ungefär lika mycket total energiråvara. Möjligen förbrukas marginellt mer total energiråvara om avfallet rötas, men förbrukningen av icke förnyelsebar energiråvara blir lägre. Om avfallet komposteras förbrukas mest energiråvara eftersom någon nyttig energi inte tas tillvara från själva komposteringsprocessen och vid tunnelkompostering förbrukas något mer energiråvara än vid membrankompostering på grund av den mer krävande komposteringsprocessen.

För klimatpåverkan gäller att för själva avfallshanteringssystemet är förbränning med kraftvärmeproduktion den behandlingsmetod som ger minst klimatpåverkan och detta gäller även för det totala avfallssystemet. Rötning är den metod som ger näst minst klimatpåverkan, sett till det totala systemet, men sett till bara avfallshanteringssystemet har metoden den näst största klimatpåverkan. Skillnaden beror på att den producerade fordonsgasern ersätter dieselbränsle. Förbränning med enbart värmeproduktion är tillsammans med membran- och tunnelkompostering de behandlingsmetoder som ger störst total klimatpåverkan även om påverkan från avfallshanteringssystemet är lägre för förbränningen och tunnelkomposteringen än för rötningen.

Förbränning med kraftvärmeproduktion är även den behandlingsmetod som ger lägst påverkan i form av försurning, detta gäller både för avfallshanteringssystemet och för det totala systemet. Sett till total försurning är påverkan från förbränning i värmeverk, tunnelkompostering och rötning relativt likvärdiga behandlingsmetoder medan membrankompostering ger något mer försurning, under förutsättning att ammoniak anses orsaka försurning. För själva avfallshanteringssystemet är rötningen den behandlingsmetod som har störst försurande påverkan (mer än den dubbla relativt förbränning i kraftvärmeverk), även här under förutsättning att ammoniak och NO_x anses orsaka försurning.

För övergödning gäller att förbränning med kraftvärmeproduktion ger minst påverkan. Detta gäller både för avfallshanteringssystemet och för det totala systemet. Störst övergödning orsakas av de båda komposteringsmetoderna där den allra största övergödningen fås vid membrankompostering. För avfallshanteringssystemet gäller att rötning bidrar till övergödning i betydligt större utsträckning än vad förbränning i värmeverk gör, dock är den totala övergödningen från de båda behandlingssystemen likvärdig.

Sett till flöden av tungmetaller är förbränning med kraftvärmeproduktion att föredra framför samtliga övriga behandlingsmetoder eftersom mängden tungmetaller i omlopp är

lägst för denna behandlingsmetod. Detta beror på att elen som förbrukas i systemet produceras internt med avfallet som råvara och inte externt med ”smutsigare” energiråvaror. För övriga behandlingsmetoder är en tydlig rangordning svårare att fastställa, rangordningen är beroende av hur allokeringen av tungmetaller i mark eller på deponi värderas, samt hur informationen från den striktare kontroll som krävs vid återföring används och värderas.

Vad gäller minimering av mängden avfall som läggs på deponi är de biologiska behandlingsmetoderna att föredra framför förbränning eftersom dessa inte orsakar någon deponering. Om slaggen från avfallsförbränningen inte deponeras utan nyttiggörs som fyllnadsmaterial förbättrar detta förbränning som alternativ men eftersom askorna från processen ändå deponeras kommer biologisk behandling alltid att vara att föredra, om inte askan kan återföras.

Frågeställning:

Hur förhåller de olika behandlingsalternativen sig till varandra gällande företagsekonomiska och samhällsekonomiska kostnader?

Slutsats:

Rent företagsekonomiskt är det för Gästrikeregionen mer lönsamt att investera i en förbränningsanläggning för kraftvärmeproduktion än i en membran- eller tunnelkomposteringsanläggning (lönsamheten för en röttningsanläggning har inte bedömts). Detta gäller både med avseende på återbetalningstid och på annuitet. En anläggning för avfallsförbränning är lönsam vid dagens mottagningsavgifter medan en anläggning för membrankompostering kräver en höjning på mottagningsavgifterna på 40 % för att bli lönsam och en anläggning för tunnelkompostering en höjning på nästan 100 %. Även om en investering i en komposteringsanläggning inte kräver lika mycket kapital som en investering i en förbränningsanläggning är den senare ändå bättre rent företagsekonomiskt på grund av den mycket bättre lönsamheten.

Även ur ett samhällsekonomiskt perspektiv är förbränning i en kraftvärmeanläggning att föredra, vilket visas av resultaten från samtliga fyra viktningmetoder. Om elen i det kompletterande systemet inte produceras med kolkondens utan med svensk eller europeisk elmix är förbränning i kraftvärmeverk för de flesta metoder fortfarande den mest lämpliga behandlingsmetoden men rötningen blir då helt klart ett ur samhällsekonomisk synpunkt konkurrenskraftigt alternativ. Samhällsekonomiskt är tunnelkompostering och förbränning i värmeverk relativt likvärdiga behandlingsalternativ och båda är att föredra framför membrankompostering.

10.2 *Rekommendationer*

Baserat på resultaten från analysen, den gjorda viktningen och de ekonomiska beräkningarna har följande rekommendationer tagits fram:

Om möjligt bör det lättnedbrytbara organiska avfallet behandlas genom förbränning i ett kraftvärmeverk i Gästrikeregionen. Denna rekommendation gäller såväl ur miljömässigt som företags- och samhällsekonomiskt perspektiv. En investering i ett avfallseldat kraftvärmeverk vore således bra både företagsmässigt och för miljön.

Diskussion kan därmed föras om lämpligheten i det extra arbete som läggs ner för att sortera ut den lättnedbrytbara organiska fraktionen från det övriga brännbara avfallet när båda fraktionerna i nuläget ändå bör förbrännas. Dock rekommenderas att fraktionen även fortsättningsvis sorteras ut, dels på grund av att det underlättar ett byte av behandlingsmetod i ett senare skede om förutsättningarna förändras och dels på grund av att den lättnedbrytbara organiska fraktionen i så fall eventuellt kan sameldas med

biobränsle vilket ger en ren aska som kan utnyttjas för askåterföring vilket i sin tur bidrar till mer slutna kretslopp.

Är förbränning i kraftvärmeverk i Gästrikeregionen inte möjligt bör avfallet behandlas med förbränning i annat närliggande kraftvärmeverk eller rötas. Om fraktionen skall komposteras, vilket inte rekommenderas, är tunnelkompostering att föredra ur ett miljömässigt perspektiv medan membrankompostering rekommenderas om perspektivet är rent företagsekonomiskt. Relativt behandlingsmetoderna förbränning i kraftvärmeverk och rötning rekommenderas inte heller att förbränna fraktionen i en anläggning med enbart värmeproduktion.

10.3 Förslag på vidare studier

- Studie av hur en ny avfallspanna påverkar fjärrvärmelasten i Gävle nätet, det vill säga en samtidig avfallssystem- och energisystemstudie.
- En studie på en eventuell röttningsanläggning i Gävle där organiskt avfall samrötas med avloppsslam.
- Ett examensarbete eller liknande för att uppdatera indata i ORWARE samt skapa ett centralt modellbibliotek eller liknande. Detta skulle väsentligt underlätta arbetet med programmet. Även dokumentationen skulle behöva förbättras och struktureras.
- En miljösystemanalys/kartläggning av miljöeffekterna då kompost ersätter torv vid jordtillverkning och slagg ersätter naturgrus eller liknande som fyllnadsmaterial vid konstruktionsarbeten.
- En studie gällande möjligheterna till och effekterna, såväl juridiska som miljömässiga, av att klassa den lättnedbrytbara organiska avfallsfraktionen som biobränsle, samelda den med annat biobränsle och tillämpa askåterföring.

11 Referenslista

11.1 Tryckta källor

- [0] Baky & Eriksson (2003), *System Analysis of Organic Waste Management in Denmark*
- [1] Berg PEO (1992), *Manual för beräkning av avfallsmängder*, Avfallsgruppen, Institutionen för VA-teknik, Chalmers Tekniska Högskola, Naturvårdsverket rapport 4081, ISBN 91-620-4081-2
- [2] Dahlroth Björn (1998), *Avfall och Energi*, STOSEB, ISBN 91-630-7345-5
- [3] Eldh Peter (2003), *EcoTax02 –an update of a life cycle assessment weighting method with a case study on waste management*, KTH/Industrial Ecology, ISSN 1402-7615
- [4] Eriksson Marie (2002), *Environmental system analysis of sewage sludge treatment*, Examensarbete vid Umeå Universitet
- [5] Fahlstedt Charlotta (2002), *Samproduktion av el, värme och kyla vid termisk behandling av avfall*, Examensarbete vid institutionen för Kemiteknik (Avd. Industriellt Miljöskydd), KTH, TRITA-KET-IM 2003:19, ISSN 1402-7615
- [6] Finnveden, Johansson, Lind & Moberg (2005), *Life cycle assessment of energy from solid waste –part 1: general methodology and results*, Journal of cleaner productions, Volume 13, Number 3 2005, ISSN 0959-6526
- [7] Formas (2004), *Sopor hit och dit –på vinst och förlust*, ISBN 91-540-5920-8
- [8] Forskningsstiftelsen Gästrikeregionens miljö (2005), *Svensk Avfallshantering – diskussion kring dagsläget och branschens forskningsbehov*
- [9] Gefle Dagblad (via Sörgard Ingegerd) ”Gästrikarnas sopor ska brännas i Sundsvall”, 4/2 2005
- [10] Gävle Kraftvärme AB (2004), *Miljökonsekvensbeskrivning –Utbyggnad av Johannes kraftvärmelanläggning i Gävle*
- [11] Hellström Hanna (2002), *Förslag till implementering av hemkompostering i Värmdö kommun*, Examensarbete vid institutionen för Kemiteknik (Avd. Industriellt Miljöskydd), KTH, TRITA-KET-IM 2002:3
- [12] Ingelstam Lars (2002), *System –att tänka över samhälle och teknik*, Energimyndigheten, ISSN 1403-1884
- [13] IVL (2002), *Hur ska hushållsavfallet tas omhand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder*, Rapport B 1462
- [14] Jönsson Håkan et al (2003), *Fakta Jordbruk*, nr 1-2, ISSN 1403-1744
- [15] Jönsson Håkan et al, ”Förbränning av sopor slöseri med resurser”, DN, 18/2 2003
- [16] Lindahl, Rydh & Tingström (2000), *En liten lärobok om livscykelanalys*, Högskolans reproservice, ISBN 91-973906-1-5
- [17] Magnusson Ylva (2005), *Environmental System Analysis for utilisation of bottom ash in ground construction*, Examensarbete vid institutionen för Industriell Ekologi, KTH
- [18] Miljödepartementet (2003), *Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp*, regeringens proposition 2002/03:117

- [19] Moberg, Finnveden, Johansson & Steen (1999), *Miljösystemanalytiska verktyg –en introduktion med koppling till beslutssituationer*, Naturvårdsverket, AFR-rapport 251, ISSN 1102-6944
- [20] Naturvårdsverket (2002), *Förordning om avfallsförbränning*, 2002:1060
- [21] Naturvårdsverket (2002), *Naturvårdsverkets föreskrifter om avfallsförbränning*, NFS 2002:28
- [22] Naturvårdsverket (2003), *Ingen övergödning –underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*, Rapport 5319, ISBN 91-620-5319-1.pdf
- [23] Naturvårdsverket (2003), *Metoder för lagring, rötning och kompostering av avfall*, ISSN 1650-2361
- [24] Naturvårdsverket (2003), *Uppföljning av deponeringsförbuden*, Rapport 5298, ISSN 0282-7298
- [25] Paulsson Valfrid et al, "Bättre att inte sopsortera", Dagens Nyheter, 10/2 2003
- [26] Profu (2001), *Kapacitet för att ta hand om brännbart och organiskt avfall*
- [27] RVF-Svenska Renhållningsverksföreningen (1998), *RVFs Faktapärm Energi & Miljö – Avfallsförbränning*
- [28] Rydh, Lindahl & Tingström (2002), *Livscykelanalys –en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster*, Studentlitteratur, ISBN 91-44-02447-9
- [29] Statens Offentliga Utredningar (2005), *en BRASkatt? –beskattnings av avfall som förbränns*, delbetänkande av BRAS-utredningen, SOU 2005:23, ISBN 91-38-22323-6
- [30] Statistiska Centralbyrån (2000), *Naturmiljön i siffror 2000*, ISBN 91-618-1062-2
- [31] Vattenfall Värme Uppsala (2004), *Miljörapport 2003*, Rapport 894:1
- [32] Örebro Tekniska förvaltning (2002), *Kompostering av matavfall och slam, utredning*, VAI VA-Projekt AB, rapport 020416 1374

11.2 Otryckta källor

- [33] http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/bakgrund.php, Sveriges Miljömål –officiell portal för våra femton miljömål, åtkomst: 2005-02-09
- [34] <http://www.gastriekatervinnare.se/>, Gästrike Återvinnarens hemsida, åtkomst: 2005-02-10
- [35] <http://www.snf.se/verksamhet/klimat/vaxthuseffekten.htm>, Svenska Naturskyddsföreningens hemsida, åtkomst: 2005-02-14
- [36] <http://www.snf.se/verksamhet/forsurning/orsaker.htm>, Svenska Naturskyddsföreningens hemsida, åtkomst: 2005-02-18
- [37] <http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/fororen/overgod/eutro.html>, Naturvårdsverkets hemsida, åtkomst: 2005-02-19
- [38] <http://www.uppsalabuss.se>, Uppsalabuss hemsida, åtkomst: 2005-03-17
- [39] <http://www.rvf.se>, Svenska Renhållningsverksföreningens hemsida, åtkomst: 2005-04-19
- [40] <http://www.scb.se>, Statistiska Centralbyråns hemsida, åtkomst: 2005-05-10
- [41] http://www.energiochmiljo.se/abonnemang.asp?cat=abo_mall&sid=223, ÅF Energi och miljöfakta, åtkomst 2005-05-18

11.3 Personliga meddelanden

- [42] Andersson Birger, Växtodlingssäljare LantmännenOdal Öst, tele: 013-23 34 85
- [43] Björklund Anna, Centrum för Miljöstrategiska Studier, KTH, tele: 08-790 86 21
- [44] Bäck Mats, Miljöchef, Sundsvall Energi, tele: 060-19 20 30
- [45] Edsälv Kjell, Minasa AB, tele: 013-31 46 70
- [46] Eklund Karin, Gävle Vatten, tele: 026-17 26 41
- [47] Ekvall Cecilia, VA- och avfallskontoret, Uppsala Kommun, tele: 018-727 42 13
- [48] Ericson Johan, Vattenfall Värme Uppsala, tele: 018-26 96 17
- [49] Heimbrad Thomas, Utredningsingenjör FXB, Vattenfall Värme Uppsala, tele: 018-26 96 42
- [50] Norén Kjell, Teknik ansvarig, Swebus Gävle, tele: 026-54 66 06
- [51] Persson Michael, Projektledare komposteringsprojektet, Gästrikre Återvinnare, tele: 026-17 84 02
- [52] Strandberg Mikael, Tekniska förvaltningen, Bollnäs kommun, tele: 0278-255 19
- [53] Strömberg Mats, projektledare för projekt avfallspanna, Gävle Energi, tele: 026-17 26 76
- [54] Valkeinen Timo, VAPO, tele: 08-550 877 70
- [55] Ånger Torbjörn, VAFAB, tele: 021-39 35 41

11.4 Övriga källor

- [56] Carlström Anna, *Kompostering av organiskt avfall från Gästrikeregionen – miljöpåverkan av olika behandlingsalternativ*, examensarbete, under arbete VT05
- [57] Diverse talare samt dokumentation från konferensen *Energi ur avfall –hot eller möjlighet?*, Stockholm 5-6 april 2005
- [58] Glaumann, Assefa & Kindembe, *Extern miljöpåverkan –beskrivning av olika miljöpåverkanskategorier*, kurskompendium, ännu ej publicerat
- [59] Glaumann, Malmqvist (2005), *Miljövärdering av bebyggelse –Metodbeskrivning för EcoEffect*, ännu inte publicerat material
- [60] Gävle Energi AB (2004), Utdrag ur: *KVK statusrapport*
- [61] Holmgren K, Bartlett M.A (2002), *Waste incineration in Swedish municipal energy systems - modeling the effects of various waste quantities in the city of Linköping*, konferensbidrag till 1ST Dubrovnik Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environmental Systems, 2-7 Juni 2002, Dubrovnik, Kroatien
- [62] Vattenfall (2002), *Elmarknadsrapport 2002* (pdf-dokument, åtkomst via Vattenfalls hemsida)

12 Bilagor

För att underlätta läsningen av arbetet samt ge möjlighet till inhämtande av ytterliggare information bifogas fyra bilagor. Hur bilagorna är strukturerade kan utläsas i bilageförteckningen nedan.

12.1 *Bilageförteckning:*

A.	BILAGA 1: REDOVISNING AV VEKTORER.....	1
A.1.	ORWARE-vektorn	1
A.2.	Avfallsets sammansättning.....	2
A.3.	Jämförelse av karakteriseringsmetoder.....	3
A.4.	Viktningsektorer för miljöekonomi ORWARE, EPS och EcoTax '99.....	4
B.	BILAGA 2: REDOVISNING AV INDATA.....	1
B.1.	Indata till scenario 1: Förbränning utanför Gästrikeregionen (Fb ext).....	1
B.2.	Indata till scenario 2: Förbränning i Gävle (Fb Gävle).....	4
B.3.	Indata till scenario 3: Kompostering utanför Gästrikeregionen (Kp Sala) och scenario 4: Kompostering i Gävle (Kp Gävle).....	5
B.4.	Indata till scenario 5: Rötning utanför Gästrikeregionen (Röt UA).....	6
C.	BILAGA 3: ÖVRIGA INDATA OCH BERÄKNINGAR	1
C.1.	Beräkning av tillgänglig mängd lättnedbrytbart organiskt avfall för centralbehandling och hemkompostering	1
C.2.	Fördelning av behandlingsmetoder av avfallet i Gästrikeregionen 2004, 2005.....	4
C.3.	Använda sträckor för transporter mellan olika behandlingsanläggningar och orter	5
C.4.	Beräkningar gjorda vid viktning av resultat	6
C.5.	Ekonomiska data för komposteringsanläggningen i Sala	8
C.6.	Uppdaterade/Ändrade parametrar relativt tidigare ORWARE-simuleringar.....	9
D.	BILAGA 4: ÖVRIGA RESULTAT	1
D.1.	Förbrukning av energiråvara för avfallshanteringssystemet.....	1
D.2.	Behandlingskostnader på företagsnivå	2
D.3.	Viktade resultat –EcoEffect.....	3
D.4.	Känslighetsanalys –val av metod för elproduktion.....	5
D.5.	Känslighetsanalys –val av metod för fjärrvärmeproduktion.....	15

A. Bilaga 1: Redovisning av vektorer

Denna bilaga innehåller en beskrivning av ORWARE-vektorn och dess uppbyggnad. Vidare redovisas det lättnedbrytbara organiska avfallets sammansättning, en jämförelse mellan olika karaktäriseringsmetoder samt vikterna för de olika viktningssmetoderna.

A.1. ORWARE-vektorn

Den simulerade modellen i ORWARE är uppbyggd med olika delmodeller vilka länkas samman till ett stort system. I och med detta behövs det ett likformigt sätt beskriva de fysiska flödena av olika ämnen mellan de olika delmodellerna i simuleringsmodellen, detta görs med den så kallade ORWARE-vektorn. Vektorn består av 74 platser men i denna studie har enbart de 43 första platserna använts eftersom resterande platser i vektorn är antingen tomma eller avser material som inte ingår i det studerade systemet (till exempel förpackningar). För att ett ämne skall tas med i ORWARE-vektorn måste det vara intressant att studera av någon anledning, annars finns det ingen orsak att ta med flödet, de tre kriterier som används för att bedöma om ett ämne skall studeras är följande:

1. Ämnet har betydelse för prestanda i någon delmodell
2. Ämnet orsakar någon form av negativ miljöpåverkan
3. Ämnet har någon form av ekonomisk värde/påverkan

Ämnena som inkluderas samt vilket/vilka kriterium de uppfyller visas i Tabell A.1.1. [4]

Tabell A.1.1 ORWARE-vektorn

Nr.	Ämne	Kriterium	Nr.	Ämne	Kriterium
1	C _{tot}	1	23	N _{tot}	1, 2, 3
2	C-lignin	1	24	N-NH ₃ /NH ₄ ⁺	1, 2, 3
3	C-kolhydrater	1	25	N-NO _x	2
4	C-fett	1	26	N-NO ₃ ⁻	2
5	C-protein	1	27	N-N ₂ O	2, 3
6	BOD ¹	1	28	S _{tot}	2
7	Våtsubstans, VS	1	29	S-SO _x	2
8	Torrsubstans, TS	1	30	P _{tot}	2
9	CO ₂ -fossil	1, 2	31	Cl _{tot}	2,3
10	CO ₂ -biologisk	1, 2	32	K	3
11	CH ₄	2	33	Ca	3
12	VOC ²	2	34	Pb	2
13	CHX ³	2	35	Cd	2,3
14	AOX ⁴	2	36	Hg	2
15	PAH ⁵	2	37	Cu	2
16	CO	2	38	Cr	2
17	Fenoler	2	39	Ni	2
18	PCB	2	40	Zn	2
19	Dioxiner	2	41	Cellulosa	1
20	O _{tot}	2	42	Partiklar	
21	H _{tot}	2	43	COD ⁶	1
22	H ₂ O	1			

¹BOD står för biologiskt syreförbrukande material

²VOC står för flyktiga organiska kolväten

³CHX står för flyktiga halogena kolväten

⁴AOX står för adsorberbar organisk halogenhaltig substans

⁵Polyaromatiska kolväten

⁶COD står för kemiskt syreförbrukande material

A.2. Avfalllets sammansättning

Sammanställning för den utsorterade lättnedbrytbara organiska fraktionen som simulerats visas i Tabell A.2.1 nedan.

Nr.	Ämne	Mängd	Nr.	Ämne	Mängd
1	C _{tot}	0,434	23	N _{tot}	0,033
2	C-lignin	0,029	24	N-NH ₃ /NH ₄ ⁺	0
3	C-kolhydrater	0,097	25	N-NO _x	0
4	C-fett	0,135	26	N-NO ₃ ⁻	0
5	C-protein	0,066	27	N-N ₂ O	0
6	BOD	0	28	S _{tot}	0,0024
7	Våtsubstans, VS	0,8	29	S-SO _x	0
8	Torrsubstans, TS	1	30	P _{tot}	0,0038
9	CO ₂ -fossil	0	31	Cl _{tot}	0,0039
10	CO ₂ -biologisk	0	32	K	0,0093
11	CH ₄	0	33	Ca	0,028
12	VOC	2e ⁻⁶	34	Pb	10e ⁻⁶
13	CHX	0,01e ⁻⁶	35	Cd	0,13e ⁻⁶
14	AOX	0	36	Hg	0,028e ⁻⁶
15	PAH	0,5e ⁻⁶	37	Cu	34e ⁻⁶
16	CO	0	38	Cr	10e ⁻⁶
17	Fenoler	27,5e ⁻⁶	39	Ni	7e ⁻⁶
18	PCB	43,5e ⁻⁹	40	Zn	80e ⁻⁶
19	Dioxiner	0,09e ⁻¹²	41	Cellulosa	0,0107
20	O _{tot}	0,287	42	Partiklar	0
21	H _{tot}	0,058	43	COD	0
22	H ₂ O	0			

Mängderna avser kg ämne per kg lättnedbrytbart organiskt avfall.

A.3. Jämförelse av karakteriseringsmetoder

I tabell A.3.1 – A.3.3 nedan görs en jämförelse mellan de i studien använda karakteriseringsmetoderna (GWP₁₀₀, Eutrophication Max och Acidification Max) och andra möjliga karakteriseringsmetoder.

Jämförelsen vill visa på det spann i beräknade emissioner som kan uppstå vid olika val av karakteriseringsmetod.

Tabell A.3.1 Jämförelse av GWP₁₀₀ och GWP₅₀₀

Ämne	GWP ₁₀₀ -värde	GWP ₅₀₀ -värde
CO ₂ -fossil	1	1
CO ₂ -biologisk	0	0
CH ₄	21	7,5
N-N ₂ O	310*(44/28)	180*(44/28)

Tabell A.3.2 Jämförelse av Eutrophication Max och Eutrophication Min

Ämne	Eutrophication Max-värde	Eutrophication Min-värde
N-NH ₃ /NH ₄ ⁺	20	70,06*(17/14)
N-NO _x	20	11,96*(46/14)
P _{tot}	140	0

Tabell A.3.3 Jämförelse av Acidification Max, Acidification Min och Acidification EDIP

Ämne	Acidification Max-värde	Acidification Min-värde	Acidification EDIP-värde
N-NH ₃ /NH ₄ ⁺	1,88*(17/14)	0	17,68*(17/14)
N-NO _x	0,7*(46/14)	0	3,03*(46/14)
S-SO _x	1*(64/32)	1*(64/32)	13,82*(64/32)
Cl _{tot}	0,88*(36/35)	0,88*(36/35)	32,6*(36/35)

A.4. Viktningsvektorer för miljöekonomi ORWARE, EPS och EcoTax '99

Följande tabeller visar hur de olika viktningsmetoderna skiljer sig åt i värdering av emissioner till luft (Tabell A.4.1), mark (Tabell A.4.2) och vatten (Tabell A.4.3). EcoEffect finns inte med eftersom beräkningarna för den metoden inte baseras på ämnen i ORWARE-vektorn på samma sätt som övriga metoder.

Tabell A.4.1 Viktning av utsläpp till luft (Vikt i SEK/kg)

Nr.	Ämne	Vikt ORWARE	Vikt EPS	Vikt EcoTax '99
1	C _{tot}	0	0	0
2	C-lignin	0	0	0
3	C-kolhydrater	0	0	0
4	C-fett	0	0	0
5	C-protein	0	0	0
6	BOD	0	0	0
7	Våtsubstans	0	0	0
8	Torrsubstans	0	0	0
9	CO ₂ -fossil	0,4	9,18e-1	0,37
10	CO ₂ -biologisk	0	0	0
11	CH ₄	8,4	23,12	7,77
12	VOC	1,49	18,19	12,45e01
13	CHX	0	0	9,48e04
14	AOX	0	0	9,48e04
15	PAH	0	54,655e04	6,84e05
16	CO	0,11	2,8135	0
17	Fenoler	0	0	0
18	PCB	0	0	0
19	Dioxiner	0	0	2,28e09
20	O _{tot}	0	0	0
21	H _{tot}	0	0	0
22	H ₂ O	0	0	0
23	N _{tot}	0	0	0
24	N-NH ₃ /NH ₄ ⁺	4,7e01	0	3,42e01
25	N-NO _x	5,4e01	18,105	40
26	N-NO ₃ ⁻	0	0	0
27	N-N ₂ O	1,24e02	325,55	11,47e01
28	S _{tot}	0	0	30
29	S-SO _x	34,01	27,795	0
30	P _{tot}	4,39e02	0	0
31	Cl _{tot}	6,8 e01	0	13,20
32	K	0	0	0
33	Ca	0	0	0
34	Pb	3,1e5	24735	1,80e03
35	Cd	11,23 e5	86,7	3,00e05
36	Hg	2,32 e5	521,9	38,08e05
37	Cu	0	0	2,40e05
38	Cr	0	170	4,08e06
39	Ni	0	0	1,00e06
40	Zn	0	0	1,78e04
41	Cellulosa	0	0	0
42	Partiklar	0	306	0
43	COD	0	0	0

Tabell A.4.2 Viktning av utsläpp till mark (Vikt i SEK/kg)

Nr.	Ämne	Vikt ORWARE	Vikt EPS	Vikt EcoTax'99
1	C _{tot}	0	0	0
2	C-lignin	0	0	0
3	C-kolhydrater	0	0	0
4	C-fett	0	0	0
5	C-protein	0	0	0
6	BOD	0	0	0
7	Våtsubstans	0	0	0
8	Torrsubstans	0	0	0
9	CO ₂ -fossil	0	0	0
10	CO ₂ -biologisk	0	0	0
11	CH ₄	0	0	0
12	VOC	0	0	0
13	CHX	0	0	3,60e04
14	AOX	0	0	0
15	PAH	0	0	8,52e04
16	CO	0	0	0
17	Fenoler	0	0	0
18	PCB	0	0	0
19	Dioxiner	0	0	0
20	O _{tot}	0	0	0
21	H _{tot}	0	0	0
22	H ₂ O	0	0	0
23	N _{tot}	0	0	0
24	N-NH ₃ /NH ₄ ⁺	0	0	0
25	N-NO _x	0	0	0
26	N-NO ₃ ⁻	0	0	0
27	N-N ₂ O	0	0	0
28	S _{tot}	0	0	0
29	S-SO _x	0	0	0
30	P _{tot}	0	0	0
31	Cl _{tot}	0	0	0
32	K	0	0	0
33	Ca	0	0	0
34	Pb	3,10 e05	0	24,48e02
35	Cd	11,23 e05	45,8	3,00e05
36	Hg	2,32 e05	1648,8	76,16e05
37	Cu	0	0	3,40e04
38	Cr	0	0	23120
39	Ni	0	0	5,67e05
40	Zn	0	0	1,88e03
41	Cellulosa	0	0	0
42	Partiklar	0	0	0
43	COD	0	0	0

Tabell A.4.3 Viktning av utsläpp till vatten (Vikt i SEK/kg)

Nr.	Ämne	Vikt ORWARE	Vikt EPS	Vikt EcoTax'99
1	C _{tot}	0	0	0
2	C-lignin	0	0	0
3	C-kolhydrater	0	0	0
4	C-fett	0	0	0
5	C-protein	0	0	0
6	BOD	0	1,84e-2	0
7	Våtsubstans	0	0	0
8	Torrsubstans	0	0	0
9	CO ₂ -fossil	0	0	0
10	CO ₂ -biologisk	0	0	0
11	CH ₄	0	0	0
12	VOC	0	0	4,00e-2
13	CHX	0	0	9,60e04
14	AOX	0	0	9,60e04
15	PAH	0	0	3,36e05
16	CO	0	0	0
17	Fenoler	0	0	5,46e01
18	PCB	0	0	0
19	Dioxiner	0	0	3,85e08
20	O _{tot}	0	0	0
21	H _{tot}	0	0	0
22	H ₂ O	0	0	0
23	N _{tot}	0	0	0
24	N-NH ₃ /NH ₄ ⁺	47	-3,638	1,20e01
25	N-NO _x	0	0	4,00e01
26	N-NO ₃ ⁻	0	0	0
27	N-N ₂ O	0	0	0
28	S _{tot}	0	0	3,00e01
29	S-SO _x	0	0	0
30	P _{tot}	4,39e02	50,38e-2	8,40e01
31	Cl _{tot}	0	0	0
32	K	0	0	0
33	Ca	0	0	0
34	Pb	3,1 e05	0	3,00e02
35	Cd	11,23 e05	0	5,80e04
36	Hg	2,32 e05	0	127840
37	Cu	0	0	6,20e04
38	Cr	0	0	9,20e02
39	Ni	0	0	6,00e05
40	Zn	0	0	3,60e03
41	Cellulosa	0	0	0
42	Partiklar	0	0	0
43	COD	0	9,52e-3	6,00e-1

Beräkningarna av viktade resultat med EcoTax'99 och EPS har utgått från de vektorer som redovisats ovan och är utförda i ORWARE på så sätt att utsläppsvektorerna som räknats fram i programmet multiplicerats med karaktäriseringsvektorerna. Inga nya antaganden eller utvecklingar av metoderna har gjorts och dessa beräkningar redovisas därför inte närmare.

B. Bilaga 2: Redovisning av indata

I denna bilaga redovisas delar av de indata som har använts i de olika behandlingsscenarierna. Även de beräkningar som gjorts för att få fram indata redovisas. På grund av den stora mängden indata som används vid simulering i ORWARE redovisas enbart de indata som antingen ändrats eller anpassats för dessa simuleringar eller som kan vara av intresse för läsaren.

B.1. Indata till scenario 1: Förbränning utanför Gästrikeregionen (Fb ext)

I scenariot förbränning utanför Gästrikeregionen sker som tidigare nämnt förbränningen på tre olika platser, i tre olika pannor. För att kunna göra modellen så korrekt som möjligt har data för de tre anläggningarna viktats samman till en förbränningsmodell med hjälp av den fördelning av avfallsmängderna som gäller mellan anläggningarna. Som utgångspunkt har följande data rörande fördelningen av avfall till olika förbränningsanläggningar använts:

Tabell B.1.1 Fördelning av avfall till förbränning mellan de olika förbränningsanläggningarna 2005 [51]

Förbränningsanläggning:	Mängd 2005 [ton]	Andel av totalt förbränd mängd [%] (viktningsfaktor)
Uppsala	26 000	75,4
Sundsvall	7 000	20,3
Bollnäs	1 500	4,3

Av det avfall som beräknas gå till förbränning 2005 beräknas merparten förbrännas i Uppsala. Sommarsoporna förbränns i Sundsvall och brännbart avfall från Ockelbo kommun förbränns i Bollnäs. Andelen av den totala mängden avfall till förbränning blir den viktningsfaktor som används vid beräkning data för den kombinerade förbränningsanläggningen i modellen.

Sammanvägningen av de olika anläggningarnas förbränningsdata grundar sig på data för de respektive anläggningarna vilka redogörs för i kommande stycken.

B.1.1. Data gällande avfallsförbränningsanläggningen i Uppsala

Samtliga data för förbränningsanläggningen i Uppsala är driftdata och hämtades från Vattenfall Värmes Miljörapport från 2003 eller via samtal med Johan Ericsson på Vattenfall.

Följande data införskaffades för att kunna beräkna total värmemängd.

Tabell B.1.2 Mängd avfall samt värmevärden för förbränningsanläggningen i Uppsala [49]

Total mängd avfall	232 961 ton/år
Hi	11 MJ/kg
Tot. Rökgasflöde	1 376 000 000 Nm ³ /år vid 11 % CO ₂

Total värme mängd beräknades sedan enligt:

$$\text{Total värmemängd} = \text{Total mängd avfall} * \text{Värmevärde} = 232\,961\,000 \text{ [kg/år]} * 11 \text{ [MJ/kg]} \\ = 2\,562\,571\,000 \text{ MJ/år}$$

Emissionerna från anläggningen angavs i mg/Nm³ och för att data skulle passa i ORWARE-modellen så räknades emissionerna om till mg/MJ enligt nedan.

Beräkning av total mängd emission:

$$\text{Total mängd} = \text{Utsläpp per flödesenhet} * \text{totalt flöde}$$

Beräkning av emission per MJ bränsle:

$$\text{Emission per MJ} = \text{Total emission} / \text{Total producerad värmemängd}$$

Emissionerna från avfallsförbränningen i Uppsala blir då enligt Tabell B.1.3 nedan:

Tabell B.1.3 Emissioner från avfallsförbränningsanläggningen i Uppsala

	Utsläpp per flödesenhet*	Total mängd	Utsläpp/MJ
NO_x-emission ¹	113 mg/Nm ³	1,5549E+11 mg	60,68 mg/MJ bränsle
NH₃-emission ¹	2,1 mg/ Nm ³	2,8896E+09 mg	1,13 mg/MJ bränsle
CO-emission ³	100 mg/Nm ³	1,3760E+11 mg	53,70 mg/MJ bränsle
Dioxin emission ¹	0,0022 ng/ Nm ³	3,0272E+06 ng	0,0012 ng/MJ bränsle
Lustgas emission ²	7,2 mg/Nm ³	1,1283E+10 mg	4,40 mg/MJ bränsle

¹Värde från [31]

²Värde från [48]

³Värde från gränsvärde

Samtliga data som skall viktas i modellen har slutligen sammanställts i Tabell B.1.4:

Tabell B.1.4 Samtliga använda data för avfallsförbränningsanläggningen i Uppsala

Verkningsgrad ¹ (inkl. rökgaskondensering)	102 %
Alfavärde ¹	0 MJ el/MJ värme
Elförbrukning för drift av anläggningen ¹	0,25 MJ/kg
NO_x-emission ¹	60,68 mg NO ₂ /MJ bränsle
NH₃-emission ¹	1,13 mg NH ₃ /MJ bränsle
CO-emission ³	53,70 mg CO/MJ bränsle
Dioxin emission ¹	0,0012 ng dioxin/m ³
Lustgas emission ²	4,40 mg/MJ bränsle
Transportavstånd mellan omlastning i Gävle och förbränningsanläggningen ⁴	120 km

¹Värde från [31]

²Värde från [48]

³Värde från gränsvärde

⁴Värde från avståndsmätning på Internet med Lantmäteriets kartor

B.1.2. Data gällande förbränningsanläggningarna i Bollnäs och Sundsvall

Samtliga data för förbränningsanläggningarna i Sundsvall och Bollnäs är driftdata vilka hämtades antingen via samtal med Mats Bäck, Miljöchef på Sundsvall Energi och Mikael Strandberg, Tekniska förvaltningen i Bollnäs kommun eller från RFVs Faktapärm Energi & Miljö - Avfallsförbränning.

Emissionerna räknades om till lämpliga enheter på samma sätt som emissionerna från förbränningen i Uppsala när viktningen gjordes.

Samtliga data som använts för viktning från förbränningsanläggningarna i Bollnäs och Sundsvall visas i Tabell B.1.5.

Tabell B.1.5 Samtliga använda data för avfallsförbränningsanläggningarna i Bollnäs och Sundsvall

	Bollnäs	Sundsvall
Verkningsgrad	85 ^{2,4} %	85 ^{3,8} %
Alfavärde	0 ² MJ el/MJ värme	0 ² MJ el/MJ värme
Elförbrukning för drift av anläggningen⁶	0,25 MJ/kg	0,25 MJ/kg
NO_x-emission	130 ² mg/Nm ³	145 ³ mg/Nm ³
NH₃-emission	6,2 ² mg/ MJ	0,5 ³ mg/ Nm ³
CO-emission	55 ^{2,5} mg/Nm ³	15 ³ mg/Nm ³
Dioxinemission	0,084 ¹ ng/ Nm ³	0,3 ³ ng/ Nm ³
Lustgasemission⁶	4,40 mg/MJ bränsle	4,40 mg/MJ bränsle
Transportavstånd mellan omlastning i Gävle och förbränningsanläggningen⁷	123 km	230 km

¹Värden från [27]

²Medelvärden från år 2003 [52]

³Medelvärden från år 2003 [44]

⁴I Bollnäs har man i dagsläget ingen rökgaskondensering men man håller på att installera sådan utrustning (vilket skulle ge ett effekttillskott på ca. 5 MW) vilket gör att verkningsgraden på pannan (inklusive rökgaskondensering) i framtiden blir högre.

⁵50-60 mg/Nm³

⁶Värden från Uppsala pannan, antas godtagbart för även pannorna i Bollnäs och Sundsvall

⁷Värden från avståndsmätning på Internet med Lantmäteriets kartor

⁸Anläggningen har i dag ingen rökgaskondensering. Dock bygger man för närvarande en ny avfallspanna, F5, som kommer att tas i drift i slutet av 2006, denna panna kommer att ha rökgaskondensering vilket innebär att verkningsgraden på pannan (inklusive rökgaskondensering) i framtiden blir högre.

B.1.3. Viktning av indata för kombinationsmodellen

Data för de olika anläggningarna viktades, som tidigare beskrivits, med viktningfaktorerna i Tabell B.1.6 och resulterade i följande beräknade indata för den viktade kombinationsmodellen som använts i simuleringarna.

Tabell B.1.6 Viktade indata för den simulerade kombinationsmodellen i scenario 1

Verkningsgrad (inkl. rökgaskondensering)	97,8 %
Alfavärde	0 MJ el/MJ värme
Elförbrukning för drift av anläggningen	0,25 MJ/kg
NO_x-emission	64,56 mg NO ₂ /MJ bränsle
NH₃-emission	1,17 mg NH ₃ /MJ bränsle
CO-emission	43,38 mg CO/MJ bränsle
Dioxinemission	0,0355 ng dioxin/m ³
Lustgasemission	4,40 mg/MJ bränsle
Transportavstånd mellan omlastning i Gävle och förbränningsanläggningen	142 km

B.2. Indata till scenario 2: Förbränning i Gävle (Fb Gävle)

I scenario 2 modelleras den avfallsförbränningsanläggning som Gävle Energi har planer på att bygga på Johannes i Gävle. De data på emissioner som används i modelleringen är inte driftdata, som för anläggningarna i scenario 1, utan uppsatta gränsvärden för anläggningen. Detta eftersom anläggningen inte ännu existerar och inga driftdata således finns tillgängliga, detta gör att värdena på emissionerna kan vara högre än de verkliga värden som uppkommer vid drift. Förbränningen i Gävle skulle med andra ord kunna vara marginellt bättre ur miljösynpunkt än vad som simuleringarna visar.

Samtliga värden för anläggningen har hämtats antingen från den miljökonsekvensbeskrivning som är gjord på anläggningen eller från samtal med Mats Strömberg på Gävle Energi.

Tabell B.2.1 Data gällande avfallsförbränningsanläggningen i scenario 2: Förbränning i Gävle

Verkningsgrad¹ (inkl. rökgasondensering)	0,99
Alfavärde²	0,31 MJ el/MJ värme
Elförbrukning för drift av anläggningen^{^^}	0,25 MJ/kg
NO_x-emission³	60,00 mg NO ₂ /MJ bränsle
NH₃-emission³	6,00 mg NH ₃ /MJ bränsle
CO-emission³	54 mg CO/MJ bränsle
Dioxinemission³	0,10 ng dioxin/m ³
Lustgasemission⁴	4,4 mg/MJ bränsle

¹Beräknat med värden från [60]

²Värde från [53]

³Värden från [10]

⁴Mätvärde från Uppsala pannan, antas godtagbart även för Gävle pannan (att inte gränsvärdet används beror på att det är cirka fem gånger högre än vad den nya pannan kan förväntas släppa ut att resultaten skulle bli gravt missvisande om gränsvärdet använts).

Vad gäller transportavstånd antas att ingen omlastning och extra transport behövs då avfallet, i modellen, körs med insamlingsfordonen direkt till förbränningsanläggningen.

B.3. Indata till scenario 3: Kompostering utanför Gästrikeregionen (Kp Sala) och scenario 4: Kompostering i Gävle (Kp Gävle)

Samtliga indata i tabellen nedan gällande komposteringsscenarierna baseras på data från [56].

Tabell B.3.1 Indata för scenario Kp Sala och Kp Gävle

	Enhet	Kp Sala	Kp Gävle	Hem
pH, slutvärde i produkten		7.5	7.6	8
Medeltemperatur, högaktiv fas	°C	52	60	40
Metanbildning	%	0.35	0	0.35
Vattenhalt färdig kompost	%	50	45	50
Biofilter		Nej	ja	nej
reningsgrad ammoniak	%	- ¹	95	-
reningsgrad lustgas	%	-	* ²	-
reningsgrad metan	%	-	*	-
Mängd tillsatt vatten	kg vatten/kg våtvikt in	0.03	0.2	-
Mängd lakvatten	kg vatten/kg våtvikt in	*	0.1	-
N-tot i lakvatten	mg/liter	*	1.15E-04	-
Ammonium i lakvatten	mg/liter	*	7.00E-05	-
P-tot i lakvatten	mg/liter	*	7.00E-06	-
reningsgrad ammonium	%	-	75	-
reningsgrad N-tot	%	-	76	-
reningsgrad P-tot	%	-	84	-
Elförbrukning	MJ/kg vv in	2.52E-02	1.80E-01	-
Värmeanvändning	MJ/kg vv in	-	1.26E-04	-
Oljeförbrukning	MJ/kg vv in	1.30E-01	4.97E-02	-
Org material som försvinner vid pässeparering	%	1	1	1
Ökad askhalt	%	3	3	3
Andel nitrat i kompost	%	6	6	6
Andel ammonium i kompost	%	1	1	1

¹Platser markerade med – innebär att parametern inte existerar för den typen av komposteringsanläggning alternativt är 0.

²Platser markerade med * innebär att uppgift om värde på parametern saknas

För båda komposteringsscenarierna gäller att det lättnedbrytbara organiska avfall som inte sorteras ut och komposteras förbränns i Uppsala, Sundsvall och Bollnäs (i modellen i den viktade kombinationsanläggningen). Att inte förbränningen simuleras i Gävle då komposteringsanläggningen simuleras i Gävle beror på att studien betraktar alternativet kompostering *eller* förbränning av fraktionen i Gävle och inte kombinationen av båda behandlingsalternativen samtidigt.

Då komposteringen sker i Gävle, Kp Gävle, antas att ingen omlastning och extra transport behövs då avfallet, i modellen, körs med insamlingsfordonen direkt till komposteringsanläggningen.

B.4. Indata till scenario 5: Rötning utanför Gästrikeregionen (Röt UA)

Rötningen i scenario 5 antas ske i rötningsanläggningen i Uppsala. Detta är en anläggning med en termofil process. I anläggningen rötas i dagsläget främst verksamhetsavfall (även avloppsslam rötas i Uppsala men i en separat anläggning).

Den rötningsmodell som har använts i scenariot har tidigare simulerats i en tidigare gjord studie [13]. Inför användandet av modellen i denna studie verifierades att de tidigare använda data fortfarande var korrekta. Viss kompletterande information inhämtades även från Cecilia Ekvall på VA- och avfallskontoret, Uppsala Kommun.

Tabell B.4.2 Data gällande rötningsprocessen i scenario 5 [13]

Påsavskiljningsgrad*	1 %
Rejekt till kompostering**	100 %
Temperatur i reaktorn	55°C
Upphållstid i reaktorn	20 dygn
Typ av rötningsprocess	Termofil
Elförbrukning rötning	0.03 % av energi i biogas

¹ Papperspåsar

² Från siktningen innan själva komposteringen går sedan allt till förbränning [47]

Det lättnedbrytbara organiska avfall som inte sorteras ut och rötas förbränns i Uppsala, Sundsvall och Bollnäs (i modellen i den viktade kombinationsanläggningen). Rejektet från rötningsanläggningen komposteras i en membrankompost (i Uppsala) av samma typ som den som simuleras i scenario Kp Sala.

C. Bilaga 3: Övriga indata och beräkningar

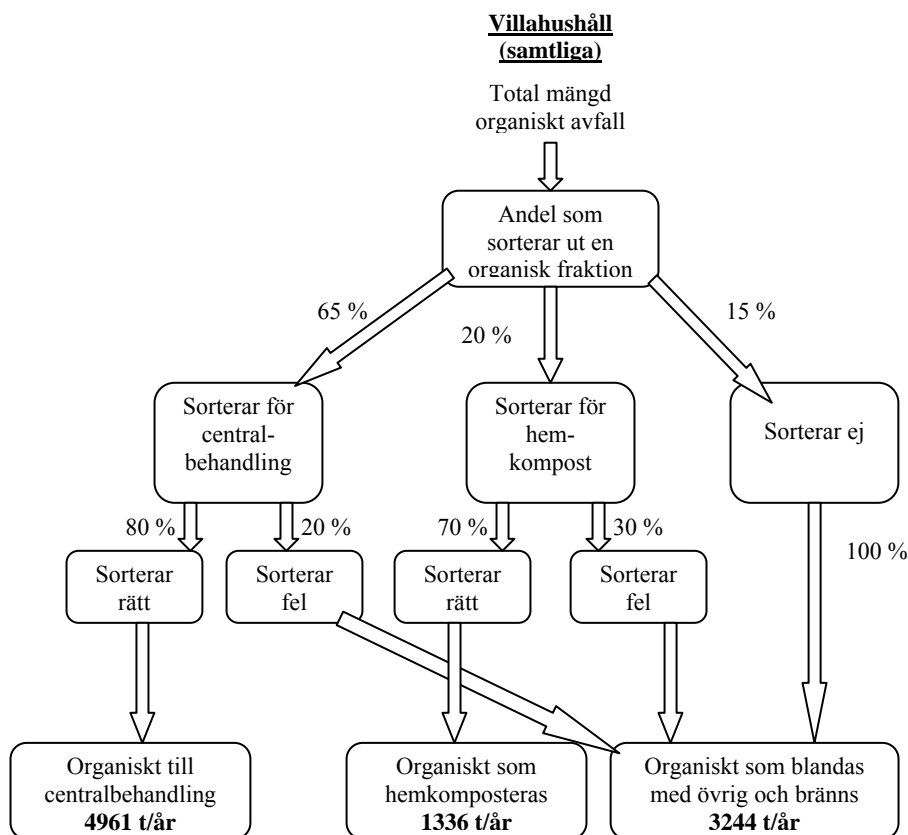
I denna bilaga redovisas först beräkningar av gemensamma indata för samtliga scenarier. Därefter redovisas beräkningar som gjorts vid viktning av resultaten med EcoEffect, ekonomiska beräkningar för den existerande komposteringsanläggningen i Sala samt slutligen de modellförändringar som gjorts i ORWARE under arbetets gång.

C.1. Beräkning av tillgänglig mängd lättnedbrytbart organiskt avfall för centralbehandling och hemkompostering

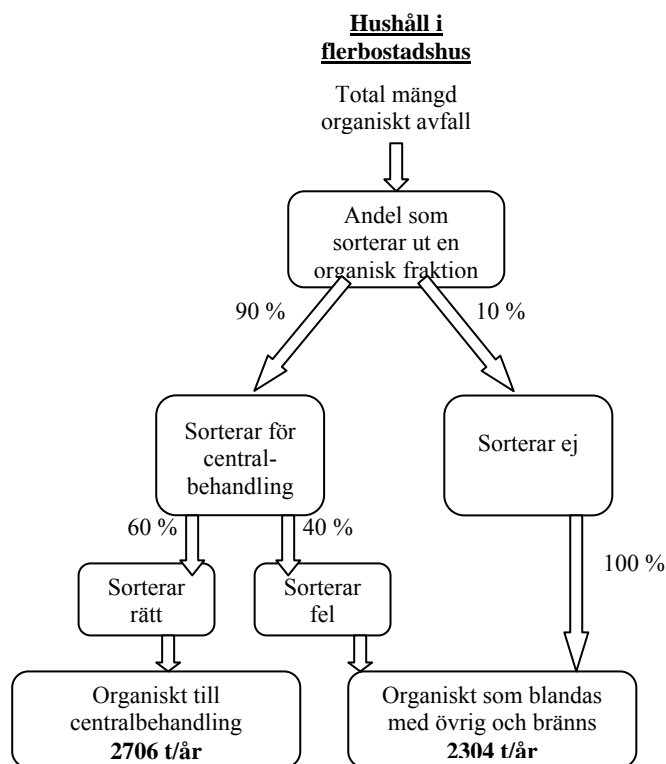
För att ta reda på hur mycket av det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen som troligtvis kommer att sorteras ut gjordes beräkningar utifrån data över antal avfallsproducenter, mängd lättnedbrytbart organiskt avfall som varje avfallsproducent producerar, deltagandegraden samt utbytet. Hushållsproducenterna delades in i tre grupper baserat på geografiskt läge samt typ av boende. Typ av boende är viktigt för insamlingsmodellen eftersom boende i flerbostadshus (lägenheter) har en gemensam soptunna medan boende i villor har en soptunna per hushåll. Geografiskt läge är viktigt för insamlingsmodellen eftersom insamlandet av avfall i områden utanför stadskärnan kräver längre transporter och därför delas villahushållen upp i centralt belägna och ocentralt belägna. De tre hushållsavfallsgrupperna är:

- Villahushåll som ligger centralt (50 % av samtliga villor)
- Villahushåll som ligger utanför statskärnan (50 % av samtliga villor)
- Hushåll i flerbostadshus (Lägenhetshushåll)

Hur de utsorterande mängderna har räknats fram visas i Figur C.1.1 och Figur C.1.2.

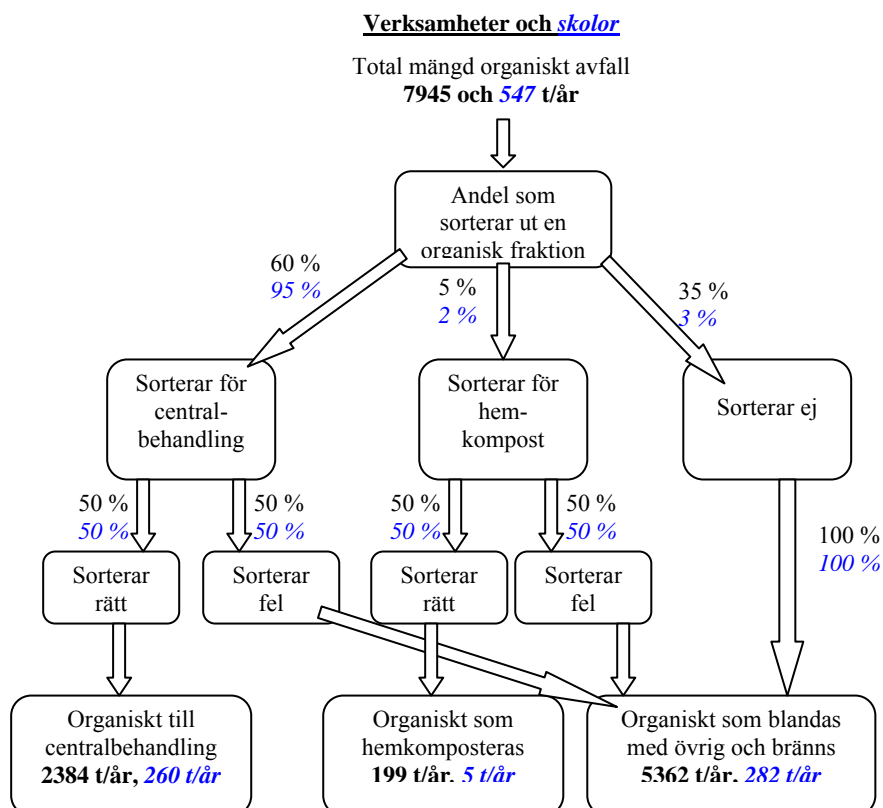


Figur C.1.1 Illustration av hur de mängderna organiskt avfall till olika typer av behandling har beräknats för (samtliga) villahushåll



Figur C.1.2 Illustration av avfallsmängdsberäkningar för lägenhetshushåll

Verksamhetsavfallet delades efter uppgifter från [51] upp i två olika grupper, skolor och verksamheter. Att uppdelningen skedde på detta sätt grundades på att anslutningsgraden för de olika sorteringsalternativen är olika för dessa båda grupper, se Figur C.1.3.



Figur C.1.3 Illustration av avfallsmängdsberäkningar för verksamheter och skolor

För att få fram en siffra på den totala mängden tillgängligt organiskt avfall gjordes beräkningar och klassificeringar av mängden organiskt avfall i enlighet med beräkningar i [1]. Arbetet med att klassificera verksamheterna, ta fram avfallsmängderna samt bygga om modellen för generering av verksamhetsavfall i ORWARE gjordes i samarbete med Anna Carlström.

Enligt de gjorda beräkningarna kommer totalt 2 644 ton organiskt avfall att sorteras ut till centralbehandling från verksamheterna varje år. Detta motsvarar cirka 26 % av den totala mängden till centralbehandling. Gästrikre Återvinnare tvivlar på att de kommer att få in den mängden, dock kan en jämförelse göras med Sala där verksamhetsavfall utgör 33 % av den totala mängden och att man då i Gävle skulle kunna få in en mängd motsvarande 26 % känns inte alltför otroligt.

En sammanställning av beräkningarna visas i Tabell C.1.1.

Tabell C.1.1 Beräkningar av mängd tillgängligt lättnedbrytbart organiskt avfall, mängd lättnedbrytbart organiskt avfall till centralbehandling samt mängd lättnedbrytbart organiskt avfall som hemkomposteras [51]

Maximalt sorteringsutbyte	Totalt antal [st]	Deltagande %	Tillgänglig mängd kg/vecka och st	Utbyte %	Total mängd utsorterat lättnedbrytbart organiskt ton/år
Lägenhetshushåll	38 541	100	2,5	100	5 010
Villahushåll	36 696	100	5	100	9 541
Verksamheter	-	100	152 789 (total mängd)	100	7 945
Skolor	-	100	10 519 (total mängd)	100	547

Totalt tillgänglig mängd lättnedbrytbart organiskt avfall: 23 043

Planerat sorteringsutbyte 2010	Totalt antal [st]	Deltagande %	Tillgänglig mängd kg/vecka och st	Utbyte %	
Lägenhetshushåll	38 541	90	2,5	60	2 706
Villahushåll	36 696	65	5	80	4 961
Verksamheter	-	60	152 789 (total mängd)	50	2 384
Skolor	-	95	10 519 (total mängd)	50	260

Total mängd som sorteras ut till centralbehandling: 10 310

Sorteringsutbyte, hemkompostering

Villahushåll	36 696	20	5	70	1 336
Verksamheter	-	5	152 789 (total mängd)	50	199
Skolor	-	2	10 519 (total mängd)	50	5

Total mängd som sorteras ut och hemkomposteras: 1 540

Om fraktionen till centralbehandling och fraktionen till hemkompostering sorteras ut som planerat ovan innebär det att 11 193 [= 23 043 – (10 310 + 1 540)] ton lättnedbrytbart organiskt avfall kommer att gå till förbränning tillsammans med restfraktionen då den inte sorteras ut.

C.2. Fördelning av behandlingsmetoder av avfallet i Gästrikeregionen 2004, 2005

I Tabell C.2.1 nedan visas fördelningen av olika behandlingsmetoder och anläggningar för avfall genererat i Gästrikeregionen under 2004, samt prognostiserade värden för 2005.

Tabell C.2.1 Fördelning av avfallet i Gästrikeregionen på olika behandlingsmetoder och orter 2004 och 2005 [51]

	2004 [ton]	%	2005 [ton]	%
Deponi, Forsbacka	6 819	18,5	0	0,0
Förbränning, Uppsala	27 989	76,1	26 000	71,2
Förbränning, Avesta	389	1,1	-	-
Förbränning, Bollnäs	1 503	4,1	1 500	4,1
Förbränning, Sundsvall	-	-	7 000	19,2
Kompostering, Sala	100	0,3	2 000	5,5

Det avfall som 2004 lades på deponi bestod av så kallade sommarsopor vilket är det avfall som alstras på sommaren och som Uppsalas förbränningsanläggning inte tar emot på grund av bristande behov av bränsle denna tid. Från och med 2005 kommer dessa sommarsopor att transporteras till Sundsvall för förbränning istället för att deponeras. Den beräknade minskningen av avfall till förbränning i Uppsala mellan 2004 och 2005 härrör från den mängd lättnedbrytbart organiskt avfall som sorteras ut och komposteras i Sala.

Studerar endast fördelningen mellan olika förbränningsanläggningar (2005) får följande tabell:

Tabell C.2.2 Fördelning av det avfall som förbränns i Gästrikeregionen 2005 [51]

Förbränningsanläggning:	Procentandel av totalt förbränd mängd
Uppsala	75,4
Sundsvall	20,3
Bollnäs	4,3

C.3. Använda sträckor för transporter mellan olika behandlingsanläggningar och orter

I Tabell C.3.1 nedan visas vilka sträckor som modellerats för transporter mellan olika anläggningar och behandlingar i de olika scenarierna.

För avfall som förbränns eller komposteras i Gävle antas ingen omlastning och ingen extra transport då insamlingsfordonen antas åka direkt till en eventuell lokal förbrännings- eller komposteringsanläggning.

Samtliga avstånd har beräknats med hjälp av gulasidornas kartfunktion på Internet.

Tabell C.3.1 Använda avstånd i modellen

Från:	Till:	Avstånd [km]
Omlastning Gävle	Förbränning eller Rötning Uppsala	120
Omlastning Gävle	Förbränning Sundsvall	230
Omlastning Gävle	Förbränning Bollnäs	123
Omlastning Gävle	Förbränning Uppsala/Sundsvall/Bollnäs	142 ¹
Omlastning Gävle	Kompostering Sala	100
Rötning Uppsala	Kompostering Uppsala	10
Förbränning Gävle	Deponi Gävle	15
Förbränning Uppsala	Deponi Uppsala	15

¹Avståndet är viktat med hänsyn till mängd avfall och sträcka mellan orterna, detta avstånd används för transport till den viktade förbränningsmodellen

C.4. Beräkningar gjorda vid viktning av resultat

Beräkningen av viktade resultat med EcoEffect har gjorts med hjälp av Excel och genomförts i 4 steg:

1. Beräkning av de utsläpp som bidrar till de fyra studerade påverkanskategorierna, klimatpåverkan, försurning, övergödning och bildandet av marknära ozon⁸² uttryckt i ekvivalenter av olika ämnen för jämförbarhet.

Detta steg gjordes i ORWARE och exporterades till Excel där utsläppen summerades. Summan av utsläppen i de olika scenarierna redovisas i Tabell C.4.1 nedan:

Tabell C.4.1 Karaktäriserade utsläpp för de fyra viktade påverkanskategorierna

	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
Klimatpåverkan					
[ton CO ₂ -ekv.]	10648	6591	10264	10282	8068
Försurning					
[ton SO ₂ -ekv.]	54	36	61	53	55
Övergödning					
[ton O ₂ -ekv.]	363	296	514	422	374
Bildandet av marknära ozon					
[kg C ₂ H ₄ -ekv.]	733	590	763	729	868

2. Framtagande av vikter för att relatera de olika påverkanskategorierna till varandra. I detta steg följdes de antaganden om totala skadevärden och diskontering som diskuteras i [59] och som sammanfattats tidigare i rapporten. En sammanfattning av siffrorna visas i Tabell C.4.2 nedan:

Tabell C.4.2 Beräkningssteg för viktning av påverkanskategorierna relativt varandra

Påverkanskategori	Totalt skadevärde	Diskonterat med ln	I förhållande till klimatförändring ¹
Klimatpåverkan	1.11821*10 ¹¹	25.4	1.00
Försurning	143824670	18.8	0.74
Övergödning	45756070	17.6	0.69
Bildandet av marknära ozon	2315091	14.7	0.58

¹Att viktningen av påverkanskategorierna gjorts i förhållande till klimatförändringen (och inte till summan av det totala logaritmerade skadevärdet) är för att underlätta beräkningarna om någon påverkanskategori tillkommer eller tas bort.

3. Normalisering av utsläppen för att göra dem dimensionslösa. Detta gjordes genom att först dividera utsläppen med det totala antalet människor som omfattas av systemet (153 875 st enligt [34]), utsläppen är då i ton per person och år. Sedan dividerades utsläppen med normaliseringsvärden enligt Tabell C.4.3 och som kan utlösas av enheterna på normaliseringsvärdena blir utsläppen därmed dimensionslösa.

⁸² Bildandet av marknära ozon har tagits med i viktningen trots att denna påverkanskategori inte redovisats i rapporten eftersom data om denna påverkan ändå beräknats och därför för noggrannhetens skull ändå bör inkluderas när det finns tillgängligt.

Tabell C.4.3 Normaliseringsvärden för de olika påverkanskategorierna

Påverkanskategori	Normaliseringsvärde	Enhet
Klimatpåverkan	8 700 000	g CO ₂ -ekv per person, år
Försurning	124 000	g SO ₂ -ekv per person, år
Övergödning	911 251	g O ₂ -ekv per person, år
Bildandet av marknära ozon	20 000	g C ₂ H ₄ -ekv per person, år

Normaliseringsvärdena för klimatpåverkan, försurning och bildandet av marknära ozon är tagna från [59] och baserade på värden från UMIP och SNV/SCB.

I EcoEffect uttrycks vanligtvis påverkanskategorin övergödning i nitratekvivalenter (NO₃) och det gick därför inte att direkt normalisera värdena från ORWARE eftersom dessa beräknats som O₂-ekvivalenter. Ett normaliseringsvärde för O₂-ekvivalenter räknades därför fram genom att ta de totala utsläppen av övergödande ämnen till luft och vatten i Sverige och karakterisera dessa enligt Eutrofication Max och sedan dela på det totala antalet människor i Sverige, se C.4.4 nedan:

Tabell C.4.4 Beräkning av normaliseringsvärde för O₂-ekvivalenter

Ämne	Utsläpp ¹	Karakteriseringsvärde	Totalt [ton O ₂ -ekv]
Ammoniak (till luft)	53 650 ton	20 kg O ₂ /kg ämne	1 073 000
Kväveoxider (till luft)	250 700 ton	20 kg O ₂ /kg ämne	5 014 000
Kväve (till vatten)	78 700 ton	140 kg O ₂ /kg ämne	1 574 000
Fosfor (till vatten)	3 130 ton	20 kg O ₂ /kg ämne	438 200
Totalt:			8 099 200
Per person² (normaliseringsvärde):			911 251

¹Värden hämtade från [22]

²Eftersom utsläppen är från 2001 används även folkmängden i Sverige 2001 vilken var cirka 8 888 000 st [40].

För att kontrollera att det framräknade normaliseringsvärdet var korrekt gjordes ytterligare en beräkning av ett normaliseringsvärde med samma karakteriseringsfaktorer men baserat på uppgifter om totala utsläpp i Sverige från [30]. Även dessa beräkningar mynnade ut i ett jämnstort normaliseringsvärde och beräkningarna ansågs därmed vara korrekta och lämpliga att använda.

4. Vikta de dimensionslösa utsläppen relativt varandra och summera till en total miljöpåverkan. Detta gjordes genom att de dimensionslösa utsläppen multiplicerades med de relativa vikterna i C.4.2 och sedan summerades och normerades, se Tabell C.4.5.

Tabell C.4.5 Viktad totalpåverkan

Påverkanskategori	Totalpåverkan*1 000				
	Fb ext	Fb Gävle	Kp Sala	Kp Gävle	Röt UA
Klimatpåverkan	7.95	4.92	7.67	7.68	6.03
Försurning	2.85	1.87	3.22	2.77	2.88
Övergödning	2.59	2.11	3.66	3.01	2.66
Bildandet av marknära ozon	0.24	0.19	0.25	0.24	0.28
Summa:	13.62	9.10	14.80	13.70	11.85
<i>Normerat:</i>	<i>1.00</i>	<i>0.67</i>	<i>1.09</i>	<i>1.01</i>	<i>0.87</i>

Viktningen beräknades även stegvis för avfallshanteringssystemet, det kompletterande systemet och det uppströmssystemet och de resultat som inte redovisats i kapitel 5.8.5 återfinns i Bilaga 4.

C.5. Ekonomiska data för komposteringsanläggningen i Sala

Som jämförelse till den gjorda investeringsbedömningen av membrankomposteringsanläggning som gjorts i studien kan följande data redovisas för den befintliga anläggningen i Sala, se Tabell C.5.1. Samtliga värden har fått från [55] och justerats enligt kommentarer för jämförbarhet med de andra beräkningarna.

Tabell C.5.1 Ekonomiska parametrar för komposteringsanläggningen i Sala

		Kommentar:
Grundinvestering:	12 243 125 kr	Inklusive allt, uppräknat till en kapacitet på 10 300 ton för jämförbarhet. Den egentliga grundinvesteringen är 9,5 miljoner kronor på en kapacitet på 8 000 ton
Intäkt från jordförsäljning	77 kr/ton kompost	Baserat på uppgift om intäkt mellan 125 och 260 kr per ton jord och en inblandning av kompost i jorden på 40 %.
Intäkt, mottagningsavgift	400 kr/ton mottaget avfall	
Summa intäkter:	4 314 113 kr/år	Beräknat på 10 310 ton mottaget avfall och 2 469 ton producerad kompost
Behandlingskostnad	350 kr/ton	Rörliga och fasta kostnader, inklusive kapitalkostnader mm.
Summa kostnader:	3 608 500 kr/år	Beräknat på 10 310 ton behandlat avfall

Dessa förutsättningar gör att anläggningen har ett årligt inbetalningsöverskott på 705 600 kr (förutsatt en mottagningsavgift på 400 kr/ton) en återbetalningstid (payback-tid) på strax över 17 år. Något som bör påpekas är att behandlingskostnaden för anläggningen är låg relativt behandlingskostnaden för de anläggningar som byggs idag.

Beräknad annuitet för anläggningen blir vid dagens mottagningsavgifter -90 000 kronor och mottagningsavgifterna behöver bara stiga med 15 kr/ton till 415 kr/ton för att annuiteten skall bli positiv.

C.6. Uppdaterade/Ändrade parametrar relativt tidigare ORWARE-simuleringar

Redovisningen av ändrade parametrar i ORWARE och modellförändringar är främst till för att underlätta kommande arbete och framtida simuleringar i ORWARE. Läsare som inte själva skall använda ORWARE behöver därför inte lägga någon vikt vid förståelse av detta stycke. De parametervärden som ändrats eller lagts till visas i Tabell C.6.1 nedan:

Tabell C.6.1 Ändrade eller tillförda parametrar

Parameter	Nytt värde (tidigare värde)	Orsak	Möjlig påverkan på resultatet
ecNExternalFEC ecNExternalWEC Priser på kväve	EcNExternalFEC=8,15 ¹ (6,9) EcNExternalFEC=6,02 ¹ (5,1)	Uppdaterat prisläge pga fortskriden tid	Inte så stor, priserna har ökat med ca 20 % men detta är inte tillräckligt för att ge ett särskilt stort genomslag i resultaten.
EcLfTax Deponiskatt	ecLfTax=0.37 (0,25)	Höjning av deponoskatten har skett till 370 kr/ton	Liten i denna studie eftersom så liten mängd deponeras
EcKExternal Priset på kalium	ecKExternal=4.8 ¹ (0,0)	Denna parameter fanns inte med tidigare, men eftersom Kalium genereras så bör det prissättas i externa systemet	Mycket liten

¹Från [42]

²Beräknat med värden från [42] samt hjälp av tidigare studies förhållande mellan KaliumFEC och KaliumWEC på så sätt att $KaliumFEC = 1,18 * KaliumWEC$

Övriga ändringar:

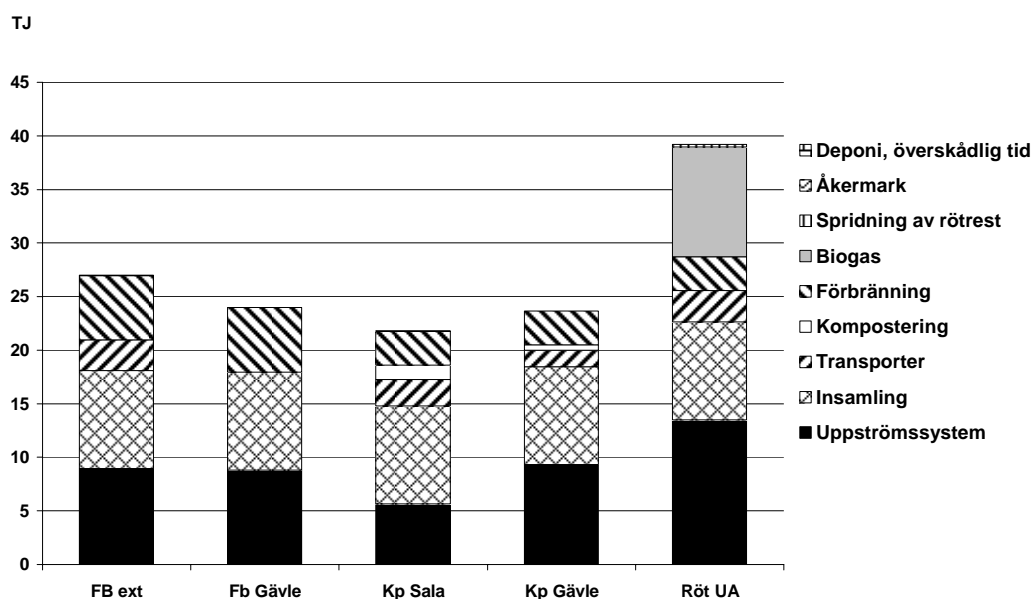
- Insamlingsmodellen samt de olika avfallskällorna är modifierade och anpassade för denna specifika studie.
- I delmodellerna:
 - Transport, spreading and soil emission from organic residue/Soilt(1-10)/Subsystem(1-10)/r1/NH4/ha for product 2/Calculates water content* och
 - Transport, spreading and soil emission from organic residue/Transport and Spreading/Spreading of residues/Spreading residue(1-7)/Calculates water content*
 har en matlab function ersatts med två switchar. Detta eftersom matlab 7 inte tolererade det gamla sättet. Funktionen är dock fortfarande densamma.
- I förbränningsdelmodellen:
 - Incineration plant 1/Incinerator/Raw Gas Generator*
 har beräkningarna av N₂O, NH₃ och CO modellerats om så att de beräknas som kg/MJ med hjälp av LHV. Detta för att de två förbränningsanläggningarna som ingick i studien hade angivna värden i dessa enheter.

D. Bilaga 4: Övriga resultat

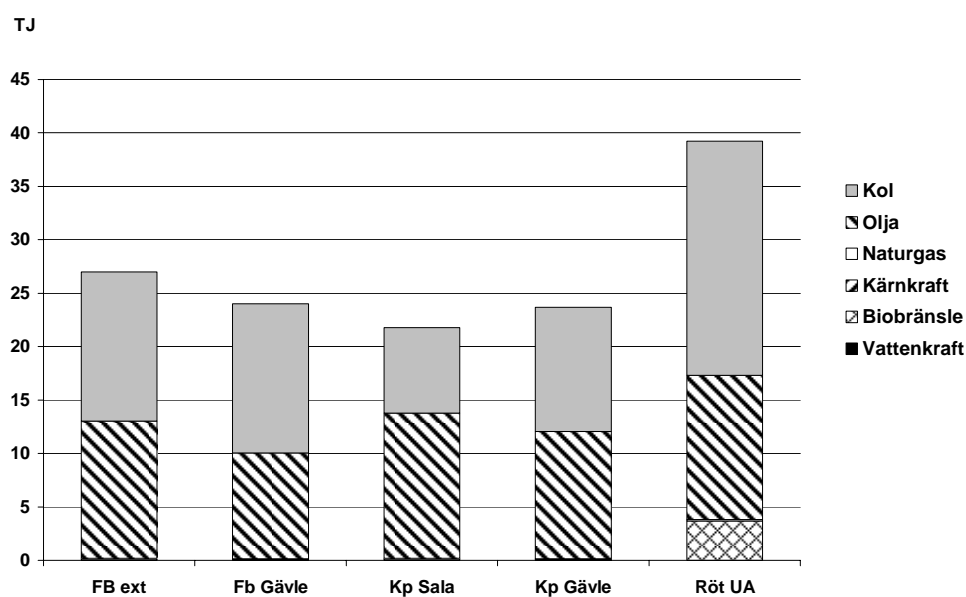
I följande bilaga redovisas de resultat som på grund av platsbrist inte kunde inkluderas i kapitel 5 Resultat. Dessutom redovisas de resultat som genererats från känslighetsanalyserna och som ligger till grund för de sammanställningar som gjorts på tabellform i kapitel 6 Känslighetsanalys. Samtliga resultat redovisas i diagramform.

D.1. Förbrukning av energiråvara för avfallshanteringsystemet

Förbrukningen av energiråvara visas för avfallshanteringsystemet i Figur D.1.1 – D.1.2.



Figur D.1.1 Förbrukning av energiråvara för avfallshanteringsystemet uppdelat på processer

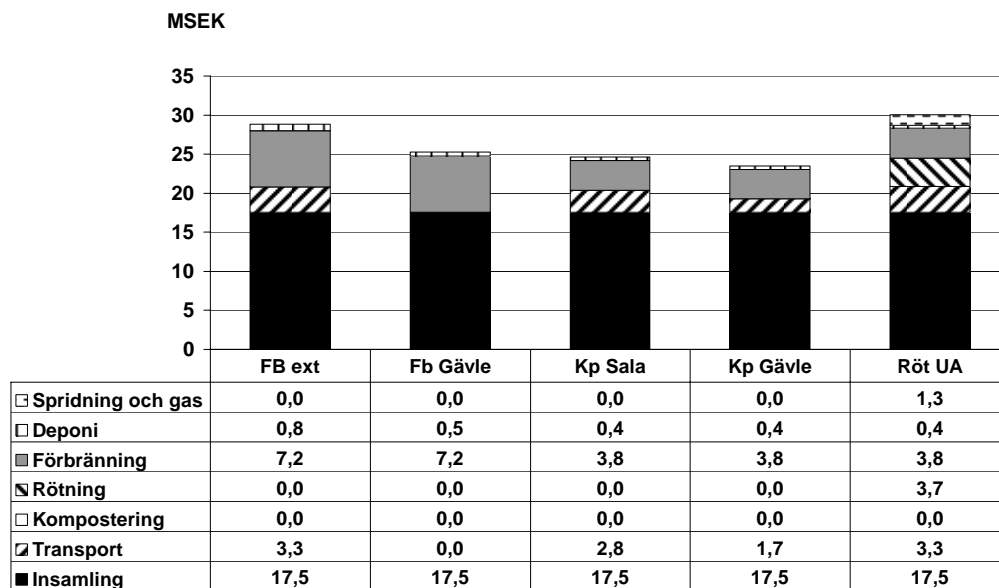


Figur D.1.2 Förbrukning av energiråvara för avfallshanteringsystemet uppdelat på energislag

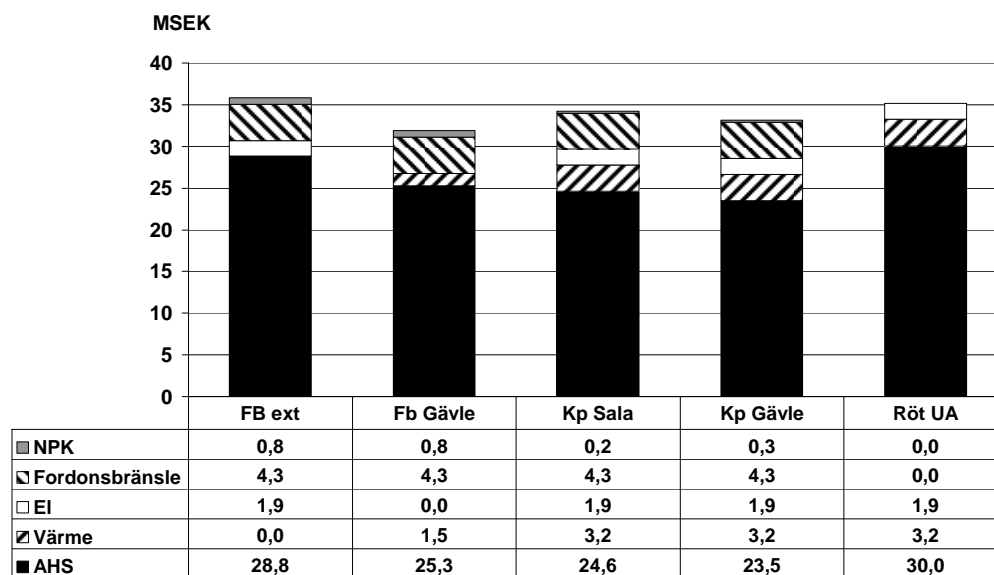
D.2. Behandlingskostnader på företagsnivå

Behandlingskostnaderna på företagsnivå illustrerar själva kostnaden för det företag som genomför behandlingen av avfallet. Beräkningarna grundar sig till största delen på kostnadsdata från [2].

Att förbränning är dyrare än till exempel kompostering beror på att förbränning av avfall är förknippat med bland annat stora investeringskostnader och det bör betonas att i diagrammen nedan visas *enbart kostnader* för behandlingsmetoderna och inte både kostnader och intäkter. Detta bör ha i åtanke vid tolkningen av diagrammen och för en mer komplett företagsekonomisk analys hänvisas läsaren till kapitel 8 Investeringsbedömning.



Figur D.2.1 Behandlingskostnader på företagsnivå för avfallshanteringssystemet uppdelat på aktiviteter

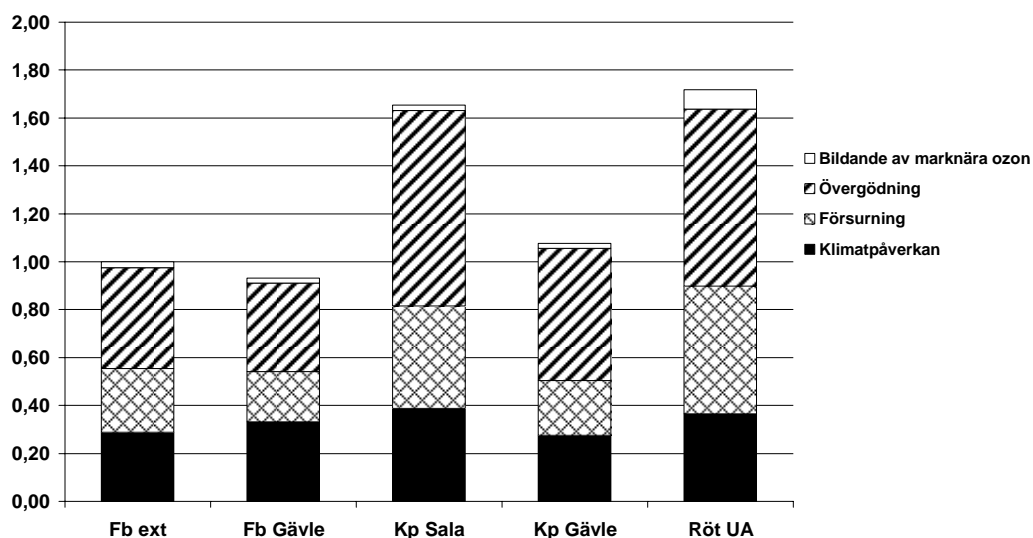


Figur D.2.2 Behandlingskostnader på företagsnivå för det totala systemet

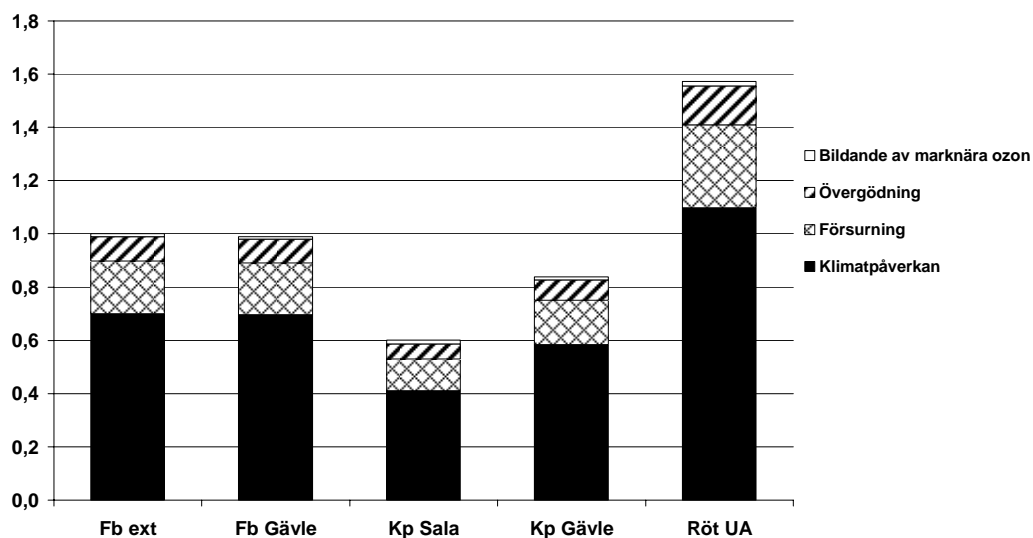
D.3. Viktade resultat –EcoEffect

Följande figurer, Figur D.3.1 – D.3.3, visar de resultat från viktningen med EcoEffect som på grund av platsbrist inte redovisades i kapitel 5 Resultat.

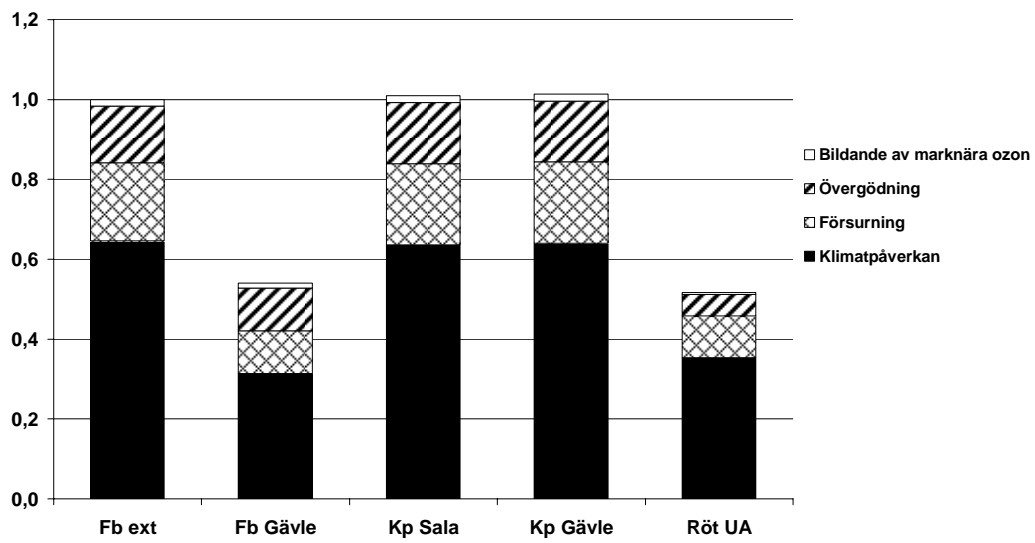
Figureerna visar hur påverkan från de fyra olika miljöpåverkanskategorierna förhåller sig relativt varandra uppdelat på avfallshanteringsystemet (Figur D.3.1), det uppströmssystemet (Figur D.3.2) och det kompletterande systemet (Figur D.3.3).



Figur D.3.1 Viktade resultat med EcoEffect, avfallshanteringsystemet



Figur D.3.2 Viktade resultat med EcoEffect, uppströms systemet



Figur D.3.3 Viktade resultat med EcoEffect, kompletterande systemet

D.4. Känslighetsanalys –val av metod för elproduktion

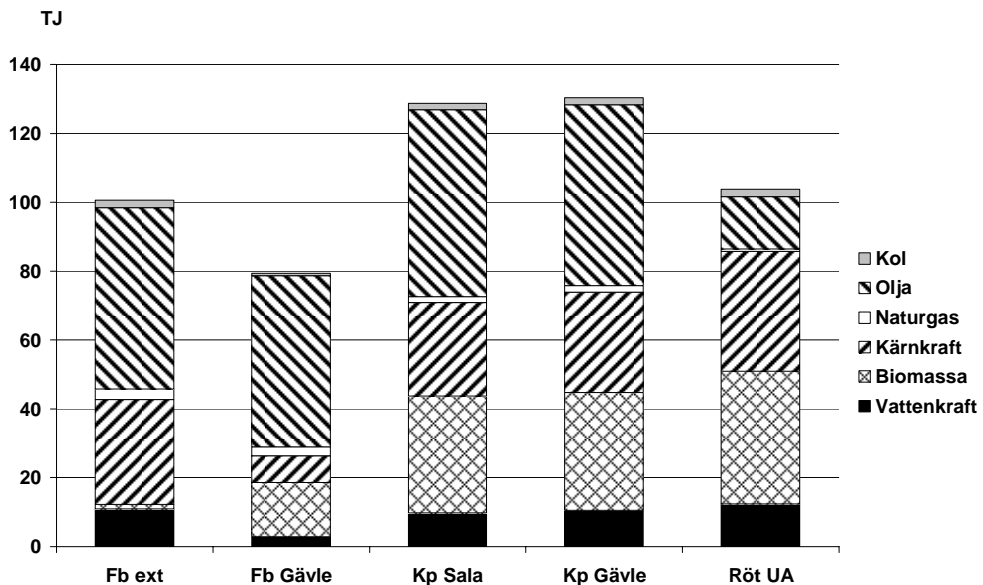
I följande stycke redovisas de diagram som ligger till grund för de sammanfattande tabellerna med avseende på den känslighetsanalys av val av metod för elproduktion som visas i kapitel 8 Känslighetsanalys. Stycket är uppdelat efter de två olika parameterändringar som simulerades i känslighetsanalysen:

- Extern el baserad på svensk elmix.
- Extern el baserad på europeisk elmix.

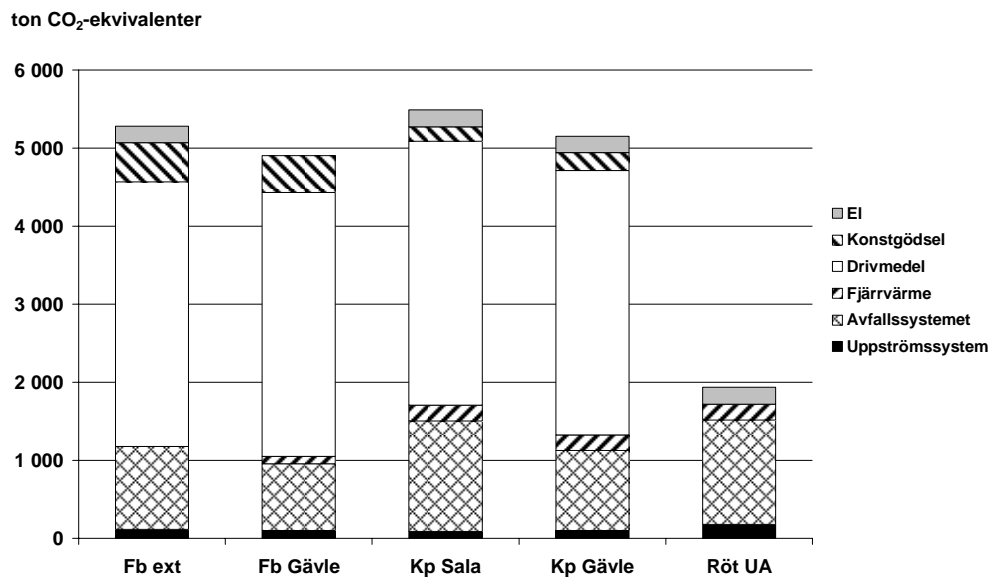
D.4.1. Svensk elmix

De resultat som redovisas för simuleringen med extern el baserad på svensk elmix är:

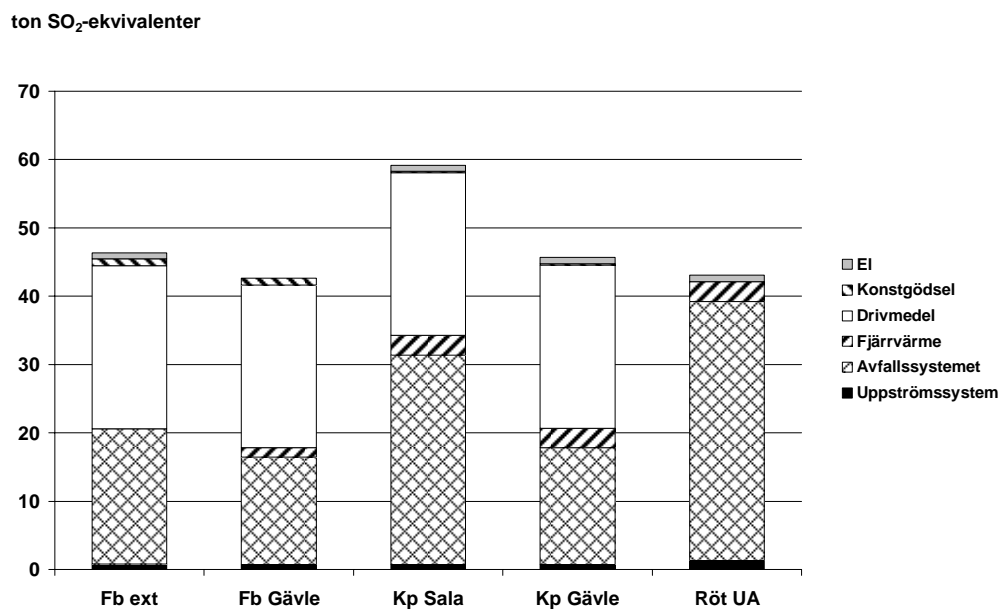
- Förbrukning av energiråvara för det totala systemet (Figur D.4.1).
- Klimatpåverkan för det totala systemet (Figur D.4.2).
- Påverkan i form av försurande utsläpp från det totala systemet (Figur D.4.3).
- Påverkan i form av övergödande utsläpp från det totala systemet (Figur D.4.4).
- Normerade resultat (Figur D.4.5).
- Viktade resultat med miljöekonomi ORWARE (Figur D.4.6).
- Viktade resultat med EPS (Figur D.4.7).
- Viktade resultat med EcoTax'99 (Figur D.4.8).
- Viktade resultat med EcoEffect (Figur D.4.9).



Figur D.4.1 Förbrukning av energiråvara för det totala systemet, uppdelat på energislag (svensk elmix)

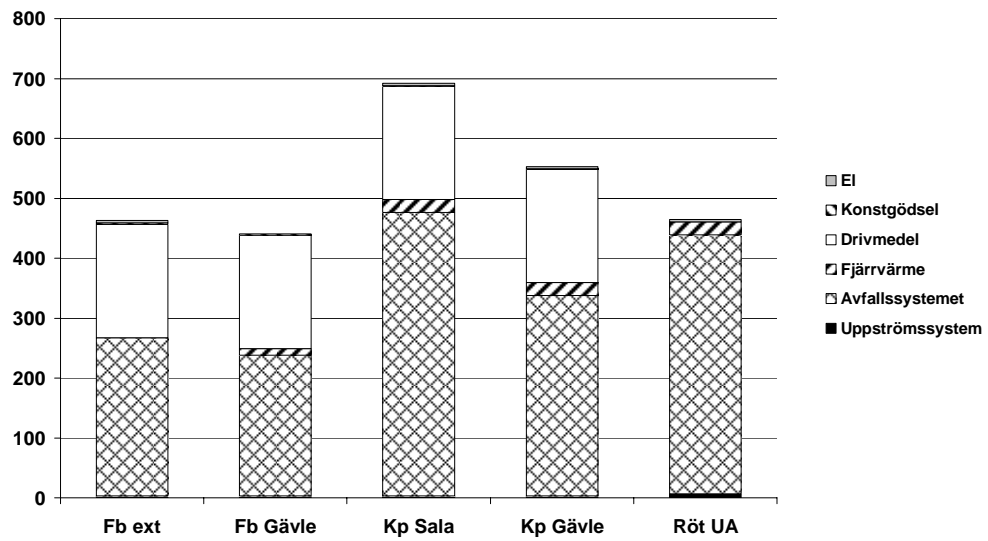


Figur D.4.2 Klimatpåverkan från det totala systemet uttryckt i koldioxidekvivalenter (svensk elmix)

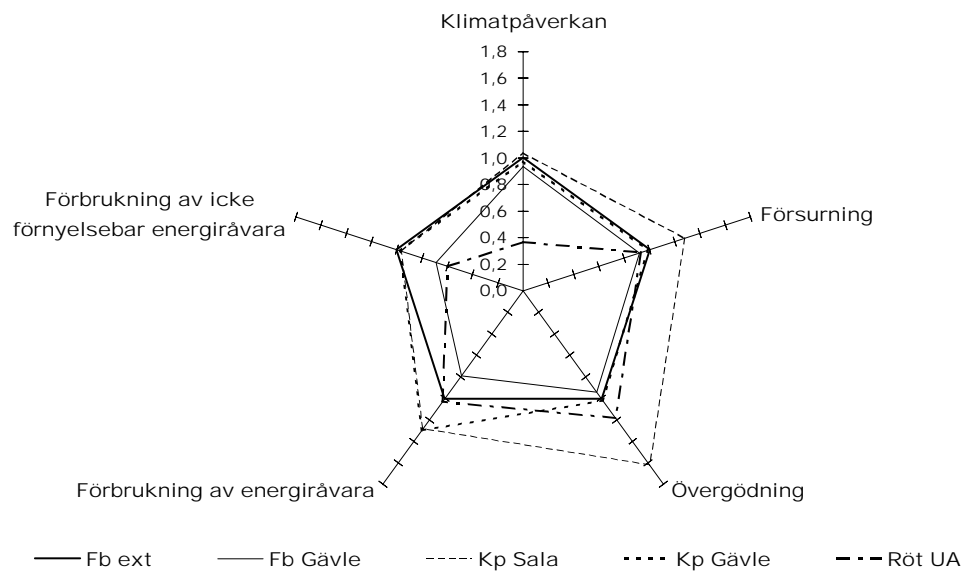


Figur D.4.3 Utsläpp av försurande ämnen för det totala systemet uttryckt i svaveldioxidekvivalenter (svensk elmix)

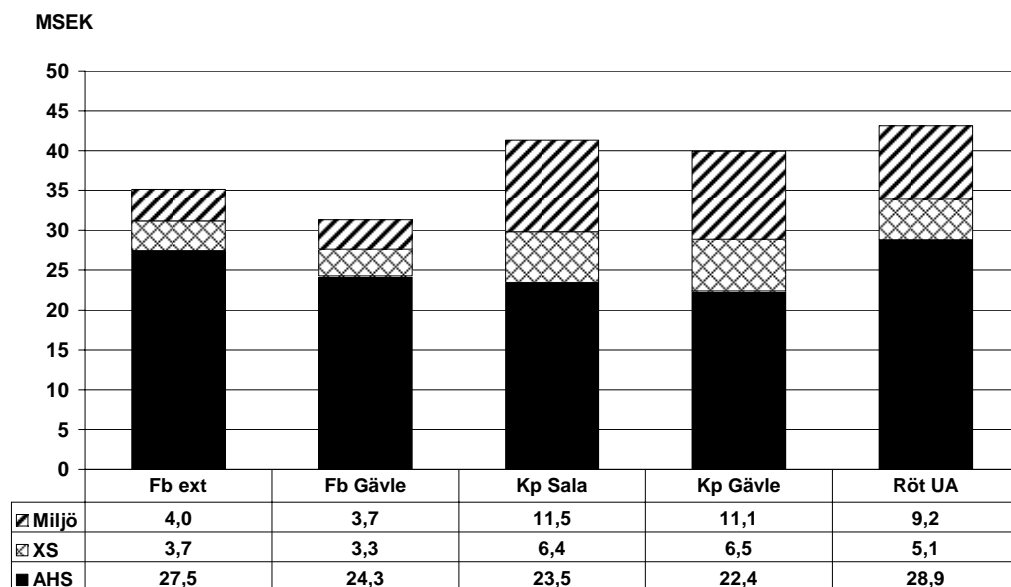
ton O₂-ekvivalenter



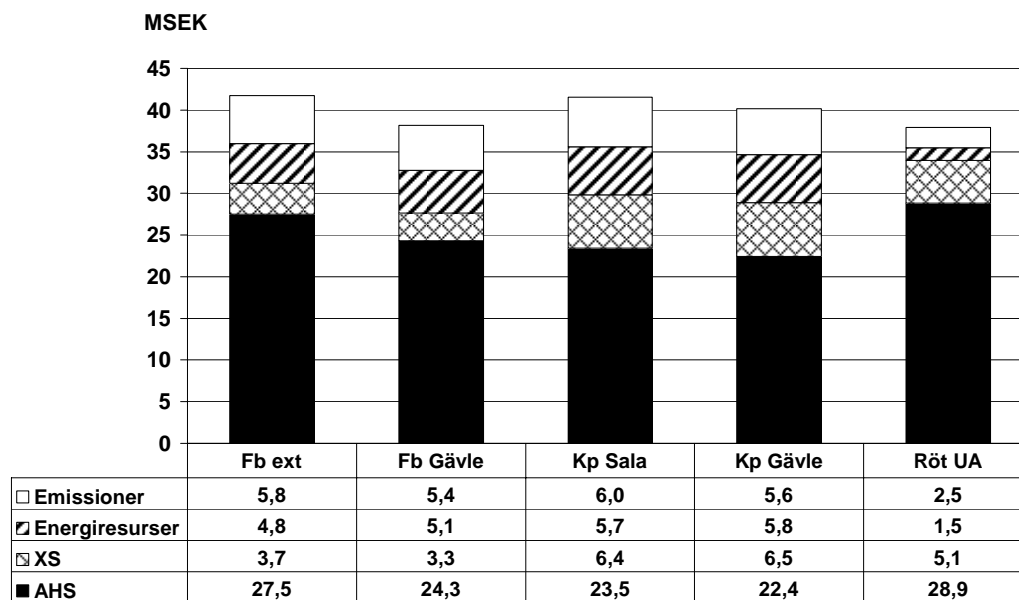
Figur D.4.4 Utsläpp av övergödande ämnen för det totala systemet uttryckt i syrgasekvivalenter (svensk elmix)



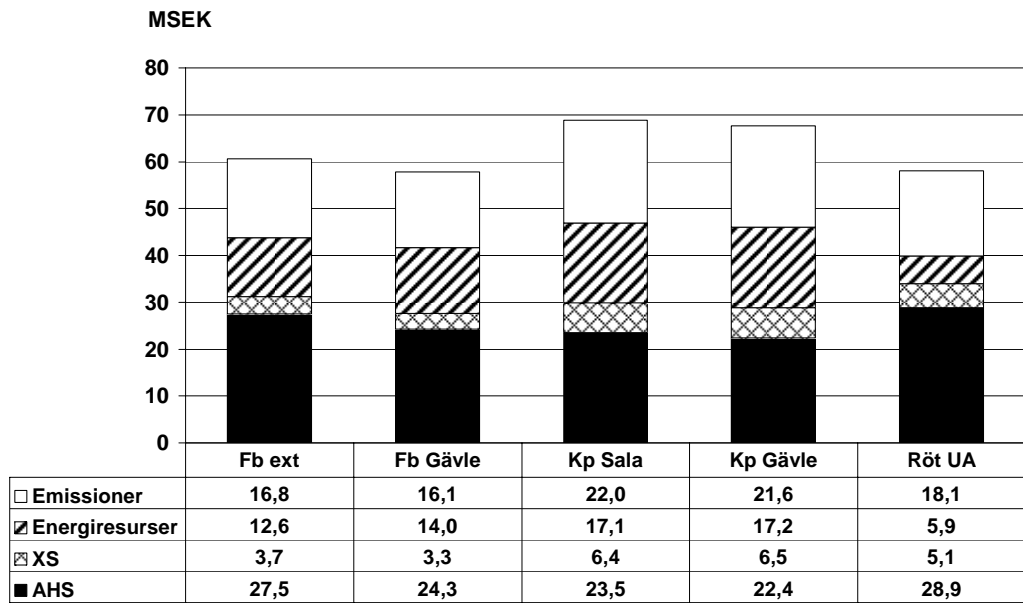
Figur D.4.5 Normerade resultat (svensk elmix)



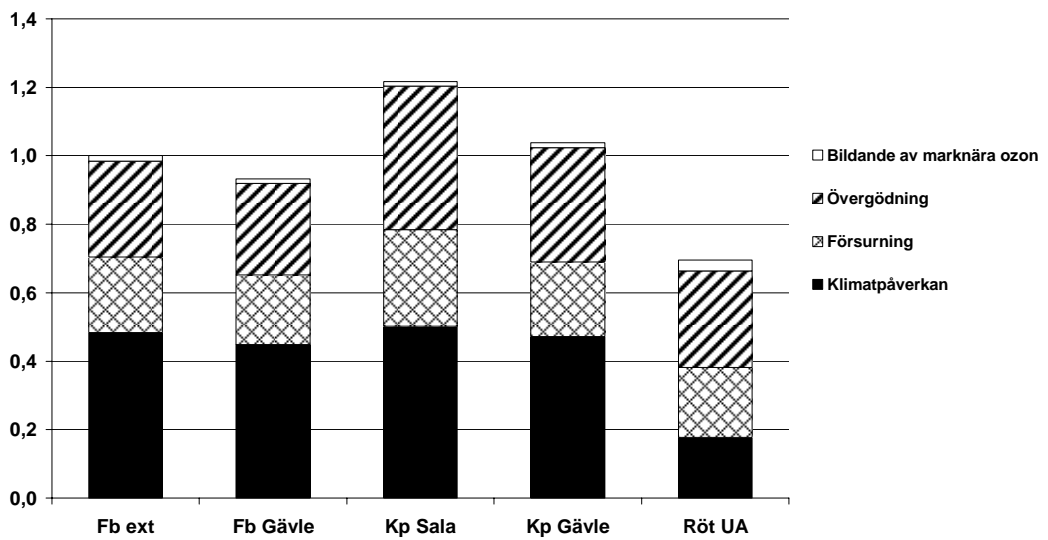
Figur D.4.6 Viktade resultat, miljöekonomi ORWARE (svensk elmix)



Figur D.4.7 Viktade resultat, EPS (svensk elmix)



Figur D.4.8 Viktade resultat, EcoTax'99 (svensk elmix)

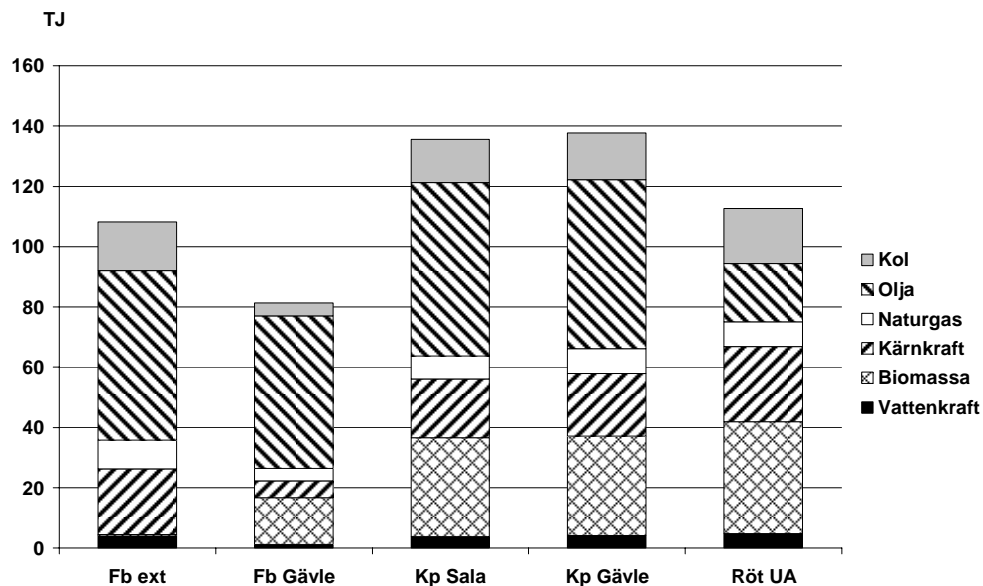


Figur D.4.9 Viktade resultat, EcoEffect (svensk elmix)

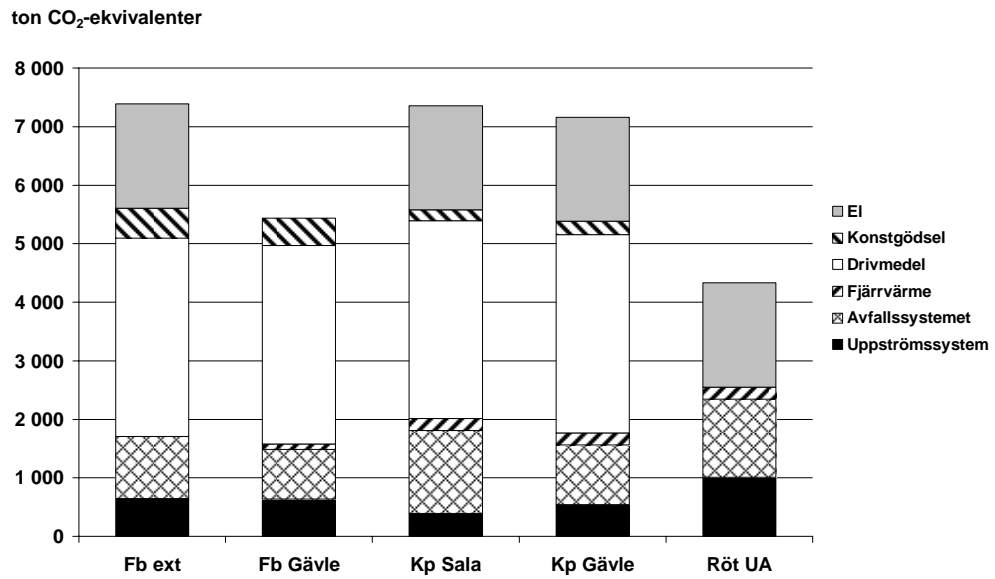
D.4.2. Europeisk elmix

De resultat som redovisas för simuleringen med extern el baserad på europeisk elmix är:

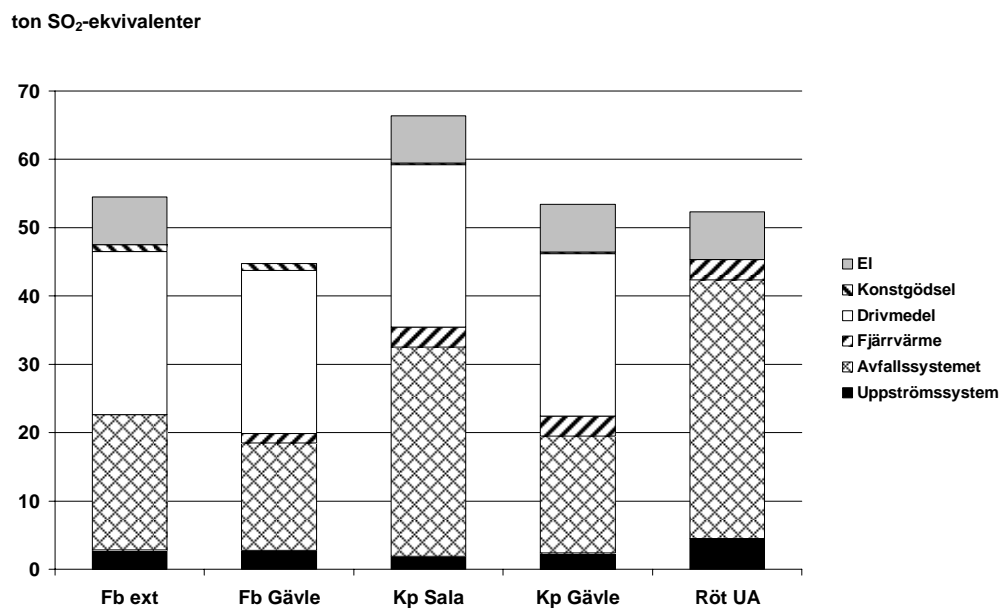
- Förbrukning av energiråvara för det totala systemet (Figur D.4.10).
- Klimatpåverkan för det totala systemet (Figur D.4.11).
- Påverkan i form av försurande utsläpp från det totala systemet (Figur D.4.12).
- Påverkan i form av övergödande utsläpp från det totala systemet (Figur D.4.13).
- Normerade resultat (Figur D.4.14).
- Viktade resultat med miljöekonomi ORWARE (Figur D.4.15).
- Viktade resultat med EPS (Figur D.4.16).
- Viktade resultat med EcoTax'99 (Figur D.4.17).
- Viktade resultat med EcoEffect (Figur D.4.18).



Figur D.4.10 Förbrukning av energiråvara för det totala systemet, uppdelat på energislag (europeisk elmix)

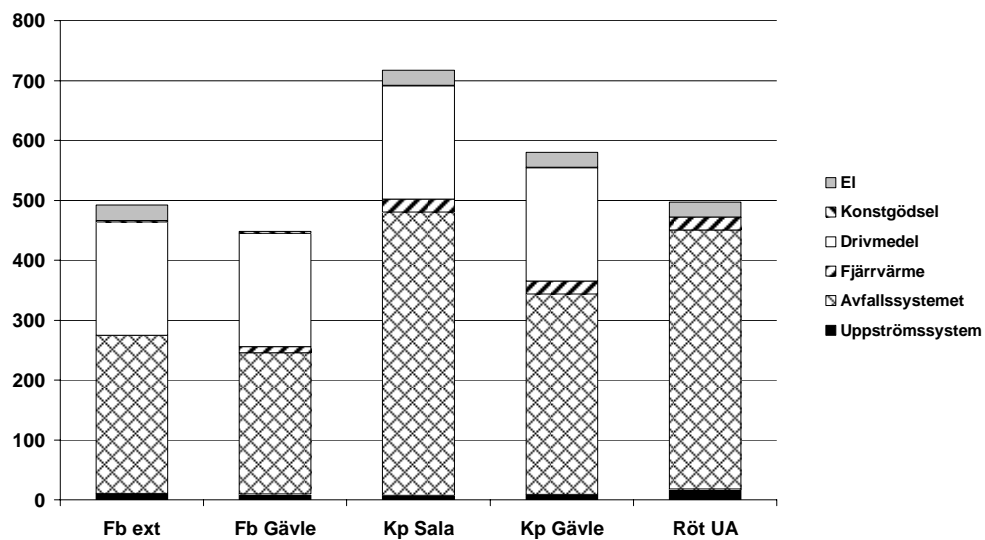


Figur D.4.11 Klimatpåverkan från det totala systemet uttryckt i koldioxidekvivalenter (europeisk elmix)

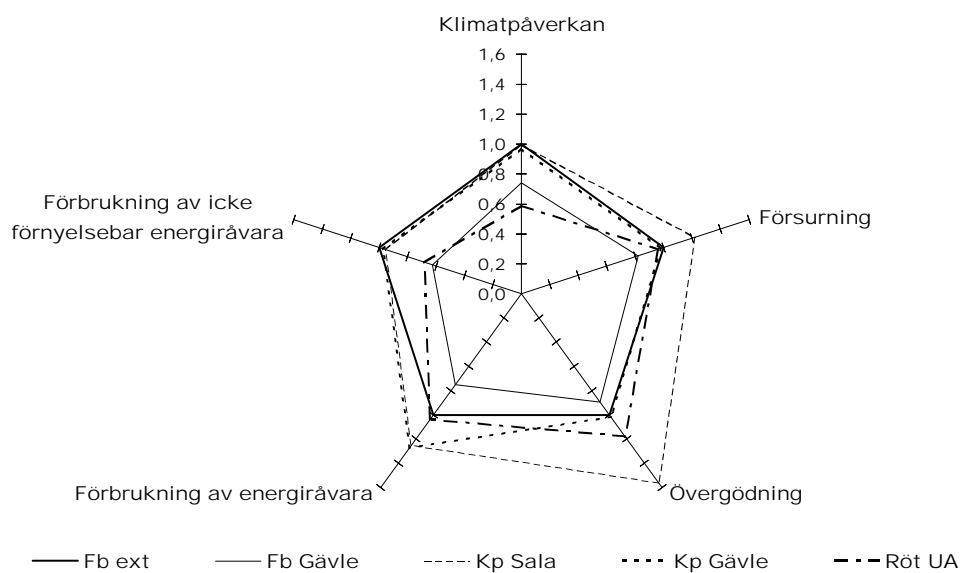


Figur D.4.12 Utsläpp av försurande ämnen för det totala systemet uttryckt i svaveldioxidekvivalenter (europeisk elmix)

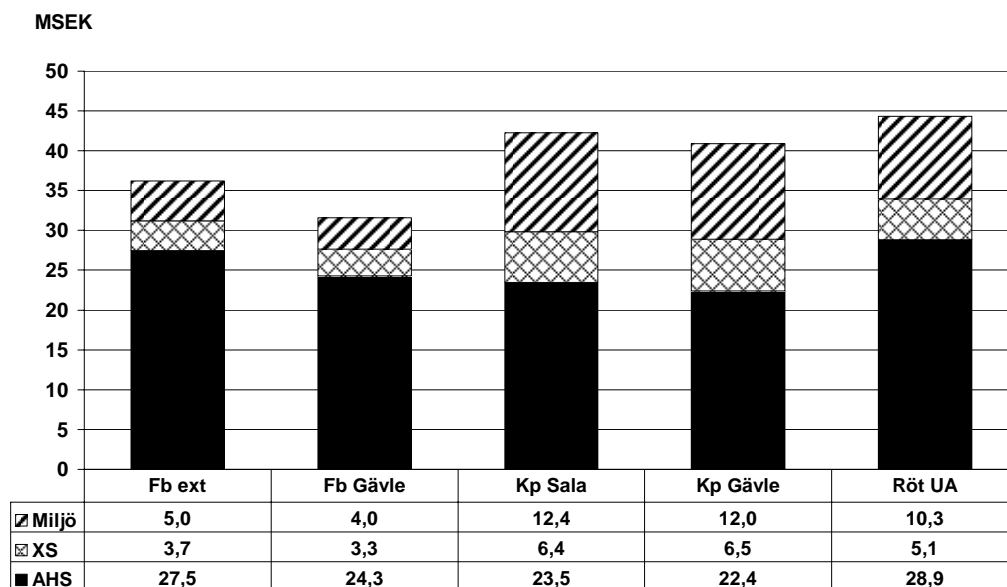
ton O₂-ekvivalenter



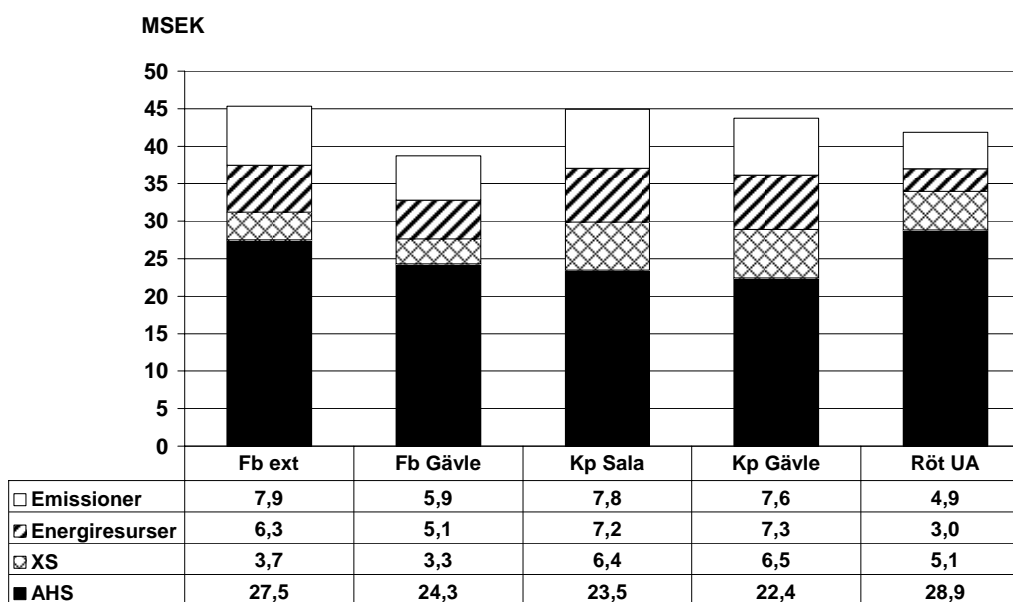
Figur D.4.13 Utsläpp av övergödande ämnen för det totala systemet uttryckt i syrgasekvivalenter (europeisk elmix)



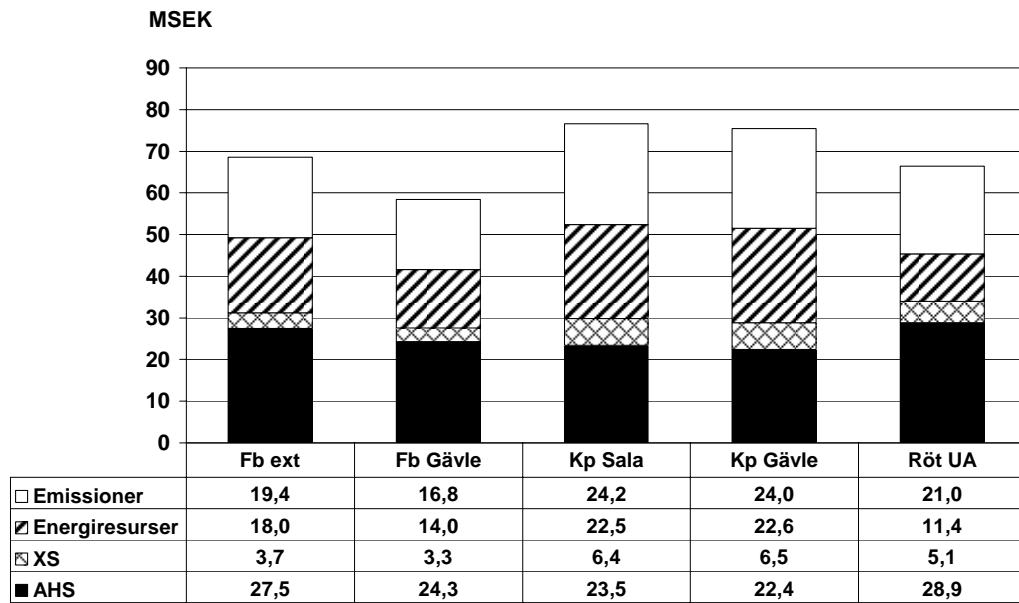
Figur D.4.14 Normerade resultat (europeisk elmix)



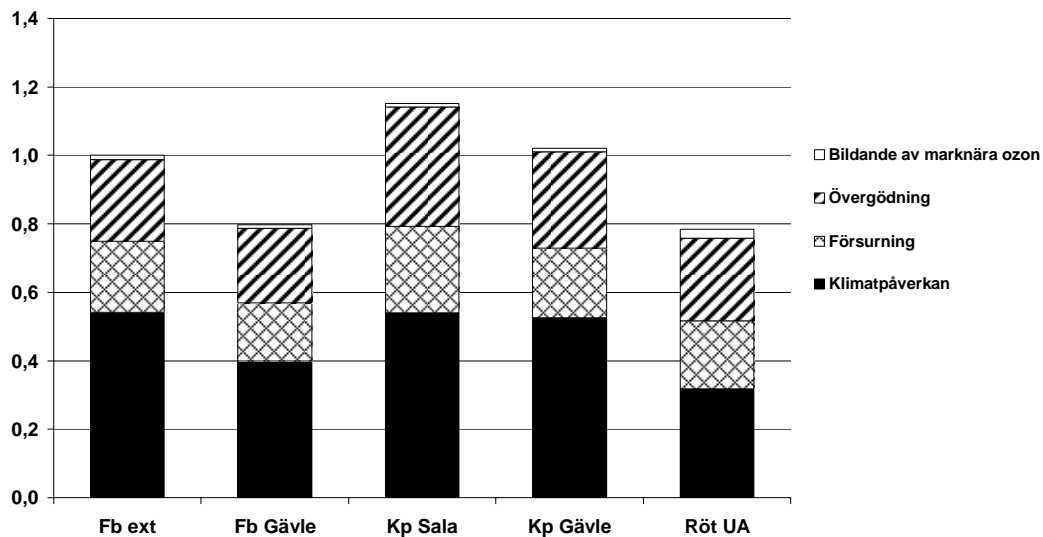
Figur D.4.15 Viktade resultat, miljöekonomi ORWARE (europeisk elmix)



Figur D.4.16 Viktade resultat, EPS (europeisk elmix)



Figur D.4.17 Viktade resultat, EcoTax'99 (europeisk elmix)



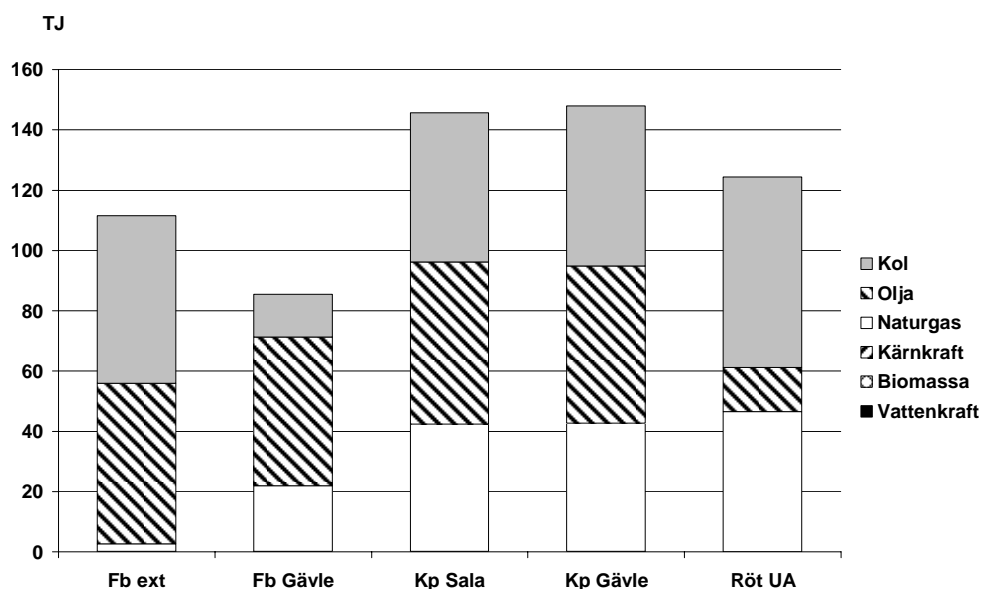
Figur D.4.18 Viktade resultat, EcoEffect (europeisk elmix)

D.5. Känslighetsanalys –val av metod för fjärrvärmeproduktion

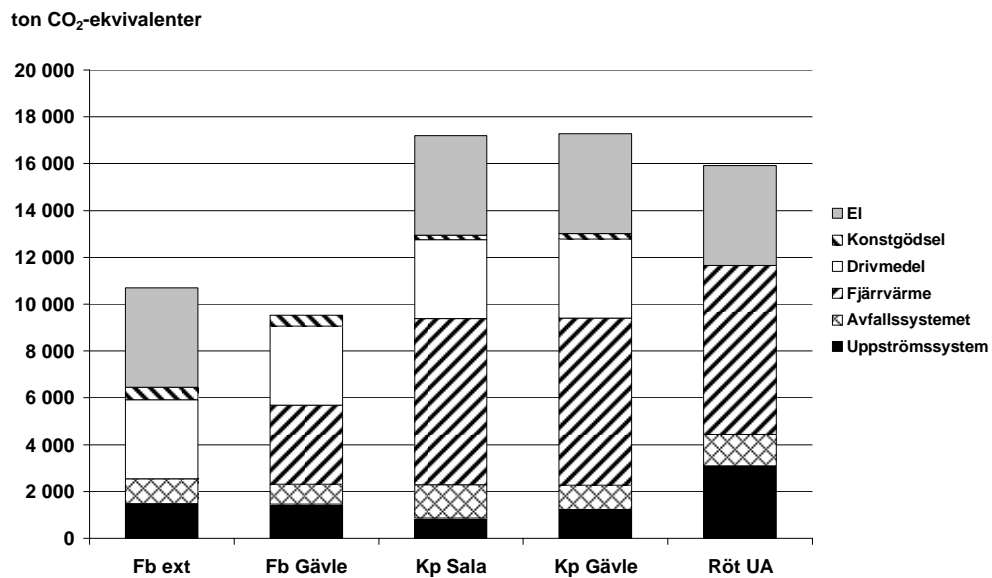
I följande stycke redovisas de diagram som ligger till grund för de sammanfattande tabellerna med avseende på den känslighetsanalys av val av metod för fjärrvärmeproduktion som visas i kapitel 8 Känslighetsanalys. Analysen har gjorts på att energiråvaran för produktion av fjärrvärme har simulerats som naturgas istället för biobränsle.

De resultat som redovisas för simuleringen med extern fjärrvärme baserad på naturgas är:

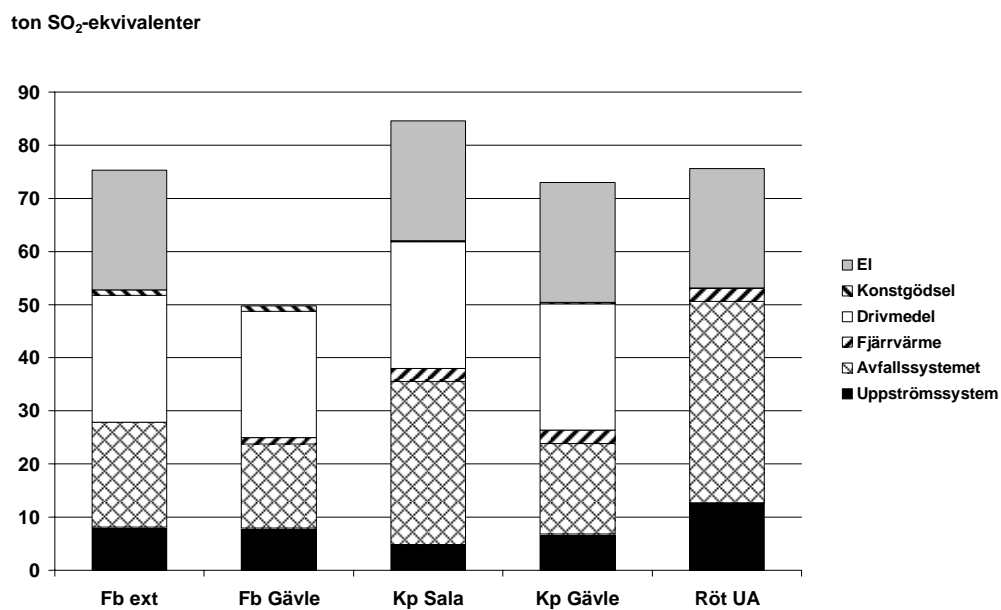
- Förbrukning av energiråvara för det totala systemet (Figur D.5.1).
- Klimatpåverkan för det totala systemet (Figur D.5.2).
- Påverkan i form av försurande utsläpp från det totala systemet (Figur D.5.3).
- Påverkan i form av övergödande utsläpp från det totala systemet (Figur D.5.4).
- Normerade resultat (Figur D.5.5).
- Viktade resultat med miljöekonomi ORWARE (Figur D.5.6).
- Viktade resultat med EPS (Figur D.5.7).
- Viktade resultat med EcoTax'99 (Figur D.5.8).
- Viktade resultat med EcoEffect (Figur D.5.9).



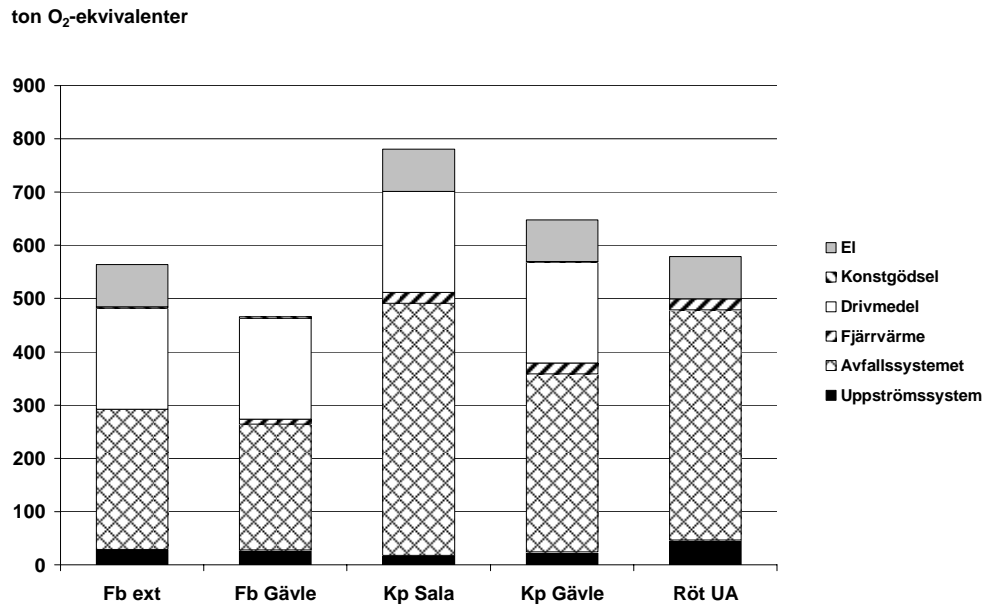
Figur D.5.1 Förbrukning av energiråvara för det totala systemet, uppdelat på energislag (naturgas)



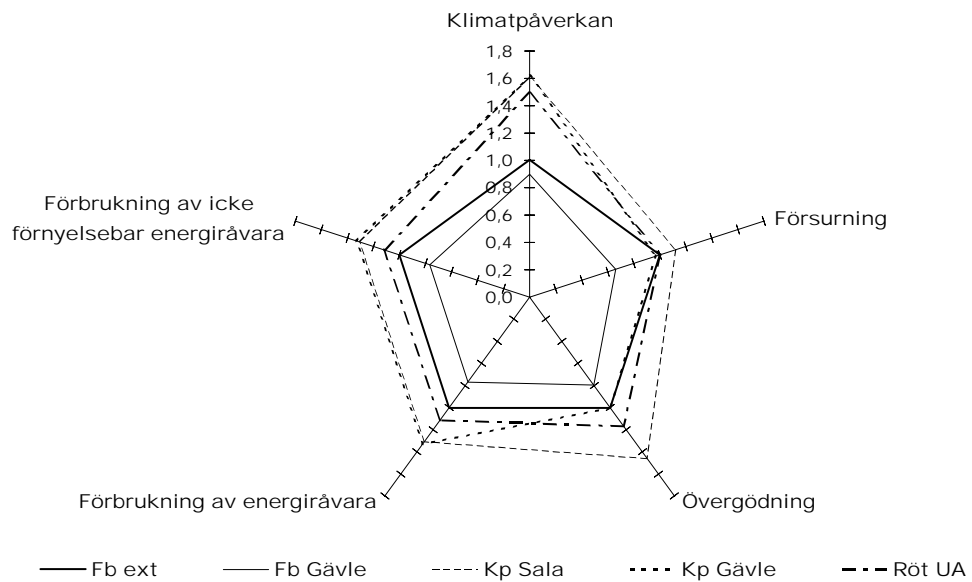
Figur D.5.2 Klimatpåverkan från det totala systemet uttryckt i koldioxidekvivalenter (naturgas)



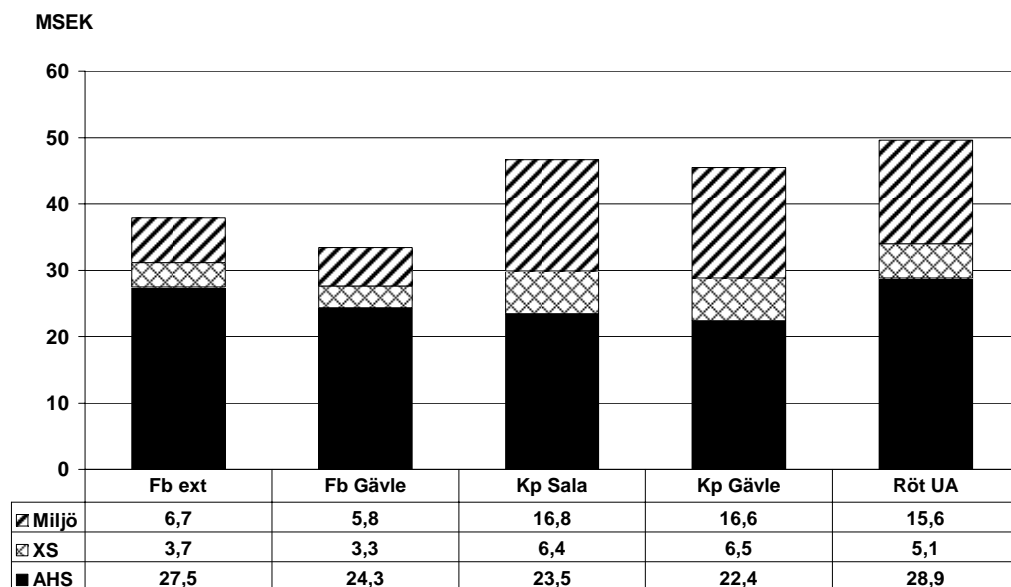
Figur D.5.3 Utsläpp av försurande ämnen för det totala systemet uttryckt i svaveldioxidekvivalenter (naturgas)



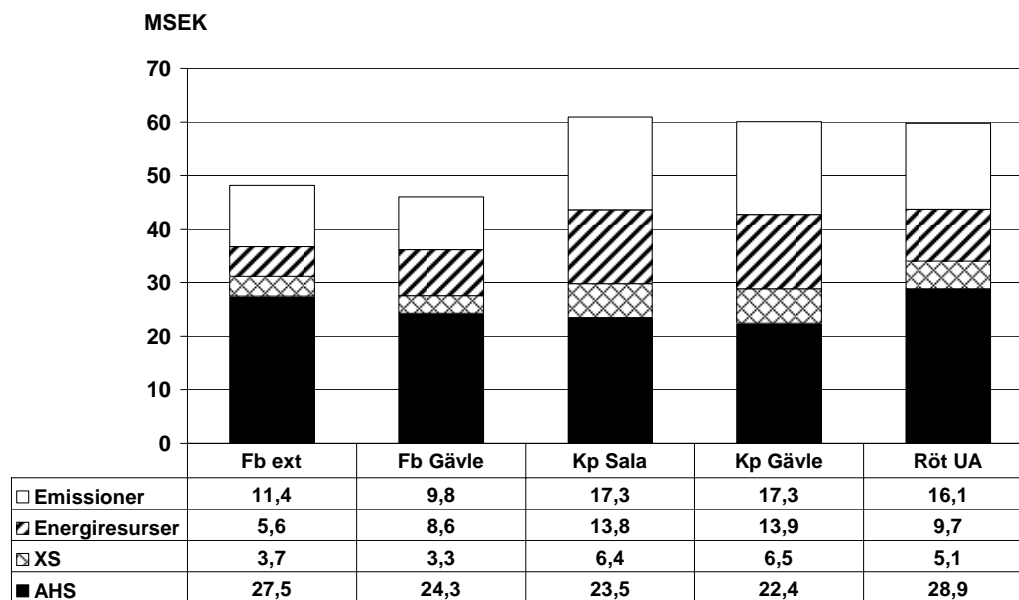
Figur D.5.4 Utsläpp av övergödande ämnen för det totala systemet uttryckt i syrgasekvivalenter (naturgas)



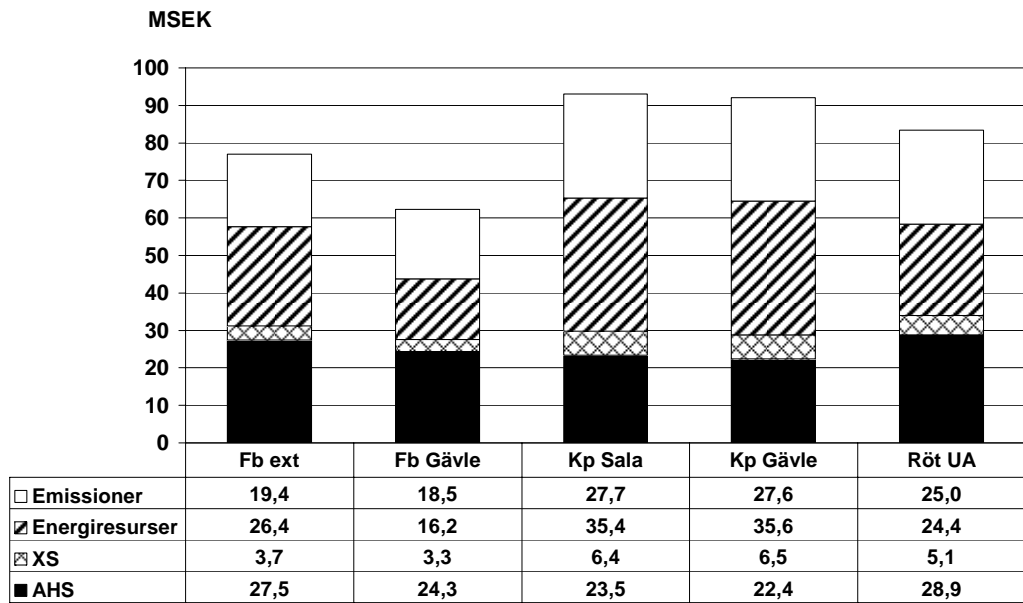
Figur D.5.5 Normerade resultat (naturgas)



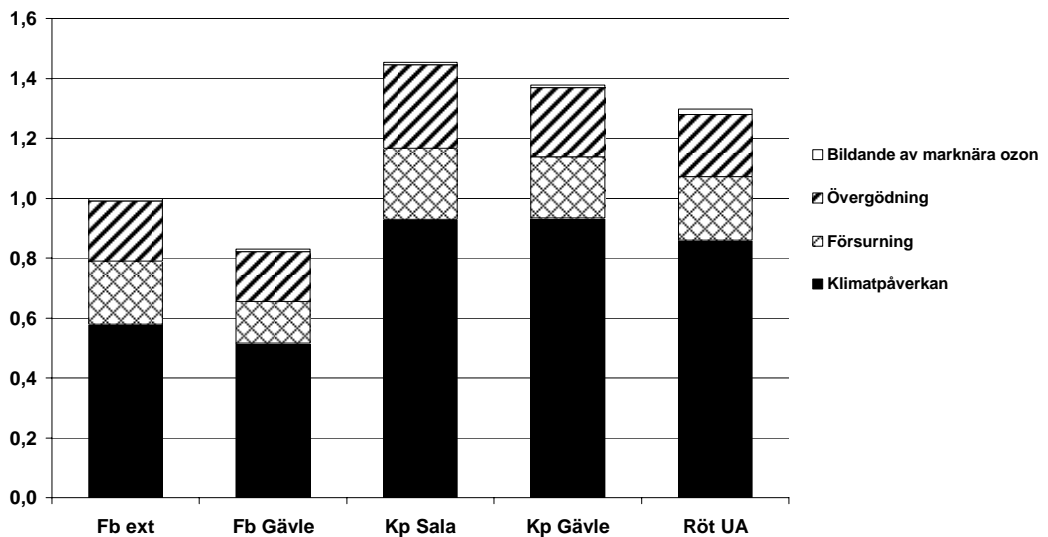
Figur D.5.6 Viktade resultat, miljöekonomi ORWARE (naturgas)



Figur D.5.7 Viktade resultat, EPS (naturgas)



Figur D.5.8 Viktade resultat, EcoTax'99 (naturgas)



Figur D.5.9 Viktade resultat, EcoEffect (naturgas)