



Kompostering av organiskt avfall från Gästrikeregionen

- miljöpåverkan av olika behandlingsalternativ

Anna Carlström

REFERAT

Kompostering av organiskt avfall från Gästrikeregionen – miljöpåverkan av olika behandlingsalternativ

Anna Carlström

Under de kommande åren kommer organiskt avfall samlas in från Gästrikeregionen för att komposteras. Insamlingen beräknas täcka hela regionen vid årsskiftet 2007/2008. Till en början samlas mindre mängder in och transporteras till en komposteringsanläggning i Sala. I framtiden planeras dock en komposteringsanläggning i Gästrikeregionen.

Syftet med examensarbetet var att utvärdera ett antal tänkbara komposteringsanläggningar för matavfallet med avseende på deras miljöpåverkan, samt deras lokalisering.

Fyra framtidsscenarier för kompostering av det organiska avfallet har utvärderats. Två innefattar membrankompostering, antingen i Sala eller i regionen. De följande två scenarierna innebär tunnelkompostering i Gästrikeregionen, vid Forsbacka avfallsdeponi eller vid ett område söder om Forsbacka.

Resultaten från systemanalysen påvisar en lägre miljöpåverkan från en tunnelkompost än från en membrankompost. På grund av en högre rening av kompostgasen förhindras övergödande och försurande ämnen att släppas ut. Tunnelkompostering innebär dock en högre elförbrukning jämfört med membrankompostering eftersom stora delar av anläggningen är automatiserad. Membrankompostering förbrukar däremot mer diesel än tunnelkompostering vid förflyttning av kompostmaterialet, vilket ger högre utsläpp av framförallt klimatpåverkande gaser. Generellt kan sägas att tunnelkompostering innebär att anläggningens emissioner lättare kan kontrolleras. Dessutom kan styrningen av kompostprocessen lättare förändras i enlighet med framtida krav och bestämmelser.

Nyckelord: kompostering, organiskt avfall, systemanalys, ORWARE

ABSTRACT

Composting of Organic Waste from the Region of Gästrikland – Environmental Impacts from Different Treatment Methods

Anna Carlström

In the coming years, organic food waste will be collected in the region of Gästrikland, Sweden. The collection is planned to cover the entire region by the end of year 2007. To start with, smaller amounts are being collected and transported to a central composting plant in Sala. However, a central composting plant in the region of Gästrikland is projected.

The objective of this thesis is to evaluate a number of possible methods for composting of organic food wastes regarding their environmental impacts and localization.

There are four scenarios for future composting of organic waste that have been evaluated. There are two that consist of membrane composting, either in Sala or in the region of Gästrikland. The other two scenarios consist of tunnel composting in the region of Gästrikland with two possible placements.

The result from the systems analysis shows a lower environmental impact when using tunnel composting, compared to membrane composting. As the tunnel compost uses technologies for treating the compost gas, the amount of substances that can contribute to acidification and eutrophication is considerably lowered. However, the use of electricity is higher since the automatic process demands a greater electricity input. At a membrane composting plant, vehicles are being used to move compost material. The combustion of diesel oil gives rise to gases that increase the global warming. According to future legislations, tunnel composting gives an easier control of the emissions and optimization of the compost process.

Keywords: composting, organic waste, systems analysis, ORWARE

*Department of Biometry and Engineering
Swedish University of Agricultural Sciences
Ulls väg 30 A
SE-750 07 Uppsala
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 20 poäng och har utförts inom ramen för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet har genomförts i Gävle som ett samarbete mellan Högskolan i Gävle och Gästrikre Återvinnare. Härmed vill jag tacka alla som på något sätt varit inblandade och fört arbetet framåt.

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Ola Eriksson, Institutionen för teknik och byggd miljö, HiG, för värdefull hjälp och vägledning under arbetets gång, med djup insikt inom såväl systemvetenskap som avfallsområdet. Dessutom vill jag tacka min handledare på Gästrikre Återvinnare, Michael Persson, för upplysningar, hjälp och råd, samt en inblick i verksamheten.

Ämnesgranskare för arbetet har Håkan Jönsson, Institutionen för biometri och teknik, SLU, varit. Jag vill tacka Håkan för delgivande av forskningsresultat, information och råd om arbetets utformning. Ett tack riktas likaså till Allan Rodhe, Institutionen för geovetenskaper, som varit examinator för arbetet.

Ett speciellt tack förtjänar Cecilia Sundberg, Institutionen för biometri och teknik, SLU, för förmedling av ingående kunskap om kompostering. Förutom detta vill jag tacka Cecilia för hennes engagemang, tips om rapporten och snabba svar på frågor i alla lägen.

Ett tack riktas till mina vänner som stöttat och stått ut med mig under hela studietiden.

Sist men inte minst vill jag tacka min kära familj, som är en ständig inspirationskälla och ett enormt stöd i livet, i vått och torrt.

Gävle, februari 2006

Anna Carlström

INNEHÅLL

1. INLEDNING.....	1
1.1 BAKGRUND	1
1.1.1 Avfallshantering i dagsläget	2
1.2 SYFTE OCH MÅL	3
1.3 AVGRÄNSNINGAR	3
1.4 ARBETSBESKRIVNING.....	3
2. KOMPOSTERING	5
2.1 KOMPOSTPROCESSEN	5
2.1.1 Kol/kväveknot	5
2.1.2 Vattenhalt och syrebehov	6
2.1.3 Strömmaterial	7
2.1.4 Temperatur och pH.....	7
2.1.5 Näringsämnen.....	8
2.1.6 Kompostens stabilitet och mognad.....	9
2.2 STYRNING AV KOMPOSTPROCESSEN	9
2.2.1 Driftstabilitet.....	10
2.2.2 Processtekniska lösningar.....	10
2.2.3 Biofilter	11
2.2.4 Ammoniakskrubber	12
2.3 TYPER AV KOMPOSTERING	13
2.3.1 Enkel kompostering utan styrd luftning.....	13
2.3.2 Enkel kompostering med styrd luftning.....	13
2.3.3 Reaktorkompostering med styrd luftning	14
2.3.4 Hemkompostering	14
2.4 ANVÄNDNING AV FÄRDIG KOMPOST	14
2.4.1 Certifiering av kompostprodukt.....	15
3. SYSTEMANALYS	17
3.1 LIVSCYKELANALYS.....	17
3.1.1 Funktionella enheter	17
3.1.2 Delmoment i en livscykelanalys	18
3.2 ORWARE.....	19
3.2.1 Systemgränser i ORWARE	20
3.2.2 Kompletterande system	21
4. MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING	23
4.1 MILJÖPÅVERKANSKATEGORIER.....	23
4.1.1 Klimatpåverkan	24
4.1.2 Försurning.....	24
4.1.3 Övergödning	25
4.1.4 Andra miljörelaterade parametrar.....	26
4.2 VIKTNING	27
4.2.1 ORWARE miljöekonomi	27
4.2.2 EcoTax.....	28
4.2.3 EPS 2000	28
4.2.4 EcoEffect	28
5. KOMPOSTMODELLEN	30
5.1 KOMPOSTMODELLEN I ORWARE	30
5.1.1 Kväveomvandling.....	30
5.1.2 Kolomvandling.....	31
5.2 MODIFIERING AV KOMPOSTMODELLEN	32
5.2.1 Vattenhalt	32
5.2.2 pH och temperatur	32
5.2.3 Nedbrytning av kol	34

6. FALLSTUDIE.....	36
6.1 AVFALLSMÄNGDER.....	37
6.2 SYSTEMGRÄNSER.....	38
6.2.1 Tid	38
6.2.2 Plats	38
6.2.3 Funktion.....	39
6.2.4 Studerade påverkanskategorier	39
6.3 FRAMTIDSSCENARIER.....	39
6.3.1 Kompostering i membrankompost i Sala.....	40
6.3.2 Kompostering i membrankompost i Forsbacka	41
6.3.3 Kompostering i tunnelkompost i Forsbacka	41
6.3.4 Kompostering i tunnelkompost i Lomshed.....	42
6.4 GENERELLA ANTAGANDEN.....	42
6.4.1 Uppströms system.....	42
6.4.2 Avfallssystem	43
6.4.3 Kompletterande system	44
6.5 KÄNSLIGHETSANALYS	44
6.5.1 Lokalisering.....	44
6.5.2 Parametrar i modellen.....	44
7. RESULTAT OCH DISKUSSION.....	46
7.1 FUNKTIONELLA ENHETER	46
7.2 MILJÖEFFEKTER	47
7.2.1 Klimatpåverkan	47
7.2.2 Förurning.....	49
7.2.3 Övergödning	50
7.2.4 Förbrukning av primära energibärare	51
7.2.5 Sammanvägda miljöeffekter.....	53
7.2.7 Näringsämnen.....	56
7.3 VIKTNING	57
7.3.1 ORWARE miljöekonomi	57
7.3.2 EcoTax.....	58
7.3.3 EPS 2000	59
7.3.4 EcoEffect	60
7.4 KÄNSLIGHETSANALYS	62
7.4.1 Lokalisering.....	62
7.4.2 pH och temperatur	62
7.4.3 Kväveförluster	63
7.4.4 Membrankompostens reduktion av ammoniak.....	64
7.4.5 Metanbildning.....	64
7.4.6 Kolnedbrytning.....	64
8. GENERELL DISKUSSION.....	66
8.1 INDATA	66
8.2 MODIFIERING AV KOMPOSTMODELLEN	66
8.3 SYSTEMANALYS AV KOMPOSTERINGSMETODER.....	67
8.4 ANVÄNDNING AV DEN FÄRDIGA KOMPOSTEN	69
9. SLUTSATSER	71
10. REFERENSER.....	72
10.1 TRYCKTA REFERENSER	72
10.2 INTERNET	75
10.3 PERSONLIGA MEDDELANDEN.....	76
BILAGOR.....	77

1. INLEDNING

Avfallshantering har historien igenom haft olika karaktär. Detta är dels en följd av människors inställning och miljötänkande i stort, dels beroende på den ökande mängden material, och därmed avfall, som är i omlopp i samhället.

Problemen med avfallshantering har föranlett EU att besluta om ett ramdirektiv för alla typer av avfall. Lagstiftningen anger hur medlemsländerna ska omhänderta avfallet på det miljömässigt bästa sättet (EU-upplysningen, [www](#)). Enligt Sveriges tolkning av denna lagstiftning har en avfallshierarki framtagits som visar prioritetsordningen inom avfallshanteringen (Naturvårdsverket, [www](#)):

1. Förhindra att avfall uppkommer
2. Återanvändning
3. Materialåtervinning
4. Energiutvinning
5. Deponering

För att implementera detta i Sverige har nationella beslut tagits stegvis för att i första hand undvika deponering av avfall.

Från och med den första januari 2005 är det enligt svensk lag förbjudet att deponera organiskt avfall. Det har föranlett en hel del förändringar i kommunernas avfallshantering. Framförallt ökar behovet av alternativa lösningar för omhändertagandet av det organiska avfallet. Valet brukar ofta ställas mellan förbränning (energiutvinning) eller biologisk behandling (materialåtervinning), som innefattar kompostering och rötning. Enligt svenska renhållningsverksföreningen, RVF, har 110 kommuner idag insamling av matavfall för biologisk behandling och ett flertal kommuner har liknande planer (RVF, [www](#)). Regeringens delmål i kretsloppspropositionen¹ är att senast år 2010 ska minst 35 % av matavfallet, från hushåll och liknande, återvinnas genom biologisk behandling. Idag uppgår den andelen till ungefär 20 % och målet beräknas kunna nås om utbyggnad sker i planerad omfattning.

1.1 BAKGRUND

Då systemanalyser för organiskt avfall genomförts av avfallsforskare har resultaten hittills inte visat att EU:s rangordning är den bästa ur miljösynpunkt. Ekvall m.fl. (2004) anser bland annat att rötning är ett i det närmaste jämbördigt alternativ till förbränning. Kompostering anses däremot vara ett sämre alternativ än både förbränning och rötning på grund av att metoden inte genererar någon energi.

För att utröna om denna rangordning gäller i Gästrikeregionen eller ej genomförde Jönsson (2005) under våren 2005 en miljösystemanalys av det lättnedbrytbara organiska avfallet med platsspecifika data. I analysen ställdes kompostering mot förbränning som alternativ för omhändertagande av det organiska avfallet. Studien syftade bland annat till att ta reda på miljöpåverkan från en eventuell avfallspanna i Gävle. Resultaten visar att förbränning är att föredra före kompostering i det fall då förbränningen sker i Gävle i en kraftvärmepanna som genererar både el och värme. Då förbränning av det organiska avfallet däremot sker till största del i Uppsala, som alstrar värme till fjärrvärm nätet, är

¹ Kretsloppspropositionen 2002/03:117 "Ett samhälle med giftfria och resurssnåla kretslopp" antogs hösten 2003 av riksdagen (Regeringen, [www](#)).

miljöpåverkan högre. Skillnaderna mellan miljöpåverkan från förbränning och kompostering är då mindre och resultaten är inte lika självklara².

1.1.1 Avfallshantering i dagsläget

Gästrike Återvinnare ansvarar för den kommunala avfallshantering i förbundets fem kommuner enligt figur 1: Gävle, Hofors, Ockelbo, Sandviken och Älvkarleby. Antalet invånare i området uppgår till ca 154 000.



Figur 1. Gästrikeregionen

Kommunalförbundet Gästrike Återvinnare beslutade år 2003 att satsa på kompostering av det lättnedbrytbara organiska avfallet. De genomför därför under de kommande åren en insamling av matavfall i Gästrikeregionen för kompostering.

Källsorteringen av matavfallet har redan börjat implementerats. Villahushållen kommer att ställas mellan valet att kompostera hemma i en godkänd behållare, skicka det komposterbara avfallet till en central kompost eller att inte sortera ut matavfallet alls. Alternativen innebär skillnader i renhållningsavgift³, där hemkompostering är billigast medan det är dyrast att inte sortera ut matavfallet. Bostadsrättsföreningar, samfälligheter och fastighetsägare till flerfamiljshus kommer att ställas inför samma val. Då insamlingen av det komposterbara avfallet nått alla delar av regionen antas enligt Persson (pers. medd.) det avfall som går till en central komposteringsanläggning uppgå till 8 – 10 000 ton per år.

Den färdiga komposten kan användas som gödnings- och jordförbättringsmedel inom jordbruket, i privata trädgårdar, kommunala planteringar eller liknande.

Av det lättnedbrytbara organiska avfallet förs idag drygt 2 000 ton till en komposteringsanläggning i Sala. I framtiden planeras dock en komposteringsanläggning i Gästrikeregionen, där en möjlig lokalisering är vid Forsbacka avfallsdeponi, beläget mellan Gävle och Sandviken. Införandet av källsortering av matavfall innebär en stor förändring som beräknas vara fullbordad i alla delar av regionen årsskiftet 2007/2008.

Det är främst två metoder för central kompostering som är aktuella för Gästrikeregionen, nämligen membrankompostering och tunnelkompostering. Vid upphandling av en storskalig komposteringsanläggning är det viktigt att genomlysas de olika alternativens för- och nackdelar, samt att utforska vilka faktorer som är nyckelparametrar vid värdering av olika alternativ. Vid en upphandling ställs de involverade aktörernas komposteringsmetoder mot varandra. Inför upphandlingen är det därför av vikt att analysera de miljömässiga konsekvenserna av de olika alternativen, till exempel deras utsläpp till luft, mark och vatten.

² Det gäller främst resultat utifrån studerade miljöeffekter. För viktade resultat fås en något högre påverkan för komposteringen från vissa viktningmetoder, men inte för andra.

³ Renhållningstaxan är uppdelad i en grundavgift och en hämtningsavgift. Grundavgiften är densamma vilket abonnemang som än väljs. Hämtningsavgiften är däremot rörlig och beror av val av abonnemang.

1.2 SYFTE OCH MÅL

Examensarbetets syfte är att utvärdera ett antal tänkbara komposteringsanläggningar för matavfallet i Gästrikeregionen med avseende på deras miljöpåverkan.

Ett antal mål är uppställda för att beskriva arbetet. Studiens mål är följande:

- Att beskriva kompostering som behandlingsmetod samt de olika alternativ för komposteringsmetoder som erbjuds av olika aktörer.
- Att identifiera nyckelparametrar för jämförelse av komposteringsmetoder.
- Att förnya modeller⁴ för kompostering i linje med nya forskningsresultat samt att anpassa modellerna så att de stämmer med platsspecifika data.
- Att beräkna miljöpåverkan från ett antal tänkbara framtidsscenarioer som beskriver dessa komposteringsalternativ och jämföra dessa med varandra.
- Att om möjligt ge upplysning till beslutsfattare på Gästrik Återvinnare för utvärdering av anbud om ett bra alternativ med utgångspunkt från komposteringsmetodernas miljöpåverkan.

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Studien berör enbart matavfall som genereras i Gästrikeregionen. Däremot innefattas inte bara den mängd lättnedbrytbart organiskt avfall som behandlas biologiskt, utan även den mängd som inte sorteras eller felsorteras och därmed förbränns tillsammans med övrigt brännbart avfall. I förbränningen bildas aska och slagg som slutligen deponeras eller återvinns. Då denna studie fokuserar på kompostering kommer inte de övriga behandlingsmetoderna, såsom förbränning, att beskrivas närmare. För närmare upplysningar om förbränning av organiskt avfall i Gästrikeregionen hänvisas till Jönsson (2005).

I denna studie genomförs inga detaljerade ekonomiska undersökningar och beräkningar. Studien avser dock att ge en översiktlig uppskattning av kostnader för de olika alternativen.

1.4 ARBETSBEKRIVNING

Systemanalys är en metodvetenskap som används i examensarbetet för att beskriva det specifika avfallssystemet i fallstudien. Analysen innefattar modellering och modellanalys. Modeller används som ett verktyg för att lösa problem och analysera olika alternativs för- och nackdelar. De kan vara ett viktigt hjälpmedel då beslut ska fattas och då komplexa system ska planeras. Syftet med en modell är inte att beskriva verklighetens alla processer i detalj, utan att exempelvis ge ett förhållande mellan det som går in i och det som kommer ut ur en anläggning. En mer utförlig beskrivning av systemanalys som metod finns i kapitel tre.

⁴ se avsnitt 1.4

I arbetet gjordes en litteraturstudie över berörda områden. Det innefattar teori om kompostering och systemanalys. Då kompostering är det som främst kommer att studeras, beskrivs detta mera ingående. Litteraturen tillhandahölls främst av handledare, men kom även från egna sökningar. Insamling av indata till simuleringarna härrör främst från personliga kontakter med sakkunniga forskare och verksamhetsansvariga.

Större delen av tiden har lagts ned på datainsamling och modifiering av modeller, delar som är nära sammanknippade med varandra. Insamlingen av platsspecifika data visade sig vara tidskrävande och ibland mycket svår. I vissa fall fick antaganden göras och i andra fall innebar det att en förändring av modellen utfördes för att tillgängliga data skulle kunna användas. För att anpassa modeller efter nya forskningsresultat krävdes dessutom indata som inte använts tidigare.

2. KOMPOSTERING

Biologisk behandling av avfall innebär att den naturliga förekomsten av mikroorganismer, såsom svampar och bakterier, utnyttjas för nedbrytning av organiskt material. I Sverige är kompostering en allmänt förekommande metod för omhändertagande av organiskt avfall, såväl storskaligt som småskaligt.

Kompostering har många fördelar då det är en biologisk process som reducerar avfallsvolymen, stabiliserar avfallet och genererar en användbar produkt. Behandlingsmetoden innebär dock inte enbart fördelar, eftersom det i processen även bildas miljöstörande ämnen som till exempel ammoniak. Ingående kunskap om kompostprocessen är nödvändig för att kunna reducera dessa utsläpp.

2.1 KOMPOSTPROCESSEN

Kompostering är en aerob⁵ process där olika mikroorganismer bryter ned organiskt material. Vid nedbrytningen bildas vatten, koldioxid och energi i form av värme. Det är nödvändigt att materialet blir tillräckligt syresatt för att få en väl fungerande process.

2.1.1 Kol/kväveknot

Mikroorganismerna som bryter ned materialet använder organiskt kol som energikälla, de är alltså heterotrofa⁶. Ungefär 40 – 80 % av kolet oxideras av mikroorganismerna till koldioxid, resten omvandlas till biomassa (Jönsson m.fl., 2003). De behöver även kväve för att bygga upp sin biomassa, då kväve bland annat ingår i mikroorganismernas proteiner. Därför är det intressant att ta reda på vilken fördelning av kol och kväve det specifika substratet har, därav begreppet kol/kväveknot. Enligt Haug (1993) är en kol/kväveknot mellan 15 och 30 lämplig för kompostering, det vill säga 15 till 30 gånger mer kol än kväve. Är kvoten för stor finns risk för att processen hämmas och nedbrytningen går långsamt på grund av kvävebrist. Råder det däremot överskott av kväve i kompostmaterialet, alltså kol/kväveknoten är liten, innebär det inte att processen hämmas. Överflödigt kväve, som inte kan användas av mikroorganismerna, avgår istället till atmosfären som ammoniak. I de flesta fall råder ett överskott av kväve i det ingående materialet, främst när det gäller matavfall, vilket kan leda till att en betydande mängd ammoniak släpps ut.

Exempel på kolrikt avfall är trädgårdsavfall, sågspån och flis. Kväverikt avfall är som tidigare nämndes matavfall, men även gödsel och gräsklipp. Figur 2 visar kol- och kvävehalter för ett antal avfallsfraktioner. För att uppnå en god kol/kvävebalans vid hemkompostering är ett generellt råd att materialet i komposten till en fjärdedel skall utgöras av kolrikt material och de resterande tre fjärdeddelarna av kväverikt material (Gröna J).

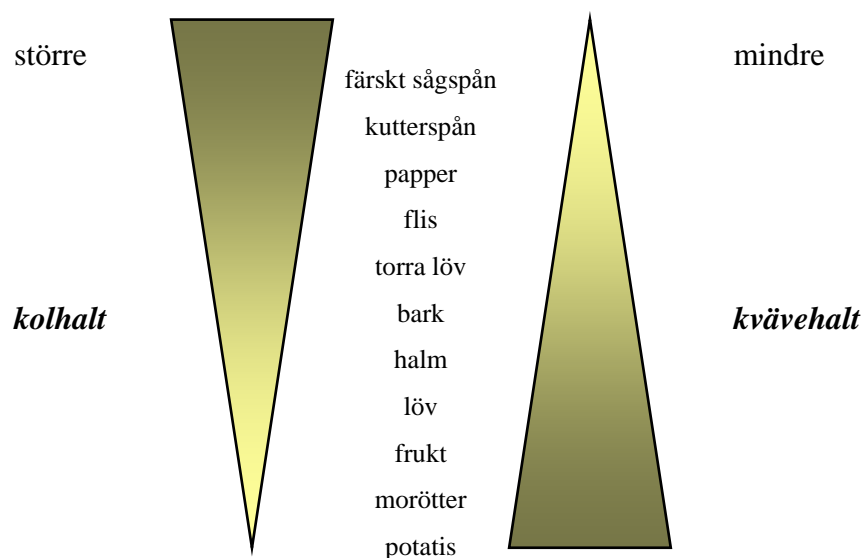
Brady och Weil (1999) skriver att jord har en kol/kväveknot på ca 12, något som även gäller för en genomsnittlig kompost.⁷ Vid nedbrytningen av det organiska materialet

⁵ Aerob = i närvaro av syre

⁶ Heterotrof = organism som inte kan ombilda oorganiska ämnen till organiska. De kan alltså inte leva på oorganiska föreningar utan behöver komplexa organiska föreningar för sin ämnesomsättning.

⁷ Detta gäller efter tillräckligt lång tid av nedbrytning.

bildas stabila nedbrytningsprodukter i form av humus⁸. Då kompostens innehåll av humus är högt leder det till en ökning av kolhalten i marken när den färdiga komposten exempelvis sprids på åkrar. Vissa humusämnen beräknas vara resistenta mot mikrobiell nedbrytning i flera århundraden.



Figur 2. Illustration av kol- och kvävehalter i olika avfallsfraktioner (Gröna J).

Avfallets innehåll av organiskt kol föreligger i ett antal former som bryts ned med olika hastighet. De viktigaste fraktionerna är fett, socker, stärkelse, protein, cellulosa, hemicellulosa och lignin.

Haug (1993) visar i sin bok att socker och stärkelse är de former som bryts ned allra snabbast. Protein bryts i regel ned bra och likaså fett, i närvaro av syre. Cellulosa och hemicellulosa bygger upp fibrerna i växter och består av ett antal olika sockerarter. Lignin är en stor komplex molekyl som saktar ner nedbrytningen. Ligninet utgör ett fysiskt skydd, främst för cellulosamolekyler, då det kapslar in dessa och gör dem svåråtkomliga för mikroorganismer.

2.1.2 Vattenhalt och syrebehov

Under processens gång är det viktigt att vatteninnehållet hålls på en lämplig nivå. En vattenhalt på ca 45 – 55 % brukar anses som optimal, men varierar beroende på materialets struktur (CompoNordic, www). Bli materialet för torrt går nedbrytningen mycket långsamt.

Är materialet istället för blött föreligger risk för en anaerob⁹ miljö, vilket leder till bildning av metan. Metan kan dock även produceras i en välluftad process (Haug, 1993). Beträffande metanbildning skriver EPA¹⁰ i en rapport (2000) att även om metan

⁸ Humus definieras som markens totala mängd av organiskt material med undantag av dött organiskt material och mikrobiell biomassa. Humus är ett samlingsnamn som innefattar humin, humussyror och fulvosyror.

⁹ Anaerob = i frånvaro av syre

¹⁰ Environmental Protection Agency, USA

bildas i mitten av högen kan en del oxideras då det når den syrerika ytan av kompostmassan, något som leder till lägre metanemissioner.

Syre måste därmed kontinuerligt tillföras processen antingen genom inblåsning av luft i materialet, eller genom att luft strömmar fritt genom komposten. Även vändning av kompostmassan med jämna mellanrum används vid storskaliga komposteringsanläggningar. Vändningen underlättar upprätthållandet av en god struktur, och därmed fås ett luftflöde, i massan (Sundberg, pers. medd.). Värt att notera är att luftbehovet för att föra bort den alstrade värmen ofta överstiger den mängd luft som behövs för att tillgodose syrebehovet (Haug, 1993).

2.1.3 Strömmaterial

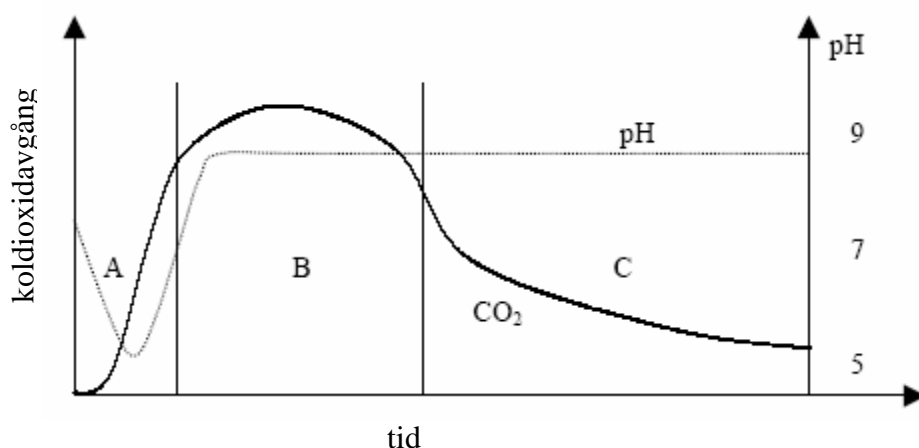
För att få en god struktur i kompostmassan tillsätts strömmaterial till komposten. Strukturen är viktig för att få en god luftgenomströmning i kompostmassan. Strömmaterial behöver i de flesta fall även tillsättas för att kontrollera vattenhalten.

Som strömmaterial kan sönderdelat park- och trädgårdsavfall från hushållen användas. Det viktiga är att strömaterialet är förhållandevis rent från tungmetaller och övriga substanser som kan skada processen eller leda till en kontaminerad produkt, samt att det kan bidra till en god struktur. Park- och trädgårdsavfall har dock ofta höga tungmetallhalter på grund av att de varit exponerade för avgaser i stadsmiljöer och liknande. Jungfruligt strömmaterial kan då istället väljas vid central kompostering.

Sundberg (2003) visar i sin rapport att även färdig kompost med fördel kan tillsättas för att få en god struktur i kompostmaterialet. Detta är också ett sätt att påskynda processen. Det organiska avfallet innehåller visserligen naturligt mikroorganismer, men en färdig kompost innehåller betydligt fler lämpliga organismer.

2.1.4 Temperatur och pH

Som redan nämnts alstras energi i form av värme i kompostprocessen. Energin kommer från ingångsmaterialet och olika mikroorganismer trivs i olika temperaturområden.



Figur 3. Schematisk figur som visar koldioxidavgång samt pH under en kompostprocess (Sundberg, 2003). Koldioxidavgången ger en ungefärlig beskrivning av energiomvandlingen under kompostprocessen.

Figur 3 visar de olika stadier som ingår i processen och dessa beskrivs av Sundberg (2003). Först kommer en initial fas (A) med stigande temperatur och mesofila¹¹ mikroorganismer. Därefter går processen in i en intensiv fas (B) med hög aktivitet och ofta hög temperatur (40° – 60°C) där de mesofila mikroorganismer ersätts av termofila¹². Temperaturen kan dock bli för hög även för dessa organismer. Det faktum att energin i materialet efter ett tag börjar ta slut, leder till en gradvis minskad aktivitet och sjunkande temperatur. Slutligen når processen en mognadsfas (C) och domineras åter av mesofila mikroorganismer. Det totala antalet bakterier och mikroorganismer är fler i denna fas än i fas B (Pell, pers. medd.). Under mognadsfasen sker en uppbyggnad av nya, humusartade och stabila substanser.

Förändringen av pH under en normal kompostprocess med lättnedbrytbart substrat, som till exempel källsorterat hushållsavfall, visas i figur 3. Det som avgör kompostens pH är enligt Sundberg (2003) bildning och konsumtion av fettsyror, ammonium-ammoniakjämvikten¹³ samt kolsyrasystemet¹⁴. Under inledningsfasen sjunker pH-värdet, vilket beror på bildning av fettsyror. Successivt som nedbrytningen sedan fortsätter och de organiska syrorna konsumeras stiger pH-värdet och hamnar slutligen på ett värde som är högre än ingångsvärdet. Då komposten är mogen brukar den ha ungefär pH 7 till 8.

Då kompostens pH-värde stiger över sju övergår allt mer av ammoniumkvävet till ammoniak och en del avgår till atmosfären. När den mikrobiella aktiviteten avtar inträffar ännu en emissionstopp då även mikroorganismernas kväveinnehåll frigörs. (SLU, www)

2.1.5 Näringsämnen

Nedbrytningen av det lättnedbrytbara organiska avfallet innebär en omvandling av näringsämnen. Kväve används för att bygga upp biomassan hos mikroorganismerna. Då den mikrobiella aktiviteten avtar bryts dessa ned igen. En sammanfattning av forskning på SLU rörande samhällets organiska avfall (Jönsson m.fl., 2003) visar att stora delar av kvävet under komposteringsprocessens gång avgår främst som ammoniak, ibland upp till hälften av avfallets kväveinnehåll. Det kväve som finns kvar i den färdiga komposten är till största del organiskt bunden. En mindre mängd av kvävet, ofta mindre än 20 % av det totala kväveinnehållet, är mineraliserat i form av nitrat eller ammonium. Beck-Friis (2001) visar i sin studie att ammoniak står för 98 % av den totala kväveförlusten. Denna sker främst under den termofila fasen. En del av kvävet kommer även att avgå som lustgas, vilket sker först efter den termofila fasen.

Fosfor och kalium, som också utgör en viktig del i en komposts näringsinnehåll, är inte flyktiga på samma sätt som kväve. Det innebär att den färdiga komposten kommer att bevara största delen av dessa ämnen.

¹¹ Mesofil betecknar ett temperaturområde omkring ca 25 – 40°C. Mesofila mikroorganismer har optimal miljö i detta temperaturintervall. (Sundberg, 2005)

¹² Termofil betecknar ett temperaturområde över ca 45°C. Termofila mikroorganismers optimala miljö är i detta temperaturområde. (Sundberg, 2005)

¹³ Ammoniak bildas då protein bryts ned. Systemet har en ökande effekt på pH.

¹⁴ Härrör från koldioxidbildning. Kolsyrasystemet har en neutraliserande effekt på kompostens pH.

2.1.6 Kompostens stabilitet och mognad

Begreppen stabilitet och mognad när det gäller färdiga komposter beskrivs av Epstein (1997). Kompostens stabilitet är ett skede i nedbrytningen av organiskt material och beror på den biologiska aktiviteten. Mognaden hos komposten har att göra med dess användning och därmed i vilken grad de gynnar eller missgynnar växter. Komposten måste dock vara stabil innan den kan betecknas som mogen.

Då kompostprocessen är inne i den termofila fasen, med störst nedbrytning, är komposten i allra högsta grad instabil. Den genomgår då stora och snabba förändringar. När sedan energin i materialet börjar minska tar sig mikroorganismerna an de mer komplicerade kolhaltiga ämnena, vilket gör att aktiviteten minskar. Epstein (1997) skriver att en kompost anses vara stabil då nedbrytningshastigheten är väldigt låg, något som tar tid att uppnå.

När en kompost inte är stabil kan anaeroba förhållanden uppkomma i materialet och därigenom kan metan och lustgas komma att bildas. Skulle det vid användning av komposten fortfarande ske en nedbrytning i materialet kan det missgynna växter då näringen används av mikroorganismer och alltså inte är direkt tillgänglig för växterna. En stabil kompost, å andra sidan, orsakar inte några problem vid hanteringen i form av lukt eller värmeutveckling. För att mäta kompostens stabilitet kontrolleras nedbrytningsaktiviteten i form av värmeproduktion, syreminskning och koldioxidbildning beroende på vilken metod som väljs. Rottegrad är ett exempel på en standardiserad metod som mäter kompostproduktens värmeutveckling. Solvita är en enkel metod som främst mäter koldioxidbildning, men även ammoniakavgång.¹⁵

Kompostens mognad är ett förhållande som enligt Epstein (1997) indikerar närvaro eller frånvaro av organiska syror.¹⁶ Växterna kan dessutom missgynnas om nedbrytning fortfarande sker i materialet eller om komposten har för hög kol/kväveknot, eftersom växterna och mikroorganismerna då får konkurrera om näringen.

Epstein (1997) beskriver ett antal metoder för att mäta kompostens mognad. Ett sätt är att kontrollera fröns grobarhet, eftersom en mogen kompost inte ska reducera groningen eller resultera i minskad tillväxt. Andra metoder går exempelvis ut på att se i vilken form kvävet föreligger. En relativt hög halt av nitrat indikerar att komposten är mogen, medan en hög halt av ammonium innebär det motsatta. Metoderna kan med fördel kombineras, vilket ger ett bättre och mer tillförlitligt resultat.

2.2 STYRNING AV KOMPOSTPROCESSEN

För att få en kompostprocess med så hög nedbrytning och så låga utsläpp som möjligt finns det olika tekniska lösningar. Det finns klara förbättringspotentialer i kompostens styrning och därigenom dess miljöpåverkan. Det finns också behov av ett gemensamt tillvägagångssätt för att optimera processen och utvärdera olika anläggningars effektivitet.

¹⁵ Lystad och Vethe (2002) skriver att Rottegrad har en skala från I till V, där V innebär den mest stabila komposten. Solvita är ett test som snabbt ger resultat, ofta under samma dag, och därmed möjlighet att följa komposteringsprocessen.

¹⁶ Närvaro av organiska syror missgynnar plantors tillväxt.

2.2.1 Driftstabilitet

Det är viktigt att komposteringsanläggningar kontinuerligt producerar en stabil kompost. En nyligen utförd utvärdering av storskaliga komposteringsanläggningar i Sverige och Norge av RVF (2005a) visar att det vanligtvis genomförs stabilitetstester på färdig kompost vid svenska anläggningar. Stabilitetstester räcker dock ofta inte till för att användas för processtyrning. Det är istället bättre att använda sig av begreppet nedbrytning per tidsenhet, vilket ger ett mått på processens effektivitet. Nedbrytningsgraden kan inte avgöras genom stabilitetstester. Nedbrytningsgraden definieras enligt formel (1) nedan.

$$\text{Nedbrytningsgrad} = \frac{VS_{in} - VS_{ut}}{VS_{in}} \quad (1)$$

VS står för flyktigt material, volatile solids, och definieras som kompostens innehåll av organiskt material¹⁷. Nedbrytningsgraden innebär alltså förlusten av organiskt material dividerat på ingående mängd organiskt material.

Rapporten visar att det finns klara brister i kontroller då nedbrytningsgraden som regel inte uppmäts vid komposteringsanläggningar i Sverige. Om detta däremot skulle mätas fortlöpande, kunde det användas för process- och energioptimering, samt som ett medel för processtyrning. Då nedbrytningsgraden inte är befäst som tillvägagångssätt är det dessutom svårt att jämföra olika komposteringsmetoders effektivitet.

2.2.2 Processtekniska lösningar

Ingående kunskap om kompostprocessens olika delar leder även till kännedom om hur den styrs på bästa sätt för att uppnå önskvärd standard. De processtekniska lösningar som kan användas är dels sådana som reducerar redan bildade emissioner, som till exempel ett biofilter, dels sådana som förhindrar eller minskar uppkomsten av emissionerna. Det finns även andra förbättringar som kan tillämpas, vilka inte direkt påverkar utsläppen, men som leder till en bra och stabil process.

För snabbare nedbrytningsprocess och bättre kompost kan följande strategier användas, enligt Sundberg (2003):

- Recirkulering av kompost som strukturmaterial
- Kylning av processen så att pH överstiger 6,5 innan temperaturen når 40°C

För minskade gasemissioner:

- Optimera processförloppet för att minimera metanemission
- Recirkulera processgas
- Värmeåtervinning från process- och utgående gas
- Rening av utgående gas – lukt, ammoniak, metan

Den möjlighet som finns att direkt styra kompostprocessen är främst genom luftningen. Luftningen har direkta samband med processens syrehalt, temperatur och förlusten av vatten från materialet. Dess samband med kompostens pH är dock mer komplex.

¹⁷ Den organiska substansen, VS, mäts som glödningsförlust i viktsprocent av torrsubstansen. I denna formel syftar dock VS på *mängden* organisk substans, det vill säga den ingående mängden torrsubstans multiplicerad med ingående VS-halt.

Då mängden luft som går åt för att transportera bort värmen överstiger den mängd som krävs för att täcka processens syrebehov, är syret inte förbrukat i processluften. Kan denna luft recirkuleras är det lättare och billigare att behandla den, eftersom volymen som behöver behandlas minskar. Förutom detta fås även en jämnare process i hela komposten, vilket underlättar gasreningen och värmeåtervinningen. Det kan dessutom leda till en snabbare processtart vintertid.

Ammoniakutsläppen beror av både processens pH och temperatur. Som visades i avsnitt 2.1.4 ökar ammoniakandelen med stigande temperatur på grund av ammonium-ammoniakjämvikten. Omrani m.fl. (2004) visar i sin artikel att ammoniakemissionerna ökar då pH överstiger 7 – 8 och om dessutom temperaturen stiger. Då utgående gas kyls till 5 – 10°C hamnar mer än 85 % av den ammoniak som avgått i kondensatet (Beck-Friis, 2001). I och med att gasen kyls finns dessutom en möjlighet att utvinna värme ur processen, antingen genom en värmväxlare för att värma närliggande lokaler eller för att med hjälp av en värmepump bidra med värme till fjärrvärmenätet. Kombinerad kylning av gasen med ett biofilter eller kemisk rening uppnås minskade luktutsläpp samt lägre ammoniak-, metan- och lustgasutsläpp. En utförligare beskrivning av biofilter återfinns nedan.

För att uppnå en hög och snabb nedbrytning av materialet är processens startförlopp viktig. I en studie av Beck-Friis (2001) konstateras att hög temperatur i kombination med initialt lågt pH-värde i ingående material gör att nedbrytningsprocessen hämmas. Sundbergs (2005) visar att om processen istället kyls till en början, så att temperaturökningen sker långsamt, förkortas den sura fasen. Innan temperaturen når 40°C bör pH stiga till över 6,5. I den följande intensiva fasen beror nedbrytningen av temperaturen, där 55°C har visat sig ge den bästa omsättningen.¹⁸

Då komposten sköts på så sätt att den når en optimal mognad innebär det minskade metan- och lustgasutsläpp, mer återförd näring och organiskt material samt ökad genomströmning. Viktigt är att optimera mognaden efter dess användningsområde.¹⁹

2.2.3 Biofilter

Kompostprocessen ger upphov till luftemissioner bestående av odöra gaser och VOC²⁰, till exempel svavelföreningar, ammoniak, aminer, fettsyror, aldehyder och fenoler (Omrani m.fl., 2004). En del av dessa gaser kan upplevas som störande i närmiljön på grund av dess lukt. Tidigare har biofilter mestadels använts för luktreducering, men de kan också användas för att minska de utsläpp som har en negativ miljöpåverkan.

För att rena utgående gas från främst ammoniak kan kompostanläggningen kompletteras med ett biofilter. Haug (1993) skriver att den första åtgärden är en justering eller ett upprätthållande av kompostgasens fuktighet innan den förs in i biofiltret. Biofiltrets djup ligger ofta mellan en och en och en halv meter. Biofilter bestående av färdig kompost har enligt Berg (2001) en speciell förmåga då den kan rena stora luftmängder med låg luktconcentration. Filtermassan består för det mesta av kompost men kan också utgöras av bark och/eller lekakulor. Då luften passerar filtret, antingen uppifrån eller

¹⁸ En förkortning av den sura fasen bör dessutom leda till minskade metanutsläpp. Metanutsläppen verkar även vara starkt temperaturberoende, där en högre temperatur verkar leda till lägre metanemissioner.

¹⁹ Se avsnitt 2.4 om användning av färdig kompost.

²⁰ Volatile Organic Compounds = flyktiga organiska ämnen

nerifrån, absorberas ämnena i vattnet som omger kompostpartiklarna samt direkt på kompostpartiklarna. En artikel av Omrani m.fl. (2004) beskriver biofiltrens funktion, vilken är att bryta ned föreningar med hjälp av bakterier, aktinomyceter²¹ och svampar till koldioxid, vatten och mineraler, som nitrat och sulfat. Det måste dock råda vissa förutsättningar för att mikroorganismerna ska trivas. Några av dessa förutsättningar är lagom mängd näring, rätt temperatur, tillräckligt med syre, tillräcklig fuktighet och rätt pH-förhållande. Vatteninnehållet, som en mycket viktig faktor, bör vara 50 – 60 %.

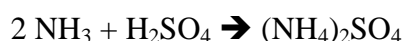
Omrani m.fl. (2004) menar att biofilter är en relativt enkel metod som har klara ekonomiska och operationella fördelar gentemot andra metoder, som till exempel skrubbrar. De organiska ämnena bryts ned och biofiltren är dessutom effektiva för reducering av en mängd olika föreningar.

Berg (2001) påpekade i sin undersökning av luktreducerande system att biofilter kan visa sig ha väldigt varierande luktreduceringsgrad beroende på koncentrationen på ingående lukt. Variationerna kan även visa sig under dygnet. Effektiviteten vid anläggningarna varierade också på grund av bristande underhåll och att det faktum att luften ska vara uppfuktad innan den förs in i filtret ofta förbises. Det viktigaste för att säkerställa en hög reningsgrad är att biofiltret underhålls på rätt sätt, något som även innebär att filtermassan måste bytas ut regelbundet.

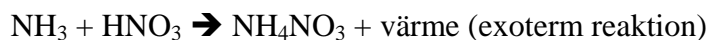
2.2.4 Ammoniakskrubber

Haug (1993) redogör för teorin bakom användning av en skrubber. Kompostgasen absorberas i skrubbern av en vätska, där föroreningarna löser sig. För att avlägsna ammoniak tvättas gasen med vatten eller med syror, främst salpetersyra och svavelsyra. Syratillförseln kan ske automatiskt eller manuellt och justeras utifrån gasens pH. Skrubbrarna kan utformas på olika sätt där gasen har olika lång uppehållstid. Skrubbrar brukar användas för luktreducering från exempelvis en kompostanläggning och vanligtvis uppnår man en reduktion av 90 – 95 %.

Svavelsyra tillsätts för att neutralisera den lösta ammoniaken som annars skulle öka lösningens pH och minska den fortsatta reningen. Med svavelsyra fås ammoniumsulfat enligt formeln (Haug, 1993):



Används salpetersyra fås istället ammoniumnitrat:



Då gasen tvättas med vatten kan anläggningen utformas med två skrubbrar i serie där den ena ger en flytande fraktion med ett kraftigt gödselmedel, där således ammoniakreduktionen genomförs, medan den andra ger en i princip ren fraktion lakvatten.

Detta ger enligt Valkeinen (pers. medd.) en möjlighet till återföring av näringsämnen från den första fraktionen tillbaka till komposten. Istället för att allt kväve går förlorat till atmosfären tvättas det ur kompostgasen och återförs i växttillgänglig form till den färdiga komposten. Det återstående kvävet i kompostgasen som inte gjorts växttillgängligt avgår till atmosfären som kvävgas.

²¹ Aktinomyceter = en grupp mikroorganismer som har likheter med både svampar och bakterier som ger upphov till den karaktäristiska doften av jord.

Nackdelen vid användning av en skrubber är att det går åt el och resurser i form av syror. Sett ur ett ekonomiskt perspektiv visar Berg (2001) att skrubbrar i regel är dyrare än biofilter. Skrubbern kan dock med fördel efterföljas av ett biofilter, vilket dessutom fungerar bättre då den från skrubbern utgående luften är mättad.

2.3 TYPER AV KOMPOSTERING

Det finns olika metoder för kompostering med varierande anläggningsutformning. De två vanligaste generella metoderna för storskalig kompostering, i Sverige är enkel kompostering och reaktorkompostering med luftning (Malmén m.fl., 2003; RVF, 2005a). I denna studie är det även aktuellt att analysera miljöpåverkan av hemkomposter.

Indelningen av de storskaliga komposteringsanläggningarna nedan görs på samma sätt som i RVF (2005a).

2.3.1 Enkel kompostering utan styrd luftning

Strängkompostering innebär att kompostmaterialet läggs i en sträng, där höjden på strängarna är ungefär en till tre meter (Haug, 1993). Dessa strängar är inte inneslutna utan har fritt utbyte av gaser med atmosfären. RVF (2005a) visade att strängarna brukar vändas ungefär en gång per vecka för att undvika att materialet blir anaerobt. Strängkompostering ger en relativt begränsad möjlighet att kontrollera processen och framför allt de gaser som anses vara miljöstörande. Undersökningar har visat att omblandningen ofta inte är tillräcklig för att undvika bildning av metan och lustgas.

Ett exempel på denna typ av kompost finns vid Hovgården strax utanför Uppsala där källsorterat matavfall och övrigt organiskt avfall behandlas i en strängkompost utan styrd luftning.

2.3.2 Enkel kompostering med styrd luftning



Figur 4. Membrankompost i Sala. (GÅ, www)

Denna typ av anläggning kan antingen vara öppen eller sluten. Den öppna anläggningen är i princip en strängkompost men med den skillnaden att det finns någon form av luftinblåsning. En sluten anläggning innebär enligt en klassificering gjord av RVF (2005a) att processen sker i en anläggning innesluten med exempelvis en membranduk²².

Den komposteringsanläggning i Sala dit det organiska avfallet från Gästrikeregionen till en början skickas för behandling är av typen membrankompost, vilken betraktas som en sluten anläggning.

²² Då ett av alternativen för komposteringsmetod i Gästrikeregionen utgörs av membrankompostering återfinns en mer ingående beskrivning av denna metod i avsnitt 5.2.1.

2.3.3 Reaktorkompostering med styrd luftning

Kompostering i en reaktor innebär en sluten process. Angående reaktorkompostering skriver RVF (2005a) att det är en mer avancerad teknisk utformning med datastyrd luftinblåsning och automatisk omrörning av materialet. Reaktorkompostering medför därmed emissionerna till luft och vatten är betydligt lättare att behandla. Luften kan ledas till ett biofilter och/eller en skrubber. Dessutom finns det i vissa fall en möjlighet att värmen som alstras i processen kan användas. Däremot förbrukas betydligt mer el vid reaktorkompostering än vid strängkompostering. Energin krävs främst för de stora fläktar som används vid luftningen.

Fågelmyra komposteringsanläggning i Borlänge är ett exempel på en automatisk komposteringsanläggning i box (sluten) med styrd luftning.

2.3.4 Hemkompostering

Att kompostera hemma medför varken någon energiförbrukning i form av olja eller el och inte heller några transporter. Däremot finns inga möjligheter att ta vara på den alstrade värmen eller att utföra någon som helst rening av kompostgaserna.

En fördel med hemkompostering är den relativt låga temperaturen, vilket är en följd av små och dåligt isolerade behållare. Lägre temperatur ger minskade utsläpp av ammoniak och därav en lägre miljöpåverkan. Dessutom fångas enligt Jönsson (pers. medd.) en del ammoniak upp i kondensen som ofta bildas på locket på kompostbehållaren. Hemkomposten har ungefär pH 8, ett relativt högt värde (Sundberg, pers. medd.).

2.4 ANVÄNDNING AV FÄRDIG KOMPOST

Färdig kompost har ett flertal användningsområden, bland annat i jordblandningar, parker, trädgårdar, för markanläggningar och inom jordbruket. Komposten måste då vara av god kvalitet. En förutsättning är ofta att komposten är tillräckligt hygieniserad för att kunna användas. Nedbrytningen av det organiska avfallet alstrar värme och temperaturen överstiger ofta 55°C. Då denna temperatur uppnås under en tillräckligt lång tid sker en reducering av antalet sjukdomsalstrande mikroorganismer. Naturvårdsverket (2003) har utgivit en handbok med råd för bland annat kompostering av avfall som en vägledning för tillämpningen av försiktighetsprincipen i 2 kap. 3 § miljöbalken. Komposten betraktas enligt handboken som hygieniserad om den genomgått en process som uppfyller villkoren i tabell 1.

Tabell 1. Krav på olika kombinationer av temperatur och tid vid öppen alternativt sluten kompostering enligt Naturvårdsverkets allmänna råd för lagring, rötning och kompostering av avfall (Naturvårdsverket, NFS 2003:15)

Temperatur (minimum) °C	Tid (minimum)
55	7 dygn
60	5 dygn
65	3 dygn
70	1 dygn

Den färdiga komposten måste även vara stabil och mogen.²⁵ Kompost innehåller mullbildande ämnen och växtnäring, främst fosfor och kalium. Nyttan av att använda kompost är dock inte i första hand dess näringsinnehåll, utan även dess jordförbättrande egenskaper betonar Berg m.fl. (1998). Komposten kan med fördel användas som jordförbättringsmedel då den förbättrar jordens struktur och vattenhållande förmåga. Det leder i sin tur till att jorden bättre kan hålla kvar näringsämnen. När strukturen förbättras fås en god genomluftning av jorden och den förblir lucker.

Finns det en marknad för användning av kompost ökar miljönyttan då den kan ersätta torv eller andra jordförbättringsmedel som vid framställning använder olika resurser. Kompostjorden kan även i viss mån ersätta framställning och användning av handelsgödsel. Innehåller komposten en förhållandevis stor mängd näring och den dessutom föreligger i en växttillgänglig form innebär det en stor fördel i syfte att uppnå fler användningsområden. I viss jordtillverkning, exempelvis från Vafabs²⁶ komposteringsanläggning (Vafab, [www](http://www.vafab.se)) i Sala, utifrån färdig kompost kan kväve, fosfor och kalium tillsättas för att få en produkt med större näringsinnehåll. Då en reaktorkompost används finns möjlighet att få ut kväve i mineralform från en skrubber och tillföra detta till kompostjorden. Kvävet är då i en alltmör växttillgänglig form och jämförbart med handelsgödsel. Det är dock viktigt att komposten sprids vid rätt tidpunkt. Berg m.fl. (1998) konstaterar att då växtnäringen är bunden i organiskt material sker frigörandet av näringen under en längre tidsperiod. Nackdelen är att frigörandet kan ske för sent på året, då växterna antingen redan skördats eller då de inte längre tar upp växtnäring. I kontrast till komposten står handelsgödsel där näringsämnena föreligger i en direkt växttillgänglig form. Det kan även ske förluster av framför allt kväve då handelsgödsel används vid fel tidpunkt eller på felaktigt sätt.

I slutrapporten från projektet AVEK – livsmedelsavfall i ekonomiskt och ekologiskt hållbar hantering (2003) konstateras att nyckeln till användning av kompostjord är att materialet som går in i komposten är fritt från föroreningar i form av plast, metaller och glas. För att uppnå detta krävs en väl fungerande källsortering.

2.4.1 Certifiering av kompostprodukt

Svenska Renhållningsverksföreningen har i samarbete med bland andra Sverige Provnings- och Forskningsinstitut, VBB VIAK (numera SWECO VIAK) och Sveriges Lantbruksuniversitet utarbetat certifieringsregler för kompost och rötrest (SP, 2002). Reglerna baseras på rena sorterade organiska avfall, där kraven avser ingående råvaror, leverantörer, insamling och transport, mottagning, behandlingsprocess, slutprodukt samt varudeklaration och bruksanvisning.

I detta avsnitt beskrivs några av de regler som för närvarande gäller för kompost enligt SPCR 120 (2002).²⁷ För den färdiga kompostprodukten ställs krav på att den ska innehålla minst 20 % organisk substans, VS. Vattenhalten får inte överstiga 50 vikt% och produkten ska innehålla mindre än två grobara frön och växtdelar per liter.

²⁵ se avsnitt 2.1.6

²⁶ Västmanlands avfallsaktiebolag

²⁷ Certifieringsreglerna är för närvarande under omarbeting. De nya reglerna kommer att ha beteckningen SPCR 152. Till dess gäller den gamla varianten av SPCR 120 för kompost. (CEM, [www](http://www.cem.se))

Synliga föroreningar, som kan vara ett betydande hinder för användningen, är främmande ämnen som plast, glas och metall. Den totala halten av synliga föroreningar > 2 mm får ej överstiga 0,5 vikt% av torrsubstansen. Krav på produktens innehåll av metaller redovisas i tabell 2.

Tabell 2. Gränsvärden för metallhalter i kompost (SP, 2002)

Metall	Maximal halt [mg/kg TS]
Bly	100
Kadmium	1
Koppar	100
Krom	100
Kvicksilver	1
Nickel	50
Zink	300

Det ställs även krav på hygienisering av materialet. Beroende på klassificering av anläggningen ska produkten uppfylla olika krav, och de strängaste innebär mikrobiologiska krav på dess innehåll av bland annat salmonella.

Hittills har inte någon kompostprodukt från någon anläggning i Sverige certifierats. Främst beror detta enligt Ekvall (pers. medd.) på tekniska svårigheter för att få komposteringsprocessen att fungera bra. Många anläggningar har haft problem med lukt, orenheter och hygien. Dessutom är det enligt reglerna ett kvalifikationsår, vilket gör att det tar tid att få certifikatet. Rötrest från biogasanläggningar sprids på åkermark, vilket innebär att livsmedelsindustrin ställer högre krav på produkten och flera röttningsanläggningar är redan certifierade. Kompostprodukten har tidigare riktat sig till en helt annan kundkrets, till exempel till kommuner, privatpersoner och vid anläggningar, som inte har samma krav på en kontrollerad produkt. I framtiden förväntas dock medvetenheten öka även från dessa kunder och inom loppet av några år bör det finnas certifierade kompostprodukter på marknaden.

I RVF:s rapport (2005a) visas det att Norge har ett flertal exempel där kompostprodukten är certifierad och där anläggningarna följer en norsk föreskrift för gödselmedel. Denna föreskrift ställer krav på internkontroll, inklusive provtagning och analyser, något som visar på en märkbar skillnad när det gäller förekomst av kontroller mellan svenska och norska anläggningar.

3. SYSTEMANALYS

Samhället idag strävar efter att studera allt större problemområden, dels på grund av en önskan att effektivisera och planera, dels finns viljan att erhålla en helhetsbild av studerade områden. Systemanalys är en metodvetenskap för formaliserad beskrivning, analys och planering av komplexa system utifrån ett specificerat syfte. Systemanalysen är i sig inte tvärvetenskaplig, men dess tillämpningsområden är i högsta grad av tvärvetenskaplig karaktär.

Förutom att presentera kunskap om det aktuella problemområdet, inbegriper systemanalysen teorier och tekniker för modellering och modellanalys. Modellen är en formell representation av det studerade systemet. Genom att använda sig av simulering kan experiment med modellen utföras för att analysera hur systemet beter sig under olika omständigheter. Analysresultatet kan, om så önskas, slutligen sammanfattas till ett beslutsunderlag.

3.1 LIVSCYKELANALYS

För att bedöma produkters eller processers miljöpåverkan under hela dess livstid, från vaggan till graven, har en metod utvecklats som kallas livscykelanalys, LCA. Enligt Sundqvist m.fl. (2002) grundar den sig på systemanalys och tar hänsyn till utvinning och förädling av energi och råmaterial, transporter, tillverkningsprocesser, distribution, användning, underhåll och avfallshantering.

Då det är mycket svårt att analysera alla material som cirkulerar i vår omgivning, är denna metod något begränsad. Metoden fokuserar på de viktigaste materialen och ger då relativt grova uppskattningar, men är ändå ett bra verktyg för att kunna jämföra olikartade system.

Moberg m.fl. (1999) skriver att en viktig målsättning med en LCA är att ge en så helhetsmässig bild som möjligt av den miljöpåverkan som kan sättas i samband med mänskliga aktiviteter. En LCA kan fokusera antingen på en produkt eller också på en funktion. Analysen baseras på funktionella enheter (se avsnitt 3.1.1 nedan). En livscykelanalys är även ett bra stöd i olika miljömässiga beslut, som till exempel då en vidareutveckling av en produkt eller process ska utformas (Eriksson, 2002).

För avfalls- och energisystem har enligt Sundqvist m.fl. (2002) ett datorbaserat verktyg som bygger på livscykelmetodik utvecklats som kallas ORWARE.²⁸

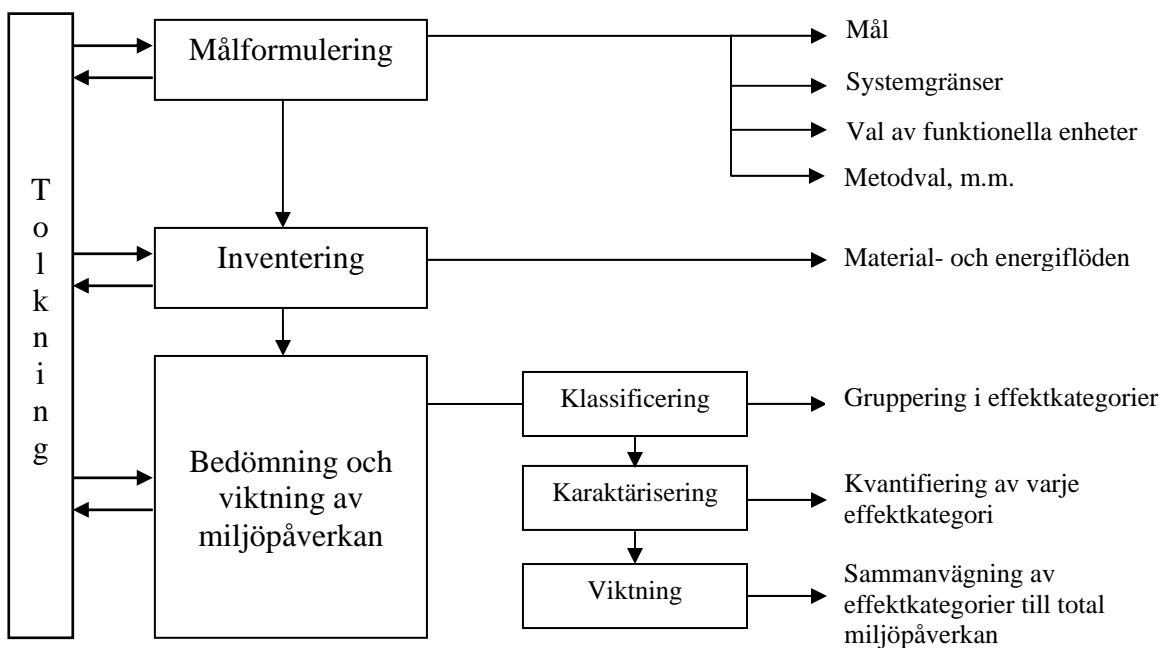
3.1.1 Funktionella enheter

Begreppet funktionella enheter har introducerats för att kunna jämföra olika system. En funktionell enhet är enligt Eriksson och Svanblom (2000) ett mått på prestandan hos ett produktsystem, alltså en av systemet genererad produkt, aktivitet eller service. Därigenom ges en referens till vilka in- och utflöden som resultaten relateras till. Den primära funktionen hos ett avfallssystem är att det ska omhänderta en viss mängd avfall. Samtliga funktionella enheter som kan användas i analyser av avfallssystem listas i bilaga A.

²⁸ I avsnitt 3.2 beskrivs ORWARE närmare.

3.1.2 Delmoment i en livscykelanalys

ISO 14000 är en familj av standarder som kan användas för att förbättra och organisera miljöarbetet i ett företag, en myndighet eller en organisation. ISO 14040-serien behandlar livscykelanalys och enligt denna ska en LCA innefatta målformulering, inventering, miljöpåverkansbedömning och tolkning, enligt figur 5 (Sundqvist m.fl., 1999).



Figur 5. Delmoment i en livscykelanalys (Sundqvist m.fl., 1999).

Målformulering

I en rapport av Finnveden m.fl. (2000) anges att de mål som sätts upp i analysen kan vara av olika karaktär, till exempel förbättringar, förändringar och planeringar. Målformuleringen ska beskriva orsaken till studien och vad resultaten skall användas till. De funktionella enheterna bestäms och även studiens systemgränser. Det är viktigt att tydligt redovisa eventuella skillnader i funktionella enheter och metoder som kan förekomma för att senare kunna göra en relevant jämförelse.

Livscykelinventering

Inventeringsanalysen innefattar datainsamling och beräkningssätt för att kvantifiera in- och utflöden av material och energi till och från ett system. Systemets processer identifieras, gärna i form av processflödeskartor med energi- och materialflöden.

Finnveden m.fl. (2000) skriver att nästa steg, som är mycket tidskrävande, är datainsamling för varje enskild process. Därefter definieras återigen systemgränserna på grund av de utökade kunskaper som erhållits. Slutligen justeras in- och utdata från alla processer så att de relaterar till de valda funktionella enheterna.

Bedömning och viktning av miljöpåverkan

Syftet med miljöpåverkansbedömningen är i första hand att omforma informationen från inventeringen till färre uppgifter för att på så sätt förenkla tolkning av resultaten. I denna del utvärderas därför storleken och betydelsen av den potentiella miljöpåverkan avfallssystemet ger. För att kunna genomföra detta väljs ett antal miljöpåverkanskategorier, samt modeller för att kvantifiera miljöpåverkanskategorierna. Bedömningen delas in i tre undergrupper: klassificering, karaktärisering samt värdering och normalisering.

Klassificering: Data från inventeringsanalysen fördelas till olika miljöpåverkanskategorier. Ett exempel på detta är gruppering av alla emissioner som kan bidra till klimatpåverkan. (ISO 14040)

Karaktärisering: Här kvantifieras de olika bidragen inom varje miljöeffektkategori. Karaktäriseringsfaktorer väljs, det vill säga hur stor effekt just det bidraget har relativt en referens, varefter dessa multipliceras med indata till ekvivalensenheter. Slutligen räknas dessa ekvivalensenheter samman som en beskrivning av den sammanlagda potentiella miljöeffekten för varje miljöpåverkanskategori. Ett exempel är då alla emissioner som bidrar till klimatpåverkan räknas om och anges i koldioxidekvivalenter för att därefter summeras. (Eriksson, 2000; ISO 14040)

Viktning: En viktning kan ha olika utgångspunkter, till exempel personliga, politiska eller samhällsrelaterade bedömningar. Den skiljer sig alltså från de två föregående grupperna, som främst grundar sig på naturvetenskaplig kunskap. Det finns ett antal modeller tillgängliga och viktningen ser olika ut beroende på vilka utgångspunkter och metoder som väljs. Gemensamt för metoderna är att resultatet från inventeringen läggs samman till ett tal. Det är dock svårt att få en tydlig bild av ett komplext problem och viktade resultat används därför enbart för tolkning av resultat. (ISO 14040; Rydh m.fl., 2002)

Tolkning

Resultaten kombineras och utvärderas för att nå fram till slutsatser och rekommendationer i enlighet med målet för studien. Angående tolkning av resultaten skriver Finnveden m.fl. (2000) att den om möjligt bör kompletteras med hjälp av känslighetsanalys, där förändringar av enskilda parametrars effekt på det slutliga resultatet studeras. Tolkningen kan innebära omarbeting av målet och omfattningen av studien, eller behov av bättre egenskaper och kvalitet på indata.

3.2 ORWARE

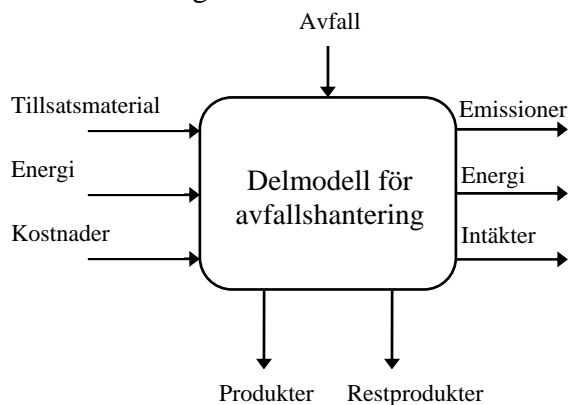
ORWARE, ORganic Waste REsearch, beskrivs av Baky och Eriksson (2003) som en datorbaserad simuleringsmodell som kombinerar livscykelanalys och substansflödesanalys²⁹. Den beräknar i första hand materialflöden, energiflöden och kostnader för olika avfallssystem. Modellen är konstruerad i SIMULINK[®] och beräkningar utförs i MATLAB[®]. Det är en statisk modell, vilket innebär att relationer mellan in- och utflöden

²⁹ Substansflödesanalys är en materialflödesanalys som koncentrerar sig på en substans i taget. Dessa ämnen är vanligen relaterade till någon miljöpåverkan och kan härröra från naturliga såväl som antropogena källor. (MDH, www)

utgörs av överföringsekvationer som inte tar hänsyn till förändringar över tid.³⁰ ORWARE utformades ursprungligen för att utvärdera behandlingen av organiskt avfall, men har nu vidareutvecklats och kan användas även för andra avfallsfraktioner. Modellen kan också användas för att identifiera ett helt systems miljöpåverkan samt att identifiera områden med ytterligare behov av forskning eller teknisk utveckling.

ORWARE består av ett antal delmodeller som beskriver olika processer och beräknar enligt Baky och Eriksson (2003) omsättningen av material, energi och ekonomiska resurser. Delmodellernas konstruktion visas i figur 6. Delmodellerna inkluderar insamling, transporter och behandlingsmetoder av avfallet. De huvudsakliga behandlingsmetoderna vad gäller det organiska avfallet är rötning, kompostering, förbränning och deponering. Delmodellerna kan sedan sättas samman för att beskriva ett helt avfallssystem för till exempel en stad, en kommun eller ett företag.

Delmodellerna är uppbyggda efter en likartad struktur och beskrivs bland annat av Sonesson (1998). Inflödet, avfallet, omvandlas till utflöden, luft- och vattenemissioner samt restprodukter. Alla fysiska flöden i modellen beskrivs av samma vektor. Denna vektor består av ämnen eller egenskaper som antingen betraktas som miljöfarliga, viktiga för processen, beskrivande av materialet eller ekonomiskt värdefulla. Vektorn som helhet finns redovisad i bilaga A.



Figur 6. Uppbyggnad av delmodeller i ORWARE (Eriksson m.fl., 2002).

De kostnader som beräknas inkluderar investeringskostnader, driftskostnader samt miljökostnader (Eriksson, 2002).

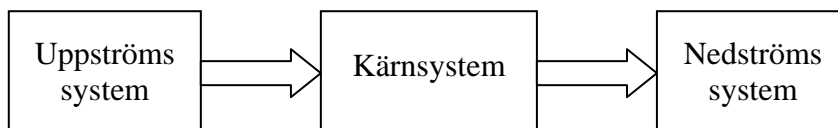
3.2.1 Systemgränser i ORWARE

Systemgränserna i ORWARE bygger på LCA-perspektivet. Baky och Eriksson (2003) skriver att ORWARE tar hänsyn inte bara till själva avfallsbehandlingen, utan även till uppströms och nedströms system.

Avfallsbehandlingen, kärnsystemet, påverkas av det som sker uppströms och orsakar aktiviteter nedströms. Kärnsystemet innefattar, förutom själva behandlingen, även transport och slutligt bortskaffande av avfallet som genererats inom det avgränsade området under en bestämd tid.

³⁰ Ett statistiskt synsätt väljs, trots att de flesta betraktade system är dynamiska. Detta görs på grund av att indata över emissioner och liknande ofta är i form av årliga medelvärden. Dessutom är syftet att få en helhetsbild av de inrättade systemens inverkan och inte att studera deras dynamik. (Sonesson, 1998)

Ett exempel på uppströms system kan vara produktion och distribution av bränsle som förbrukas vid insamling och transporter. Nedströms system kan utgöras av spridning av organiska gödselmedel.



Figur 7. Livscykelanalysen tar förutom kärnsystemet även hänsyn till uppströms och nedströms system (Eriksson m.fl., 2000).

De avgränsningar som alltid måste göras i en systemanalys är enligt Baky och Eriksson (2003) följande:

- *Tid.* Emissioner till luft och vatten är tidsberoende. Vissa substanser, till exempel metaller, lakas ut långsamt från deponier och tidsperioden som väljs att studeras ger stor inverkan på resultatet.
- *Plats.* En geografisk gräns sätts ofta i fallstudier, då systemet kan utgöras av en industri eller som i denna studie ett specifikt geografiskt område.
- *Funktion.* Systemets funktion kan innefatta antingen enbart kärnsystemet, eller även inkludera uppströms och nedströms system.

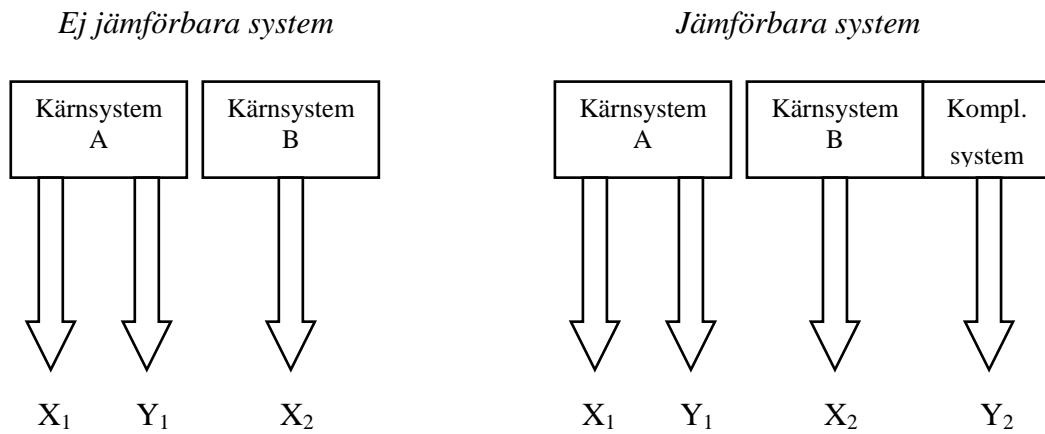
Det som varken inkluderas i utvärderingen eller modellen är produktionen av själva avfallet, alltså tillverkning av materialet innan det blivit avfall (Finnveden m.fl., 2000).

3.2.2 Kompletterande system

Svårigheten att jämföra olika systems miljöpåverkan kan åskådliggöras av exempelvis kompostering och förbränning som behandlingsmetoder för det organiska avfallet. Förbränning ger värme, vilket vanligtvis inte utvinns vid kompostering. Däremot ger kompostering en produkt som kan användas och eventuellt också ersätta produktion av handelsgödsel. De näringsämnen som går in i förbränningen deponeras eller släpps ut till atmosfären.

Lösningen på detta problem är införandet av det så kallade kompletterande systemet. Enligt Baky och Eriksson (2003) utformas detta så att det tillsammans med kärnsystemet gör att samtliga system genererar samma funktioner. Detta åskådliggörs i figur 8 där X och Y står för systemets funktioner.

Den funktionella enheten (se avsnitt 3.1.1) bestäms alltså av det system som genererar mest av de värdesatta funktionerna. I exemplet ovan innebär detta att systemet med kompostering kompletteras med produktion av samma mängd värme som alstras i förbränningen. Systemet med förbränning kompletteras med produktion av handelsgödsel och eventuellt framställning av torv eller annat organiskt jordförbättringsmedel.

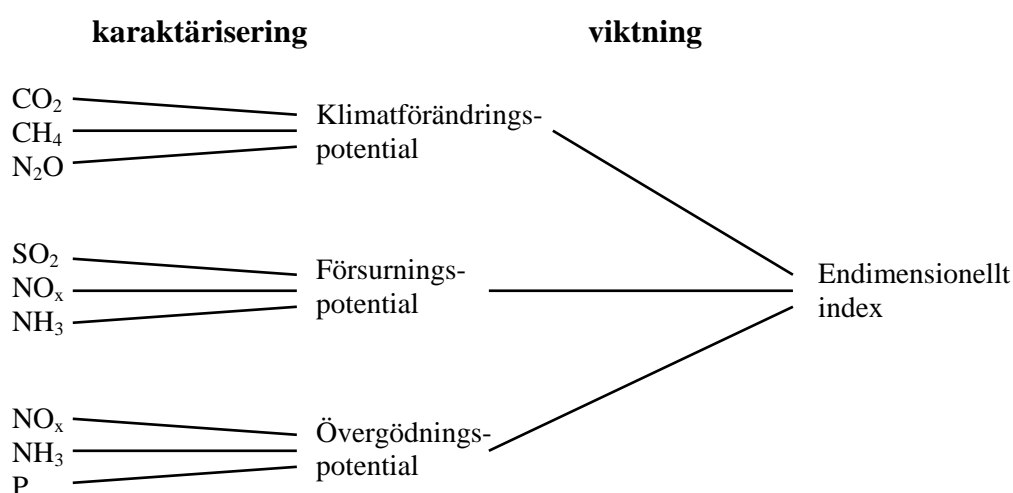


Figur 8. Illustration av införandet av det kompletterande systemet som ett verktyg för att jämföra olika system (Sundqvist m.fl., 2002).

4. MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING

Ett av delmomenten i en livscykelanalys är bedömning och viktning av miljöpåverkan enligt avsnitt 3.1.2. Genomförandet av detta moment, som bland annat innefattar val av studerade miljöeffekter och viktningmetoder, kan variera mellan olika fallstudier. Härmed ges en beskrivning av hur detta moment i livscykelanalysen applicerats i denna studie.

I figur 9 nedan visas en bild över karaktärisering och viktning av resultat. I avsnitt 4.1 ges en beskrivning av de miljöpåverkanskategorier som valts för denna studie och dess karaktäriseringsfaktorer. Avsnitt 4.2 behandlar fyra olika metoder som använts för viktning av dessa resultat.



Figur 9. Karaktärisering av utsläpp och viktning av miljöeffekter.

4.1 MILJÖPÅVERKANSKATEGORIER

Tre miljöeffekter som visats ha stor betydelse vid bedömningen av avfallssystem ingår i studien och illustreras i figur 9, nämligen klimatpåverkan, försurning och övergödning. Emissionerna måste delas upp i olika komponenter, varvid dessa viktas inbördes, på grund av skillnader i deras inverkan på respektive miljöeffekt. Det är viktigt att understryka att det inte är den aktuella utan den *potentiella* påverkan som beskrivs i miljöeffekterna. Dessutom undersöks även andra faktorer som innebär en miljöpåverkan, närmare bestämt tungmetaller, näringsämnen och energianvändning.

Förutom emissioner från avfallsbehandlingen som bidrar till olika miljöeffekter, innefattas även utsläpp från det kompletterande systemet samt uppströms och nedströms system i analysen. I nedanstående avsnitt förklaras däremot endast avfallsbehandlings bidrag till respektive miljöeffekt. Uppströms system och det kompletterande systemets bidrag till miljöeffekterna uppkommer till största del på grund av användningen av el eller olja.

4.1.1 Klimatpåverkan

Växthuseffekten är en naturlig mekanism som är en viktig del av strålningsbalansen och är en förutsättning för liv på jorden. Beträffande växthuseffekten skriver MISU³¹ (www) att jorden värms upp av solens kortvågiga strålar och sedan sänder tillbaka långvågig värmestrålning till atmosfären. På grund av atmosfärens innehåll av värmeabsorberande gaser kan en del av energin som finns i de långvågiga strålarna behållas och emitteras tillbaka till jorden. Exempel på sådana växthusgaser är vattenånga, koldioxid, metan och lustgas.

Den ökade användningen av framför allt fossila bränslen har medfört en ökning av växthusgaserna i atmosfären, något som kan leda till en höjning av jordytans temperatur. MISU redogör vidare för temperaturökningens effekt då den medför en uppvärmning av havsvattnet och en smältning av isarna i polartrakterna, vilket leder till en stigning av havsnivån. Klimatet kan dock variera av naturliga orsaker och klimatforskare diskuterar nu betydelsen av dessa naturliga processer för den uppvärmning som skett under det senaste århundradet.

De växthusgaser som uppkommer vid kompostering är främst metan och lustgas som kan bildas då materialet inte är tillräckligt syresatt. Den koldioxid som bildas vid nedbrytningen av organiskt material är inte av fossilt ursprung, utan av biogent ursprung, och anses därför inte bidra till någon klimatpåverkan. Användning av fordon vid anläggningarna bidrar också med klimatpåverkande ämnen, liksom transporter och insamling av avfallet. Även vid förbränning av organiskt avfall bildas lustgas.

Karaktärisering av resultat

För att kunna jämföra olika ämnens klimatpåverkan används faktorn GWP, Global Warming Potential. GWP anger hur effektivt ett ämne är som klimatpåverkare i förhållande till koldioxid, eftersom just koldioxid är allmänt erkänd som referensgas (Glaumann m.fl., 2004). Tabell 3 visar att utsläpp av ett kg metan beräknas ge samma effekt som 21 kg koldioxid. Faktorer som påverkar dess effektivitet är förmågan att absorbera IR-strålning och gasernas livslängd i atmosfären (MISU, www). Då livslängden i atmosfären är av betydelse så varierar GWP-index beroende på vilket tidsperspektiv som används. Här har tidsperspektivet 100 år använts.

Tabell 3. Karaktäriseringsfaktorer vid tidsperspektivet 100 år för några ämnen som bidrar till klimatpåverkan (Sundqvist m.fl., 2002)

Ämne	Beteckning	CO ₂ -ekvivalenter [kg/kg]
Koldioxid (fossilt)	CO ₂	1
Metan	CH ₄	21
Lustgas	N ₂ O	310

4.1.2 Försurning

Försurande ämnen utgörs enligt en rapport av Glaumann m.fl. (2004) främst av svaveldioxid, SO₂, och kväveoxider, NO_x som uppstår vid användning av de fossila

³¹ Meteorologiska institutionen Stockholms universitet

bränslena kol och olja. Det sura nedfallet når marken i form av nederbörd men kan även torrdeponeras på marken.

I rapporten beskrivs även de problem som försurningen orsakar. Bland annat kan försurning leda till att fiskbestånd slås ut då pH sänks, skogsmarkens näring lakas ut och grundvattnet får högre metallhalter. Det sker även en minskning av växt- och djurarter. Försurande nedfall kan vara olika skadligt beroende på områdets jordmån, vittring av berggrund och växtlighet. Större delen av Sverige är försurningskänsligt.

De emissioner som bidrar till försurningen som härrör från kompostering är främst utsläpp av kväveföreningar. Ammoniak uppstår dels i processen, dels vid spridning av kompostprodukten. I övrigt är det transporter som står för de största bidragen till försurningen, på grund av deras utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider. Kväveoxider och svaveldioxid bildas även vid förbränning av avfall.

Karaktärisering av resultat

Karaktäriseringsfaktorn bestäms av ett försurande ämnes teoretiska potential att avge vätejoner. Utsläppen beräknas då i form av SO₂-ekvivalenter, se tabell 4. Det är den maximala försurningspotentialen som anges.

Tabell 4. Karaktäriseringsfaktorer för några ämnen som bidrar till försurning (Sundqvist m.fl., 2002)

Ämne	Beteckning	SO ₂ -ekvivalenter [kg/kg]
Svaveldioxid	SO ₂	1,00
Kväveoxider	NO _x	0,70
Ammoniak	NH ₃	1,88

4.1.3 Övergödning

Utsläpp av näringsämnen, främst kväve och fosfor, har lett till en ökad primärproduktion i sjöar och vattendrag. Utsläppen av närsalter härrör mestadels från jordbruk, avlopp och atmosfärisk deposition (Glaumann m.fl., 2004). Övergödningen har visats genom ökad algblomning, igenväxning och grumligare vatten. Biomassan sjunker sedan ner till botten på hösten för att brytas ned. Vid dess nedbrytning förbrukas syre och på grund av den kraftiga ökningen av organiskt material har många bottnar blivit syrefria. Då syret försvinner ersätts det många gånger av svavelväte, som gör det omöjligt för de flesta organismer att existera där. En tredjedel av egentliga Östersjöns bottnar är idag döda, vilket till stor del beror av övergödningen. (Furman m.fl., 2001).

Kompostens bidrag av övergödande ämnen består till största del av dess utsläpp av ammoniak till atmosfären. Dessutom sker en viss emission av ammoniak då komposten sprids på åkrar. Då komposten sedan ligger i jorden kan kväve, i form av nitrat, lakas ut. Fordon som används vid anläggningarna samt för insamling och transport av avfallet släpper ut kväveoxider. Förbränning av organiskt avfall ger upphov till utsläpp av ammoniak, kväveoxider och även fosfor.

Karaktärisering av resultat

Viktningen beskriver den relativa betydelsen av tillskottet till näringsbelastningen mellan kväve och fosfor för att göda alger. Glaumann m.fl. (2004) skriver att en mol fosfor betraktas som 16 gånger mer övergödande än en mol kväve.³² I tabell 5 uttrycks faktorerna i g O₂/g utsläppt ämne, alltså ett mått på dess syreförbrukning. Det är den maximala belastningen av övergödande ämnen som beräknas och hänsyn tas därför inte till vilket ämne som är tillväxtbegränsande i recipienten.³³

Tabell 5. Karaktäriseringsfaktorer för ämnen som bidrar till övergödande syreförbrukning i vatten (Sundqvist m.fl., 2002)

Ämne	Beteckning	O ₂ -ekvivalenter [g O ₂ /g]
Ammoniak	NH ₃	16
Kväveoxider	NO _x	6
Fosfor	P _{tot}	140

4.1.4 Andra miljörelaterade parametrar

Då miljöpåverkan studeras är det inte bara de ovan beskrivna miljöeffekterna som är av betydelse. Även andra, i viss mån mindre omfattande, parametrar är också av vikt att studera. Inte minst är det av betydelse i denna studie då det bildas en slutlig produkt som kan komma att användas i jordbruk och planteringar.

Tungmetaller

I samband med certifieringar av kompostprodukter och diskussioner om dess återföring till jordbruksmarker talas det ofta om gränsvärden vad gäller tungmetaller. Detta är av vikt att studera då det finns tydliga riktlinjer att följa. Tungmetaller hamnar i komposten genom felsortering och genom att vårt organiska avfall är en spegling av de substanser som är i omlopp i samhället. Ingående mängd stannar kvar i komposten och då processen leder till en betydande viktreduktion, blir dess halt av tungmetaller större vid processens slut än i utgångsmaterialet.

Näringsämnen

Enligt den svenska tolkningen av EU:s avfallshierarki prioriteras materialåtervinning över energiåtervinning. Materialåtervinningen innefattar cirkulation av näringsämnen. Kompostens innehåll av kväve, fosfor och kalium är därför något som ska värderas. Dessutom har fokus lagts speciellt på fosfor som en ändlig resurs.

Det är dessutom intressant att se i vilken form kompostens kväve föreligger. Därför kontrolleras bland annat dess innehåll av organiskt bundet kväve, nitrat och ammonium.

³² Detta härrör från antagandet om en generell sammansättning för akvatiska organismer, C₁₀₆H₂₆₃O₁₁₀N₁₆P. Utifrån detta molförhållande fås relationen mellan fosfor och kväve.

³³ I sjöar och vid kuster är fosfor vanligtvis tillväxtbegränsande. I det öppna havet är det ofta tillgången på kväve som reglerar tillväxten.

Förbrukning av primära energibärare

Avfallshantering innebär förbrukning av bränslen, i synnerhet fossila bränslen i form av diesel, då avfallet samlas in och transporteras. Olika behandlingsalternativ använder olika mycket energi, som härrör från olika primära energibärare. Då det är av miljömässigt intresse att minska energianvändningen i samhället, speciellt från fossila källor, bör därför denna parameter studeras.

4.2 VIKTNING

En viktning innebär enligt Rydh m.fl. (2002) att de karaktäriserade resultaten för varje miljöeffektkategori tilldelas och multipliceras med ett numeriskt värde utifrån dess relativa betydelse för den specifika viktningens grunden. När dessa framräknade värden därefter summeras fås en slutlig sammanvägning. Viktningsmetoderna värderar således miljöeffektkategoriernas betydelse olika beroende på metodens utgångspunkt. I denna studie har fyra värderingsmetoder använts: ORWARE miljöekonomi, EcoTax, EPS 2000 samt EcoEffect. En kortfattad beskrivning av dessa metoder återfinns i nedanstående avsnitt.

4.2.1 ORWARE miljöekonomi

Sundqvist m.fl. (rapport B1491, 2002) redogör för den ekonomiska analysen i ORWARE. I analysen används samma systemgränser som i miljöpåverkansbedömningen och de båda analyserna bli därigenom jämförbara. Såväl avfallssystemet som det kompletterande systemet studeras. Funktioner som utförs av avfallssystemet ses inte som en intäkt utan som en reducerad kostnad i det externa systemet. Analysen är uppdelad i tre delar; företagsekonomisk analys, viktning och miljöekonomi samt samhällsekonomisk analys.

Företagsekonomi

Detta innefattar kostnad för transporter och behandling av avfall, arbetskostnader och produktion av till exempel el i det kompletterande systemet. Även miljöskatter som till exempel deponiskatt inbegrips.

Miljöekonomi

De utsläpp som sker värderas utifrån deras effekt på samhälle och natur i monetära termer. Denna värdering baseras på samhällets eller enskilda individers betalningsvilja för att undvika en specifik miljöpåverkan.³⁴

Samhällsekonomi

Denna del av analysen ger den samhällsekonomiska kostnaden. Den baserar sig på de två föregående delarna, företagsekonomi och miljöekonomi. Dessa två delar summeras, efter att miljöskatter och miljöavgifter tagits bort från den företagsekonomiska

³⁴ Värderingen grundar sig till största delen på ECON, en norsk studie från 1995.

kostnaden, och resulterar i det samhällsekonomiska resultatet. Viktningen för olika emissioner redovisas i bilaga A.

4.2.2 EcoTax

Viktningmetoden EcoTax tar endast hänsyn till de emissioner som är avgiftsbelagda via skattesatser i Sverige, till exempel koldioxid, kväveoxider och svaveldioxid. EcoTax '99 är den version som baserar sig på miljöskatter och avgifter i Sverige år 1999, vilken används i denna studie.

Eldh (2003) beskriver i sitt examensarbete arbetsordningen för viktning med EcoTax. Först bestäms en viss emission som kommer att användas som referens för respektive miljöpåverkanskategori. Därefter kopplas skatter och avgifter till dessa emissioner. Slutligen bestäms den korrekta viktningen för referensemissionerna, till vilka övriga emissioner relateras. Hur emissioner viktas enligt EcoTax visas i bilaga A.

Kopplingen mellan skatter/avgifter och emissioner kan variera i svårighetsgrad. För klimatpåverkan finns exempelvis skatt på koldioxidutsläpp från förbränning av fossila bränslen. För andra miljöeffekter kan det dock vara svårare och mer diffust att korrekt anknyta en avgift till en specifik substans. En möjlighet är då att lägga samman ett antal emissioner som en viss skatt är knuten till och därefter tilldela varje emission ett värde.

4.2.3 EPS 2000

EPS står för Environmental Priority Strategies in product development. Angående EPS 2000 skriver Rydh m.fl. (2002) att metoden utvecklades av IVL Svenska Miljöinstitutet, Industriförbundet och Volvo. Metoden grundar sig på hur mycket den genomsnittlige OECD-medborgaren är beredd att betala för att undvika påverkan av mänskliga aktiviteter inom följande fem områden:

1. Biologisk mångfald
2. Människors fysiska och psykiska hälsa
3. Produktion i form av försörjningskapacitet hos natursystemen
4. Icke förnybara resurser
5. Estetiska och kulturella värden

Då en EPS-faktor beräknas bestäms först den aktuella skadan (olika enheter för olika områden, till exempel personår eller antal utrotade arter) som därefter divideras med den mängd ämne som orsakat skadan. EPS-värdet beräknas genom att multiplicera detta värde med betalningsviljan³⁵ för just denna skada. Viktningen enligt EPS 2000 återfinns i bilaga A.

4.2.4 EcoEffect

Metoden EcoEffect har enligt Glaumann och Malmqvist (2005) utvecklats främst för att värdera miljöpåverkan från fastigheter och utemiljö, men kan även användas för värdering i andra studier. Miljöpåverkan räknas som negativ påverkan på människors

³⁵ Betalningsviljan anges i ELU/kg ämne där ELU står för Environmental Load Unit och motsvarar ungefär en Euro.

³⁶ Disability Adjusted Life Years

fysiska och psykiska hälsa, negativ påverkan på ekosystem samt utarmning av naturresurser.

Viktningen grundar sig enligt Eriksson m.fl. (2005) på att miljöproblem förr eller senare kommer att innebära någon form av lidande för människor. Ofta ger ett miljöproblem upphov till ett flertal slutproblem. Ett mått på människors lidande är DALY³⁶, vilket innebär en kvantifiering av nedsatt livskvalitet. För varje slutproblem beräknas ett gruppskadevärde, det vill säga lidandet för samtliga drabbade personer. Därefter summeras samtliga slutproblems gruppskadevärden för varje miljöpåverkanskategori.

En mer utförlig redovisning av beräkningar och viktning av olika emissioner enligt EcoEffect finns i bilaga A.

5. KOMPOSTMODELLEN

I nedanstående avsnitt beskrivs den ursprungliga kompostmodellen som använts i ORWARE. Då data samlats in från tänkbara framtida komposteringsanläggningar har behov uppkommit om förändringar av vissa parametrar. Dessutom finns nya forskningsresultat och förhållanden mellan in- och utgående parametrar som lagts till modellen. Samtliga modifieringar har utgått ifrån den tidiga kompostmodellen beskriven av Sonesson (1996). Modifieringarna finns dokumenterade i avsnitt 5.2.

5.1 KOMPOSTMODELLEN I ORWARE

Sonesson (1996) har i en rapport beskrivit kompostmodellens uppbyggnad, vilken innefattar alla delar i materialflödet. Det organiska materialet transporteras till anläggningen där det antingen siktas före eller efter komposteringen. Siktningen har som syfte att avlägsna eventuella plastrester eller andra icke önskvärda material.

Följande tre typer av kompostering finns i modellen:

- reaktorkompostering med eller utan gasrening
- strängkompostering med eller utan gasrening
- hemkompostering

Gasen från kompostprocessen kan ledas till ett biofilter, som helt enkelt är modellerat så att det reducerar olika föreningar, som till exempel ammoniak, i olika hög grad.

Energikonsumtionen och i vissa fall även den av kompostprocessen använda energin beräknas. Energikonsumtionen relateras till inkommande mängd organiskt avfall och utgörs både av diesel för fordonen som transporterar kompostmaterialet och den elektricitet som används för luftning och övriga ändamål vid anläggningen.

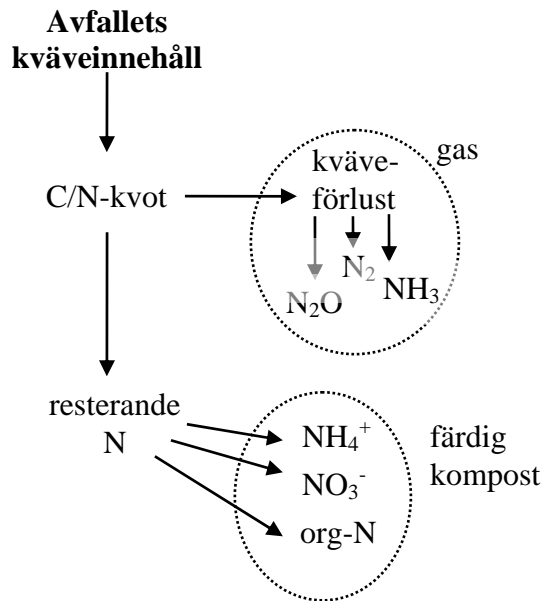
5.1.1 Kväveomvandling

Enligt Sonesson (1996) modelleras kompostprocessen genom att omvandlingarna av till exempel kväve och kol beskrivs. Relationer mellan in- och utdata används för att utifrån sammansättningen av det inkommande avfallet beräkna processens emissioner samt den färdiga kompostens sammansättning.

Kväveavgången beräknas utifrån kol/kväveknoten enligt formel (2):

$$Kväveförlust = 0,55903 - 0,01108 \frac{C}{N} \quad (2)$$

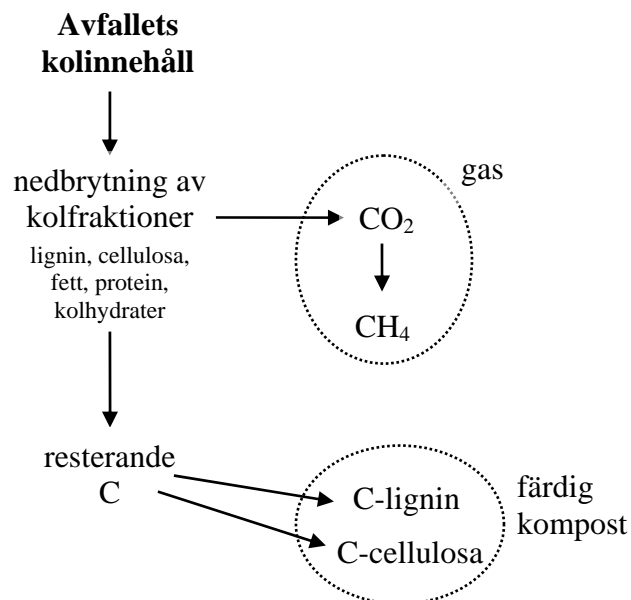
Utifrån denna kväveförlust beräknas därefter kvävgas- och lustgasavgången. Lustgas, N₂O, beräknas till 0,5 % av den totala kväveförlusten och kvävgas, N₂, till 1,5 %. De resterande 98 % utgörs av ammoniak, NH₃. Det kväve som inte avgått till atmosfären antas vara i den färdiga komposten, där en viss andel föreligger i form av ammonium och nitrat. Det resterande kvävet är organiskt bundet. Denna kväveomvandling illustreras i figur 10.



Figur 10. Kväveomvandling i ursprunglig kompostmodell.

5.1.2 Kolomvandling

När det gäller omvandlingen av kol i komposten tas hänsyn till det organiska avfallets innehåll av lätt- och svårnedbrytbart kol, uppdelat i lignin, cellulosa, fett, protein och kolhydrater. En viss andel av kolet i de olika fraktionerna beräknas avgå som koldioxid till atmosfären, medan den resterande delen återfinns som svårnedbrytbart kol och antas vara i form av lignin eller ej ännu nedbruten cellulosa. Metanbildningen antas bero av mängden koldioxid, se figur 11, och beräknas till 0,35 % av koldioxidbildningen.³⁷ Uppskattningen av nedbrytningen av varje fraktion är komplicerad och ett försök att uppdatera dessa värden har gjorts, vilka återfinns i bilaga C.



Figur 11. Omvandling av kol i komposten.

³⁷ I figuren tas hänsyn endast till kol som omvandlas till koldioxid eller metan och inte till VOC eller liknande föreningar som innehåller kol.

5.2 MODIFIERING AV KOMPOSTMODELLEN

Som tidigare omnämnts finns det orsak att modifiera kompostmodellen något för att ta hänsyn till nya forskningsresultat som bättre stämmer överens med verkligheten. Den ursprungliga kompostmodellen har använts som utgångspunkt för dessa förändringar. Till denna har dels en pH- och temperaturfaktor lagts till, dels har organiskt bunden kol lagts till som en funktionell enhet.

5.2.1 Vattenhalt

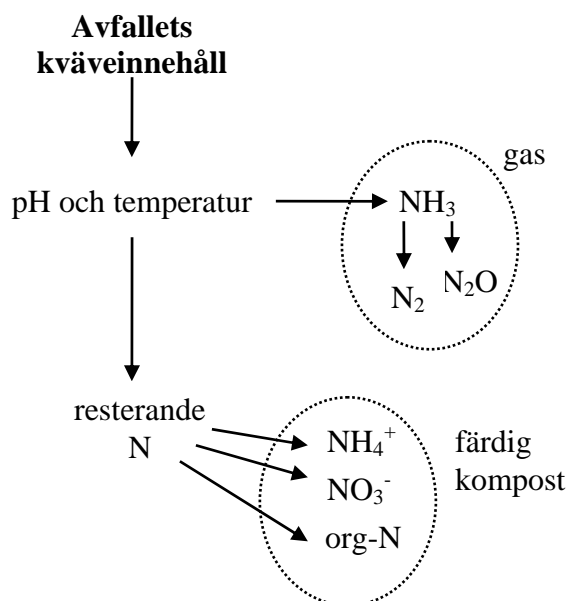
Tidigare antogs vattenhalten i den färdiga komposten vara 50 %. Eftersom detta är ett generellt värde och det nu är specifika kompostprocesser som studeras, ändrades modellen så att den istället beror på den färdiga kompostens vattenhalt. Dessutom var det nödvändigt att lägga till en beräkning av lakvattenbildning och lakvattnets innehåll, då det i en del anläggningar tillsätts en viss vattenmängd och det dessutom bildas lakvatten. Fler detaljer om dessa förändringar finns redovisade i bilaga D.

5.2.2 pH och temperatur

Den ursprungliga modellen använder kol/kväveknoten för beräkning av kväveförlusten. Det innebär att ju högre kompostens kväveinnehåll är gentemot dess innehåll av kol, desto större kommer ammoniakemissionerna att vara. Kol/kväveknoten påverkar visserligen kväveförlusten, men studier som genomförts verkar tyda på att enbart denna parameter inte kan användas för att uppskatta storleken på kväveförlusten (Sundberg, pers. medd.; Eklind och Kirchmann, 2000).³⁸ Dessutom har den tidigare kompostmodellen ofta överskattat kväveemissionerna, då senare forskning visat på betydligt lägre utsläpp av kväve från kompostprocessen (Jönsson, pers. medd.).

Som rubriken antyder använder den modifierade kompostmodellen istället pH och temperatur för uppskattning av kväveförlusten, i form av ammoniak (se figur 12). Förhållandet att ammoniak utgör 98 % av den totala kväveförlusten antas enligt tidigare modell och används för beräkning av lustgas- och kvävgasbildning. Sundberg (2005) visar i sin avhandling att ammoniakemissionerna starkt beror av processens temperatur. Även kompostens pH-värde bestämmer utsläppen då det inte sker någon ammoniakavgång så länge pH är under sju. Emissionerna blir därefter högre med ökat pH. Vid högre pH är även temperaturen mycket avgörande för ammoniakavgången.

³⁸ Då kol/kväveknoten är densamma kan kväveförlusterna ändå variera beroende på vilket strömmaterial som väljs då dessa har olika stor tillgänglighet av kol.



Figur 12. Modifierad modell för kväveomvandling.

I modellen anges ett slutvärde för pH av kompostprodukten samt medeltemperatur under den termofila fasen för de olika kompostmetoderna (Sundberg pers. medd.). Ammoniakförlusten anges i % av det ingående avfallets kvävemängd. Temperaturen indelas enligt följande intervall:

Då temperaturen är mellan 40°C och 55°C:

$$\text{Ammoniakförlust} = 0.71 * T - 23.12 \quad (T \text{ är temperaturen i grader Celsius}) \quad (3)$$

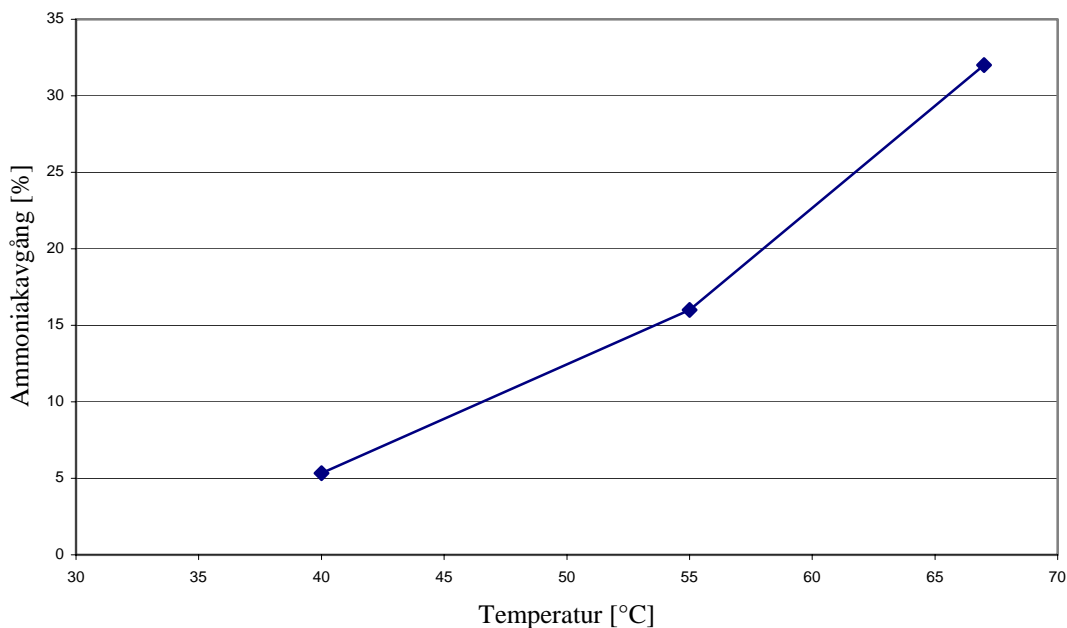
Då temperaturen är mellan 55°C och 67°C:

$$\text{Ammoniakförlust} = 1.33 * T - 57.33 \quad (4)$$

Då temperaturen är större än 67°C sätts ammoniakemissionerna till 32 % av N-tot.

$$\text{Ammoniakförlust} = 32 \quad (5)$$

Dessa intervall illustreras även i figur 13 nedan. Temperaturen 40°C antas i modellen vara den lägsta processtemperaturen. Det beror på att de uppgifter som ligger till grund för uppskattningen ovan ofta har en nedre gräns vid denna temperatur.

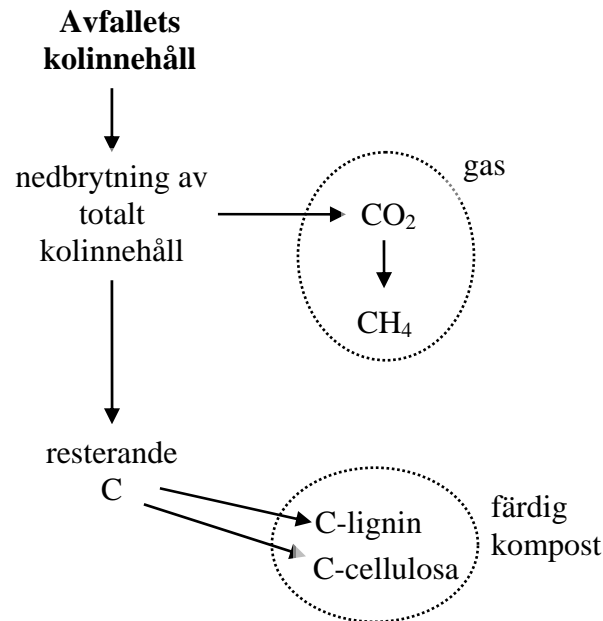


Figur 13. Inverkan av kompostens temperatur på processens ammoniakavgång under intervallet 40 – 67°C.

Även hemkompostens emissioner följer dessa förhållanden. Genom att hemkomposter har relativt låga temperaturer, ofta ungefär 40 °C eller lägre, medför detta lägre utsläpp (Sundberg, pers. medd.). Ammoniakförlusten har vid olika försök visat varierande resultat, från några få procent upp till över hälften av avfallets kväveinnehåll (Jönsson, pers. medd.; Beck-Friis, 2001). En stor mängd ammoniak fastnar dock i kondensen på locket i kompostbehållarna, något som försöken med de högsta förlusterna inte tog hänsyn till (Jönsson, pers. medd.). Då hemkompostens utsläpp relateras till processens pH och temperatur enligt ekvation (3) blir ammoniakemissionerna ca 5,3 %.

5.2.3 Nedbrytning av kol

I ORWARE har nedbrytningen tidigare uppdelats på de olika kolfraktioner som finns i materialet. Modellen har då räknat med att nedbrytningsgraden är densamma i alla kompostprocesser. Då data från anläggningar samlas in har det visat sig att det är betydligt vanligare att ange den totala nedbrytningen och inte nedbrytningen uppdelad i olika fraktioner. För att utröna konsekvenserna av det ena eller det andra beräkningssättet gjordes en mindre förändring i modellen för att kunna beräkna nedbrytningen från det totala kolinnehållet, se figur 14.



Figur 14. Beräkning av kolomvandling enligt modifierad modell.

Enligt avsnitt 2.2.1 beräknas nedbrytningsgraden utifrån förlusten av organiska ämnen, VS. Mängden organiska ämnen beräknas i den ursprungliga kompostmodellen som en andel av kolhalten i lignin. Detta beräkningssätt kan i fortsättningen även användas i den modifierade kompostmodellen.

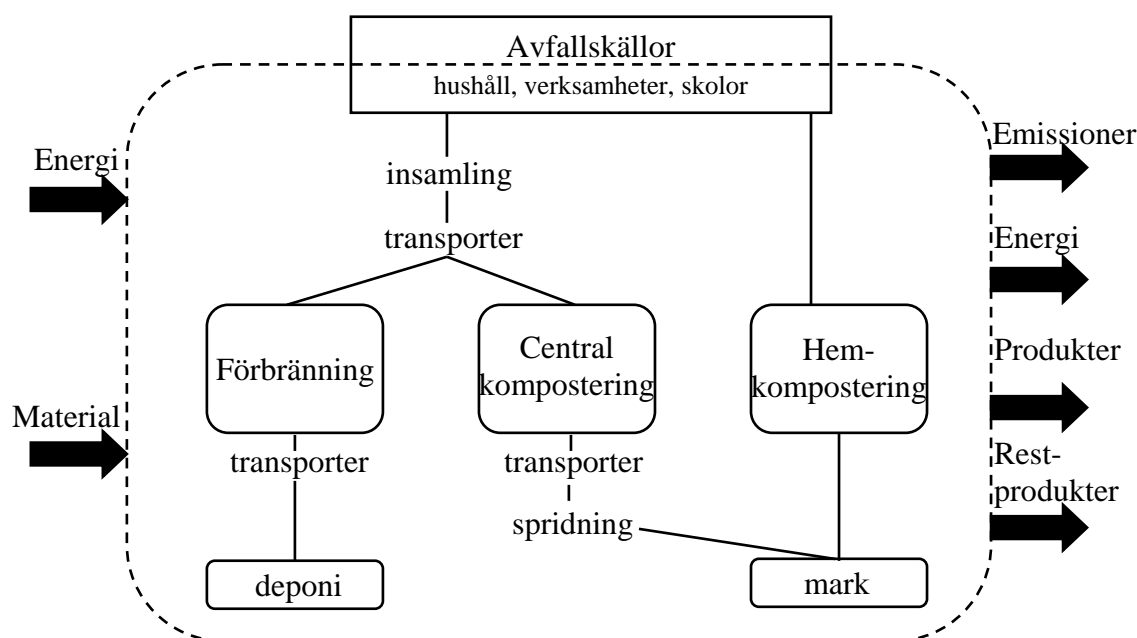
För att bedöma de positiva miljöeffekter som uppkommer av att till viss mån ersätta torv med kompost, måste kompostens innehåll av organiskt bundet kol beräknas. Därför läggs detta in som en funktionell enhet, den är alltså en av systemet genererad nytthet.

För att värdera ersättningen av torv i det kompletterande systemet införs värden för energiförbrukning vid torvbrytningen. Dessa värden finns redovisade i bilaga D.

6. FALLSTUDIE

Ett antal framtidsscenarier för behandling av matavfallet i Gästrikeregionen konstruerades i studien. Scenarierna bygger på de faktiska förslag som finns för framtida behandling av det organiska avfallet, vilka baseras på alternativ som erbjuds av olika aktörer. En schematisk beskrivning av avfallshanteringsystemet uppbyggnad i ORWARE visas i figur 15. För varje delmodell³⁹ beräknas flöden av ingående energi och material, samt utgående emissioner, energi och produkter.

Det källsorterade matavfallet som idag samlas in i papperspåsar går till central kompostering i Sala. Insamlingen kommer dock att utökas för att slutligen omfatta hela regionen. Var den centrala komposteringsanläggningen då kommer att placeras och vilken komposteringsmetod som kan komma att användas undersöks och resultaten jämförs med avseende på dess miljöpåverkan. De resterande mängderna organiskt avfall, det vill säga det matavfall som inte sorteras ut, går till förbränning eller hemkomposteras. Något referensscenario finns inte med i denna studie då det system som finns i dagsläget kommer att ändras.



Figur 15. Avfallshanteringsystemet i ORWARE.

De delmodeller som använts i studien är listade nedan. Enbart kompostmodellen beskrivs närmare i kapitel 5. Övriga modeller har inte genomgått några förändringar och beskrivningar över dessa återfinns istället i hänvisad litteratur.

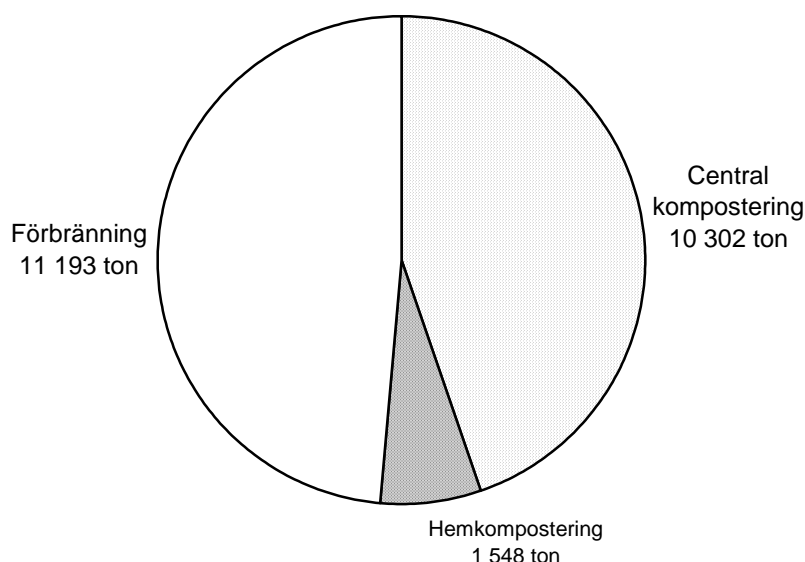
- Sopbilstransport (Sonesson, 1998)
- Lastbilstransport (Sonesson, 1996)
- Kompostering (Sonesson, 1996)

³⁹ Delmodellerna i denna studie är enligt figur 15 insamling, transport, förbränning, kompostering, deponering samt spridning av kompost till mark.

- Förbränning⁴⁰ (Björklund, 1998)
- Deponering (Björklund, 1998)
- Spridning av kompostprodukt till åkermark (Jönsson m.fl., 2000; Dalemo, 1998)

6.1 AVFALLSMÄNGDER

I Gästrikeregionen beräknas ungefär 23 000 ton lättnedbrytbart organiskt avfall genereras per år. Denna mängd fördelar sig på behandlingsmetoderna central kompostering, hemkompostering och förbränning enligt figur 16. Den mängd som skickas till förbränning är en summering av avfall från hushåll och verksamheter som felsorteras samt från dem som väljer att inte sortera ut det organiska avfallet. Av det organiska avfallet som skickas till förbränning är det 6 414 ton, eller 57 %, som beräknas vara felsorterat (se bilaga B).



Figur 16. Fördelning mellan behandlingsmetoder för det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen.

Av den beräknade mängden avfall som förs till en central kompost utgörs tre fjärdedelar av organiskt avfall från hushåll och den resterande fjärdedelen från skolor och verksamheter.⁴¹

Inventeringen grundar sig främst på den av Gästrikre Återvinnare uppskattade andel av avfallsproducenterna som kommer att välja respektive behandlingsalternativ (tabell 6).

⁴⁰ De data som berör förbränningen tas inte upp i detalj i arbetet men finns redovisade i bilaga C.

⁴¹ För en mer ingående beskrivning av mängder uppdelade på behandlingsmetod och avfallsproducent-grupp, se bilaga B.

Tabell 6. Uppskattat deltagande för avfallsproducenterna (Persson, pers. medd.)

	Central kompostering	Hemkompostering	Förbränning (ingen sortering)
Villahushåll	65 %	20 %	15 %
Lägenhetskushåll	90 %	0 %	10 %
Verksamheter	60 %	5 %	35 %
Skolor	95 %	2 %	3 %

Vid beräkning av avfallsmängder måste dessutom hänsyn tas till olika utsorteringsgrad, det vill säga hur noggrant avfallet sorteras, av de olika producentgrupperna. För utförligare inventering och beräkning av avfallsmängder hänvisas till bilaga B.

6.2 SYSTEMGRÄNSER

Samtidigt som figur 15 beskriver avfallshanteringssystemet, visas även dess systemgränser. Enligt avsnitt 3.2.1 ska avgränsningar i tid, plats och funktion alltid definieras i en systemanalys, vilka beskrivs mer utförligt nedan.

6.2.1 Tid

De scenarier som har simulerats är den tänkta avfallssituationen år 2008, då utsorteringen av komposterbart material beräknas vara fullt genomförd i regionen. I denna studie kommer miljöpåverkan orsakad av behandling och övrigt handhavande av avfallet att beräknas utifrån den mängd utsorterat matavfall som genereras under ett år. Vissa miljö- och energieffekter sträcker sig dock under en längre tidsperiod, däribland de emissioner som kommer från deponering och utlakning från jordar. Modellen för deponering beräknar emissionerna ur ett hundraårsperspektiv.

6.2.2 Plats

Det geografiska området är definierat enligt kartan i avsnitt 1.1.1 och omfattar Gävle, Sandviken, Hofors, Ockelbo samt Älvkarleby kommun. Systemet innefattar insamling och behandling genom kompostering eller förbränning av matavfallet från detta område. Komposteringen kommer att ske dels genom central kompostering i Gästrikeregionen eller i Sala, dels i form av hemkompostering. Av det matavfall som inte sorteras ut skickas den största delen till Uppsala för förbränning, men en mindre mängd förbränns även i Bollnäs och Sundsvall.⁴² Avfallshämtningen sker lokalt och avfallet transporteras till en omlastningsstation för vidare transport till respektive behandling. Av den aska och det slagg som genereras i förbränningen deponeras den allra största delen på Hovgården strax utanför Uppsala. En mindre mängd går till deponier i Högbytorp respektive Södertälje.

⁴² Eftersom förbränningsanläggningen i Uppsala inte tar emot något avfall på sommaren, skickas denna mängd istället till Sundsvall för förbränning. Avfall som genereras i Ockelbo skickas under hela året till Bollnäs för förbränning. (Jönsson, 2005)

6.2.3 Funktion

Systemet ska omhänderta det lättnedbrytbara organiska hushållsavfallet som samlas in i regionen.⁴³ Själva produktionen av avfallet ligger dock utanför systemet. De övriga funktionella enheter som tas med i bedömning och värdering är återförande av växtnäring. Dessutom tas fjärrvärme från förbränningen av det organiska avfallet med som en funktionell enhet. Miljöpåverkansbedömningen och värderingen behandlar kärnsystem liksom uppströms och nedströms system.

I de flesta fall då kommuner har central kompostering säljs komposten i jordblandningar. Enligt Persson (pers. medd.) har Gästrikre Återvinnare däremot målsättningen att återföra kompostprodukten till jordbruket, eftersom det finns en efterfrågan på mullämnen i regionen. Om de väljer att certifiera kompostprodukten eller ej beror på marknaden och vilka krav som ställs av kunderna. Målet är dock att standarden på produkten ska nå upp till att vara godkänd för certifiering.

Kompostens organiska material har i tidigare studier inte värderats som en funktionell enhet. En klar fördel vid användning av kompost är att kompostmaterialet kan ersätta användningen av torv som jordförbättringsmedel. Organiskt kol i kompostjorden kan ersätta fossilt kol i form av torv i förhållandet 1:1 (Sundberg, pers. medd.). Att ta hänsyn även till detta kan ha stor betydelse och kan ge en minskning av den beräknade klimatpåverkan.

Då den färdiga komposten används i planteringar och dylikt innebär detta att en del kol kommer att låsas fast i marken under en viss tidsperiod. Fastlåsningsen av kol i marken innebär en minskning av kol i atmosfären, vilket leder till ett minskat bidrag av klimatpåverkande gaser från avfallssystemet. En uppskattning är att ungefär 3 till 10 % av kompostens kolinnehåll kommer att ligga kvar i marken och därmed agera kolsänka under de närmaste hundra åren (Sundberg, pers. medd.). EPA genomförde år 2000 en analys som överensstämmer med denna storleksordning. I denna studie används 7 % som uppskattad kolsänka.

6.2.4 Studerade påverkanskategorier

I denna systemanalys har följande påverkanskategorier studerats, vilka beskrivs mer utförligt i kapitel fyra:

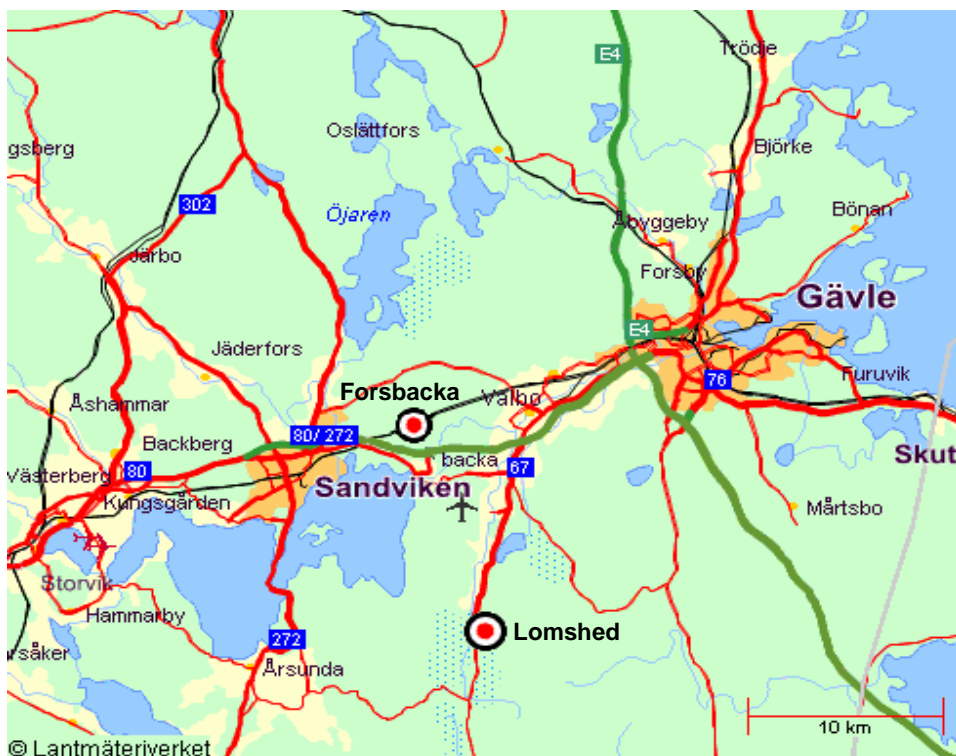
- Klimatpåverkan
- Försurning
- Övergödning
- Energianvändning och –produktion
- Uttag av primära energibärare
- Flöden av näringsämnen
- Flöden av tungmetaller

6.3 FRAMTIDSSCENARIER

Fyra scenarier har skapats som beskriver olika framtida alternativ för kompostering och dessa analyseras med hjälp av ORWARE-modellen. De två första alternativen innebär kompostering i en membrankompost, där lokaliseringen antingen är i Sala eller vid

⁴³ Omhändertagandet gäller den mängd organiskt avfall som redogjordes för i avsnitt 5.1.

Forsbacka avfallsdeponi. De andra två alternativen berör en tunnelkompost belägen antingen vid Forsbacka avfallsdeponi eller vid ett område söder om Valbo (se karta nedan, figur 17). En tabell över indata för de olika komposteringsmetoderna, inklusive hemkompostering, finns i bilaga C.



Figur 17. Karta över två möjliga alternativ för lokalisering av en komposteringsanläggning i Gästrikeregionen (Eniro, www).

6.3.1 Kompostering i membrankompost i Sala

Sedan källsortering av matavfallet introducerades i mindre skala i Gävle har denna mängd transporterats till Vafabs anläggning i Sala för att komposteras. Ett framtida alternativ är att fortsätta att transportera avfallet till samma plats, det vill säga till en redan befintlig anläggning, även då matavfall samlas in från hela regionen. Anläggningen är en membrankompost som har varit i drift sedan 1999 och behandlar ca 6 000 ton matavfall samt 2 000 ton parkavfall per år (Ånger, pers. medd.).

Beskrivning av anläggningen

Det komposterbara avfallet blandas efter siktningen med strukturmateriäl, mestadels malt parkavfall. Berg (2001) beskriver att kompostmaterialet komposteras i boxar där väggar och golv består av betong, medan tak och portar utgörs av ett membran av Gore Tex® duk. Det är ett semipermeabelt membran som släpper igenom koldioxid och en viss del av vattenångan som bildas under processen. Den största delen av vattenångan kondenserar dock mot duken och detta kondensat tar upp en del vattenlösliga illaluktande ämnen och ammoniak. Membranet släpper inte igenom någon nederbörd, vilket underlättar justering av kompostens vattenhalt. Dessutom underlättas hygieniseringen av att processen är sluten. I botten av komposten ligger perforerade rör som används för luftning. Luftningen sker datorstyrt (Ånger, pers. medd.).

Ingående material har vanligen pH 4 – 4,5 på grund av att nedbrytningsprocessen redan påbörjats då matavfallet samlas in var fjortonde dag. Kompostens uppehållstid i boxen under den intensiva nedbrytningsfasen är tre till fyra veckor och temperaturen är som mest ca 70°C (Müller, pers. medd.). Därefter läggs enligt Berg (2001) materialet i öppna boxar för fortsatt kompostering under fyra veckor, även här med luftning i botten. Slutligen placeras kompostmaterialet i strängar för efterkompostering.

Energiförbrukningen vid denna komposteringsmetod uppkommer till största delen i form av diesel vid transport samt i- och urlastning av det organiska avfallet. Elektricitet förbrukas också för luftning av materialet.

Komposten från Vafabs komposteringsanläggning säljs som inblandning i olika jordtyper avsedda för gräsmattor och planteringsytor (Vafab, www). För att jorden ska ha ett fullvärdigt innehåll av näringsämnen, tillsätts kväve, fosfor och kalium till komposten innan försäljning. Ånger (pers. medd.) meddelar att av den totala mängden jord som säljs avsätts ca 25 % till privatpersoner och den resterande mängden till framför allt anläggningsföretag, olika kommunala förvaltningar samt till företag som arbetar med fastighetsskötsel.

6.3.2 Kompostering i membrankompost i Forsbacka

En möjlig komposteringsanläggning placerad i Forsbacka är en membrankompost av samma typ som den i Sala.

I Forsbacka finns redan en deponi och där finns även tillgång till arealer för en kompostanläggning. Dessutom är det relativt långt till bebyggelsen⁴⁴, vilket underlättar och minskar problem med odörer som uppkommer i samband med hanteringen av det organiska avfallet och själva kompostprocessen.

6.3.3 Kompostering i tunnelkompost i Forsbacka

En tunnelkompost är en variant på en reaktorkompost. Det innebär att processen sker slutet i tunnlar. Reaktorkompostering har en högre elförbrukning än en membrankompost. Däremot är förbrukningen av diesel lägre vid en reaktorkomposteringsanläggning, eftersom en stor del av förflyttningen av materialet inte sker med hjälp av fordon utan automatiskt i anläggningen. Den automatiska förflyttningen innebär istället en ökad elförbrukning.

Beskrivning av anläggningen

En beskrivning av tunnelkompostering återfinns i Jorlid (1999). Rapporten visar att mottagning och lagring av avfallet sker slutet i den ena änden av anläggningen. Strukturmaterial tillsätts i en särskild omblandningsanläggning. Som strukturmaterial används flis, varav ca 85 till 90 % recirkuleras och återanvänds i processen. Årligen tillsätts därför 10 – 15 % strukturmaterial för att ersätta den mängd som brutits ned enligt Valkeinen (pers. medd.). Efter omblandning lastas materialet in i slutna betongtunnlar där processen sätts igång då tunneln är fylld. Med hjälp av ett automatiskt klimatprogram styrs processens syrehalt, fuktighet och temperatur.

⁴⁴ Cirka en kilometer till närmaste bebyggelse (Eniro, www)

I det initiala skedet tillförs stora mängder varm luft som härrör från andra tunnlar frånluft. Detta görs för att snabbt få igång nedbrytningsprocessen. Under det efterföljande dygnet går materialet in i själva uppvärmningsfasen. Valkeinen (pers. medd.) bekräftar att friskluft och cirkulationsluft blåses in så att syrehalten i materialet alltid hålls över 16 %. Den nästföljande fasen tar ca sju dygn då materialet komposteras. Temperaturen ställs in på ca 55°C och syrehalten hålls också optimal med hjälp av reglering av ingående friskluft. För att förhindra uttorkning av materialet tillsätts dels fuktig processluft, dels lakvatten via sprinklers. De sista tre dyggen hygieniseras materialet genom att temperaturen hålls konstant vid exempelvis 65°C. Temperaturen justeras sedan tillbaka till ca 52 grader.

Jorlid (1999) skriver att materialet därefter flyttas till en öppen hall med luftning för vidare kompostering i 14 dygn, varefter det siktas. Den färdiga komposten får slutligen mogna i ca två till tre månader i högar utomhus.

Ett undertryck i anläggningen leder frånluften till en ammoniakskrubber. En plattvärmeväxlare kan kopplas till skrubbern för att ta tillvara på den värmeenergi som finns i frånluften, något som antas förekomma i denna studie. Denna energi används för uppvärmning av den inkommande luften. Skrubbern efterföljs av ett patenterat biofilter, som enligt Valkeinen (pers. medd.) består av myrtyvsullrötter och färdig kompost, för en slutlig rening av illaluktande och miljöstörande ämnen.

Biofiltrets och skrubberns sammanlagda reningsgrad vad gäller ammoniak är enligt tillverkarens uppgift (Valkeinen, pers. medd.) mer än 99 %. Den garanterade reningsgraden är dock 95 %, ett värde som används vid denna undersökning.

Då en skrubber används kan kvävet återföras till den färdiga komposten, vilket har antagits ske i denna studie.

Ett förslag till lokalisering är Forsbacka⁴⁵, med de fördelar som beskrevs i ovan (avsnitt 5.3.2).

6.3.4 Kompostering i tunnelkompost i Lomshed

Det andra förslaget till lokalisering av en tunnelkompost är Lomshed⁴⁶, ca 15 km från Forsbacka avfallsdeponi och ca 20 km från Gävle centrum. Området utgörs av en stor torvtäckt, kring vilken endast några enskilda fastigheter angränsar och antalet utsatta för eventuella problem i form av lukt och liknande bör vara litet.

Anläggningen är samma typ av tunnelkompost som beskrivits i avsnittet ovan.

6.4 GENERELLA ANTAGANDEN

6.4.1 Uppströms system

Uppströms system innefattar produktion av den el och olja som används i avfallssystemet. Oljan, som antas vara i form av dieselolja, används främst vid insamling och transport av det organiska avfallet. Diesel används även av fordon vid

⁴⁵ Fastighetsbeteckning: Valbo-Västbyggeby 1:13

⁴⁶ Fastighetsbeteckning: Lomshed 1:8

⁴⁸ Enligt Bergman (pers. medd.) är en uppskattning av genomsnittlig jordart i Gästrikland måttlig mullhaltig lättlera, vilket motsvarar < 6 % mullhalt och 15 – 25 % lerhalt.

komposteringsanläggningarna, där membrankomposten kräver den största förbrukningen. Tunnelkomposten använder en del elektricitet, främst för luftning av materialet och för övrig processtyrning.

6.4.2 Avfallssystem

Omlastningen antas i grundscenarierna ske vid Forsbacka avfallsdeponi.

Den elektricitet som används inom avfallssystemet antas vara svensk medelmix, det vill säga den utgörs främst av vattenkraft och kärnkraft men också av lite energi från biobränsle, kol, olja och naturgas. Värme som används antas vara producerad från biomassa, eftersom det är den vanligaste energikällan för fjärrvärmeproduktion i Sverige. Den olja som förbrukas av fordonen är dieselolja.

Inget parkavfall tas med i analysen. Det finns ca 2 000 – 3 000 ton park- och trädgårdsavfall att tillgå som strömmaterial, men detta läggs utanför systemgränsen. Det beror på att det inte är säkert att anläggningen kommer att använda sig av detta material, eftersom det kan ge högre tungmetallhalter i den färdiga komposten (Persson, pers. medd.). Anläggningarna kan istället välja att använda sig av ett jungfruligt material.

Samtliga kompostprocesser antas vara väl fungerande, utan driftstörningar och avbrott, och med en konstant lämplig kol/kvävekvtot på ca 22. Det ingående avfallsets sammansättning finns redovisad i bilaga A och ger en kol/kvävekvtot på ca 13, det vill säga ett överskott av kväve. Processerna antas ha tillräcklig luftning och därmed att inte exempelvis höga metanemissioner sker till följd av anaeroba förhållanden. För hemkomposter har antagits att inget vatten blir tillsatt samt att inget lakvatten släpps ut. Det lakvatten från tunnelkomposten som inte recirkuleras antas föras till ett befintligt reningsverk vid Forsbacka deponi.

I ORWARE finns ett biofilter modellerat, som reducerar olika föreningar. De värden som finns antagna sedan tidigare för metan och lustgas, 50 % respektive 90 % reduktion, samt att 10 % av det infångade kvävet denitrifieras till kvävgas används även i denna studie (Baky och Eriksson, 2003). Då scenariot med en tunnelkompost även innefattar rening med en ammoniakskrubber, har skrubberns reduktion av ammoniak inkluderats i biofiltret. I tidigare studier har kvävet antagits stanna kvar i biofiltret. I och med att den mesta ammoniaken tvättas ut i skrubbern återförs istället denna mängd kväve till komposten i form av nitrat. Samma antaganden genomförs för membrankompostens reduktion av ammoniakutsläppen till atmosfären. Den ammoniak som löses i kondensen på insidan av membranen återgår till komposten och föreligger i form av ammonium.

Studier av bland annat Sonesson (1996) har visat att metallinnehållet i hemkomposter är avsevärt lägre än i kompost från vissa anläggningar. Detta beror på att de som har egen kompost sorterar sitt avfall mer noggrant på grund av att den slutliga kompostprodukten kommer att användas i deras egen trädgård. När central kompostering införs i flerbostäder där hyresgästerna inte själva valt kompostering är motivationen för god sortering generellt lägre och vissa är mindre noggranna i sin sortering. Behandling av de metaller som sorteras ut tas inte med i denna studie. I bilaga C finns de antagna reduktionerna av tungmetaller för hemkompost angivna.

Då komposten återförs till jordbruket krävs information om jordarten i Gästrikeregionen. I modellen för spridning av kompost till åkermark, där även emissioner från marken under en längre tidsperiod inbegrips, antas en genomsnittlig

lerhalt⁴⁸ på 20 %. Vid spridningen antas att den färdiga komposten arbetas ned i jorden inom en timme, vilket leder till lägst ammoniakförluster.

Indata till förbränningsmodellen är hämtade från ett examensarbete av Jönsson (2005).

6.4.3 Kompletterande system

Det kompletterande system som används då de olika avfallsscenarierna inte når samma prestanda är produktion av handelsgödsel. Vid framställning av handelsgödsel i Köping används energi i form av naturgas.

I denna studie förelåg, enligt anläggningarnas uppgifter (se bilaga C), inte någon skillnad i de färdiga komposternas innehåll av organiskt bundet kol och brytning av torv tas därmed inte med som ett kompletterande system.

6.5 KÄNSLIGHETSANALYS

En känslighetsanalys påvisar enskilda parametrars betydelse för resultatet. Detta utförs genom att värden för de olika parametrarna förändras, minskas respektive ökas, och dess inverkan på resultatet studeras. Om denna förändring har en mycket stor verkan på det slutliga resultatet tyder det antingen på att modellen inte är robust eller så är den en verklig nyckelparameter identifierats.

6.5.1 Lokalisering

De två förslagen för tunnelkompostering utvärderas i olika scenarier.

Det kommer att bli aktuellt att utvärdera olika förslag till lokalisering av omlastningen av avfallet. I grundscenariot är omlastningen placerad vid Forsbacka deponi. Detta innebär färre transporter om även komposteringsanläggningen är lokaliserad på området. Skulle Gävle Energi bygga en förbränningsanläggning för avfall är ett alternativ att placera omlastningen av det organiska materialet där för vidare transport till komposteringsanläggningen. Känslighetsanalysen består i att avståndet till anläggningen antas vara relativt stort, i syfte att studera dess inverkan på resultatet.

6.5.2 Parametrar i modellen

Resultaten utvärderas utgående från dels de modifierade modellerna, dels de modeller som använts i tidigare studier. Därigenom fås en bra bild av vilken påverkan som förändringarna i modellen har haft på resultaten.

I de modifierade modellerna genomförs känslighetsanalyser för att identifiera nyckelparametrar. Det inbegriper förändringar i ammoniakavgången, där den ökas med en faktor tre, samt minskas till en tredjedel.

Membrankompostens reduktion av ammoniakutsläpp genom att gasen löses i kondensen på membranens insida har antagits till 60 % i studien. Tillverkare av membran har uppgett en högre reduktion av odöra gaser, inklusive ammoniak. Konsekvenserna av membranens inverkan på ammoniakreduktionen studeras.

Enligt uppgifter angående tunnelkomposten bildas ingen metan i dessa anläggningar (Valkeinen, pers. medd.). Hur stor inverkan det har för kompostanläggningens bidrag till klimatpåverkande gaser studeras.

Effekterna av att dela upp det organiska kolet i fraktioner eller att enbart räkna dem kollektivt utvärderas i en känslighetsanalys.

7. RESULTAT OCH DISKUSSION

Resultaten från miljösystemanalysen har uppdelats i de miljöeffekter samt de fyra viktningametoder som beskrevs i avsnitt 4.2. Förutom dessa resultat redovisas de funktionella enheterna samt resultat från genomförd känslighetsanalys.

7.1 FUNKTIONELLA ENHETER

Den funktion avfallssystemet genererar sammanfattas i de funktionella enheter som listas nedan.

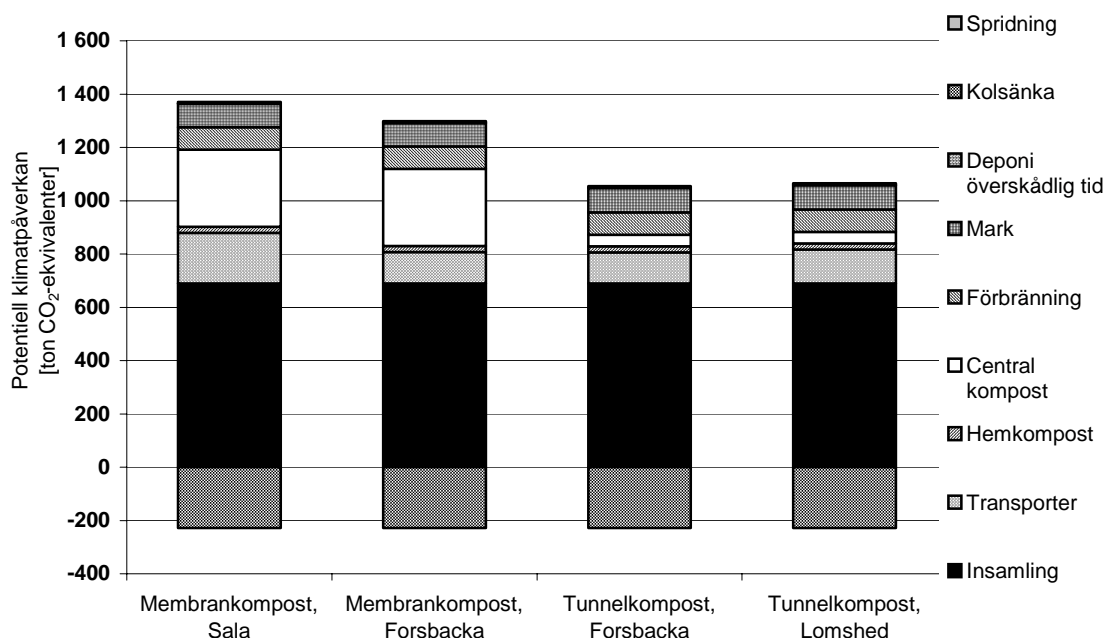
- Fjärrvärme från förbränning av organiskt avfall (felsorterat och inte sorterat) uppgår till 16 GWh.
- Den färdiga kompostens innehåll av kväve är 52 ton/år, ca 2,15 % av TS.
- Den färdiga kompostens innehåll av fosfor är 11 ton/år, ca 0,58 % av TS.
- Den färdiga kompostens innehåll av kalium är 31 ton/år, ca 1,62 % av TS.
- Mängden organiskt kol som finns kvar i komposten är 721 ton.

Kompostens innehåll av näringsämnen ligger inom variationsområden som visas i Lystad och Vethe (2002). Den färdiga kompostens innehåll av framför allt kväve kan tyckas vara något högt, men beror främst på att ungefär 22 % av kvävet inte lämnar komposten i form av ammoniak utan tillvaratas av en skrubber. När denna fraktion återförs till komposten, ökar kväveinnehållet. För membrankomposten är motsvarande kvävehalt ca 1,8 % av TS och därför kräver denna komposteringsmetod att kväve tas in externt i form av handelsgödsel.

7.2 MILJÖEFFEKTER

7.2.1 Klimatpåverkan

I figuren nedan beskrivs avfallssystemets klimatpåverkan uppdelat i dess olika processer, från insamlingen av avfallet till de emissioner som uppkommer då kompost spridits på åkermark.

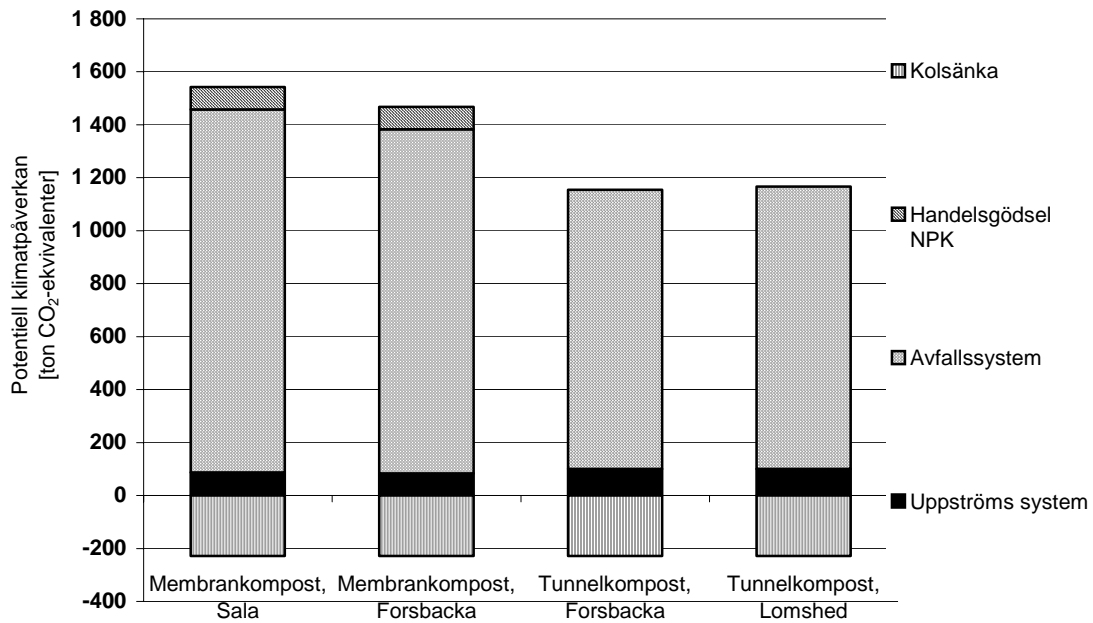


Figur 18. Klimatpåverkan från avfallssystemet.

Hemkompostens och förbränningens miljöpåverkan är konstant i alla scenarier. Figuren visar att insamlingen står för en betydande del av avfallssystemets klimatpåverkan. Transporterna inkluderar här även transporten av det avfall som skickas till förbränning. Att kompostanläggningen i det första scenariot är placerad i Sala leder till något ökade transporter.

Det som dock skiljer scenarierna åt är kompostmetodernas bidrag till växthusgaser. Membrankompostens större klimatpåverkan härrör från dess utsläpp av främst metan men även lustgas. Dessutom är dieselförbrukningen större vid membrankompostering än tunnelkompostering, vilket leder till högre utsläpp av klimatpåverkande gaser.

Kolsänkan innebär ett negativt bidrag av växthusgaser, det vill säga en lagring av organiskt kol i marken. Kolsänkan är densamma för alla scenarier, då nedbrytningen antas vara lika för metoderna.



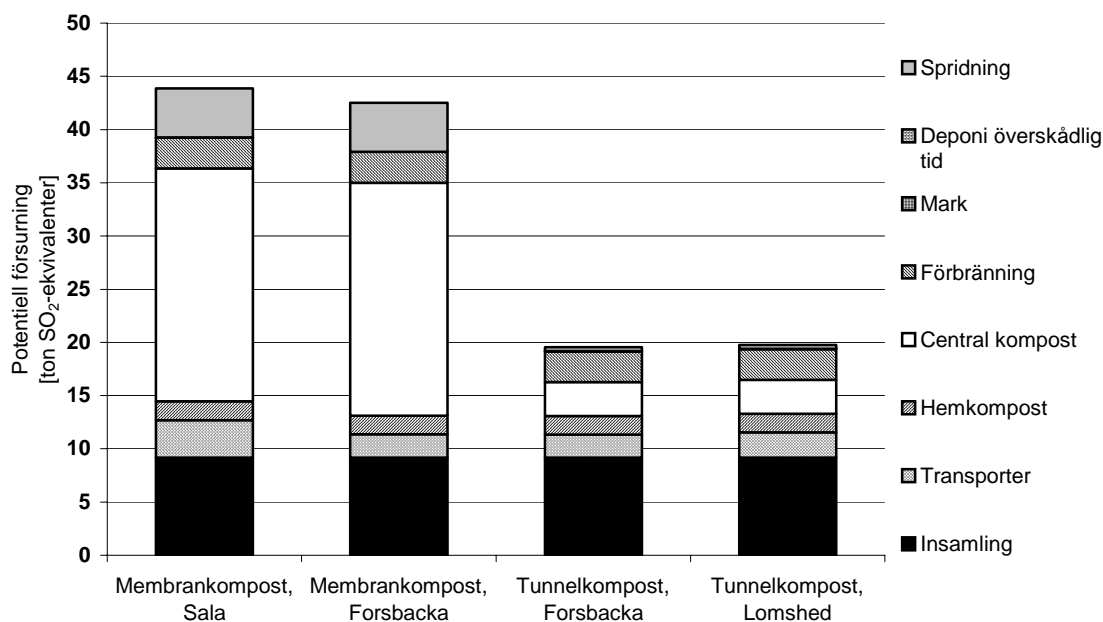
Figur 19. Klimatpåverkan från det totala systemet.

Avfallssystemet i förra figuren (figur 18) representeras här av den rutade delen av staplarna. Uppströms system innebär miljöbelastningen för produktion av den el, värme och diesel som förbrukas i avfallssystemet. Uppströms system blir marginellt större för scenario tre och fyra på grund av dess högre elkonsumtion.

Det kompletterande systemet utgörs av produktion av handelsgödsel. Reaktorkompostens möjlighet att tvätta ur gasens innehåll av kväve och återföra det som nitrat till komposten antas leda till en kväverikare kompost. Härigenom får membrankomposten ta in denna mängd kväve som externt producerat handelsgödsel.

7.2.2 Försurning

I nedanstående diagram redovisas försurande utsläpp från avfallssystemet i svaveldioxidekvivalenter.



Figur 20. Avfallssystemets utsläpp av försurande ämnen.

Insamlingen av det organiska avfallet står för en mindre del av de försurande utsläppen från avfallssystemet för membrankompostering (figur 20). Transporten till Sala ger en något större inverkan på försurningen.

Skillnaden mellan komposteringsanläggningarna är betydligt större vad gäller försurning än för klimatpåverkan. Membrankomposten har större emissioner av ammoniak som verkar försurande. I och med tunnelkompostens tillvaratagande av denna gas blir dess miljöpåverkan lägre.

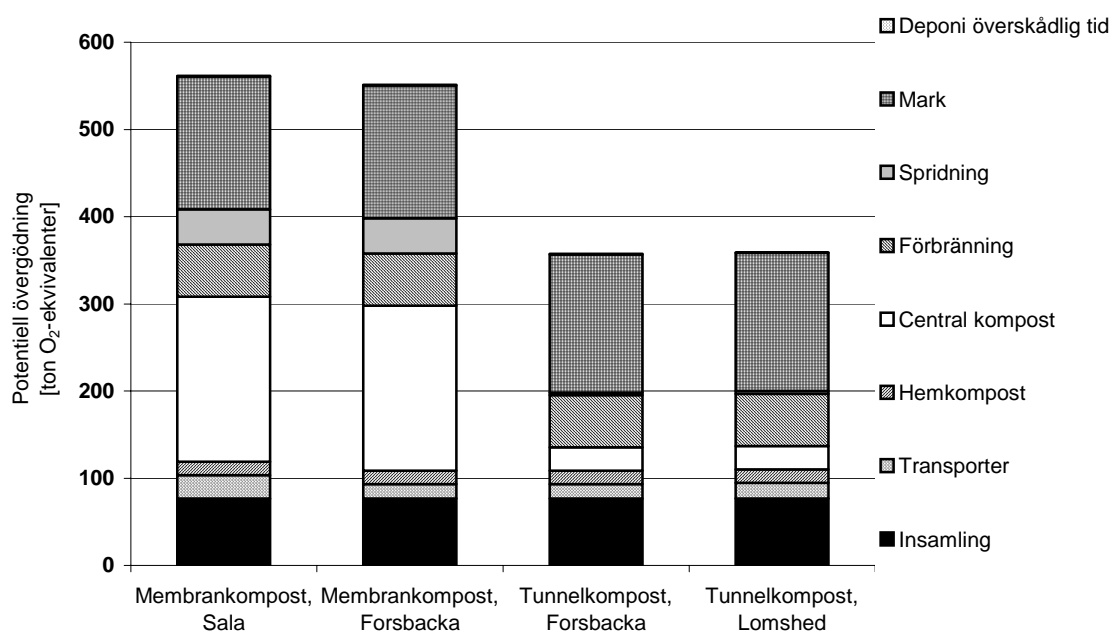
Förbränning har här en större försurande inverkan än själva tunnelkomposten. Det är främst utsläpp av kväveoxider som bidrar till detta. Jämfört med membrankomposten är dock både förbränning och tunnelkompostering mycket mindre försurande.

Vid spridning av kompost till åkermark sker en ammoniakavgång. Membranen antas reducera ammoniakavgången och därmed behålla en större del av ammoniaken i den färdiga kompostprodukten, vilken därför har ett högre innehåll av ammonium än vad kompost från tunnelkomposten har. Detta leder till att scenario ett och två har en högre emission av ammoniak vid spridningen.

Då uppströms system och det kompletterande systemet även för försurning och övergödning inte innebär någon större inverkan på resultaten (jämför figur 19), har dessa resultat valts att placeras i bilaga E.

7.2.3 Övergödning

Figur 21 beskriver avfallssystemets utsläpp av övergödande ämnen uttryckt i syreekvivalenter.



Figur 21. Avfallssystemets utsläpp av ämnen som bidrar till övergödningen.

Insamling och transporter har mindre betydelse då övergödande emissioner studeras.

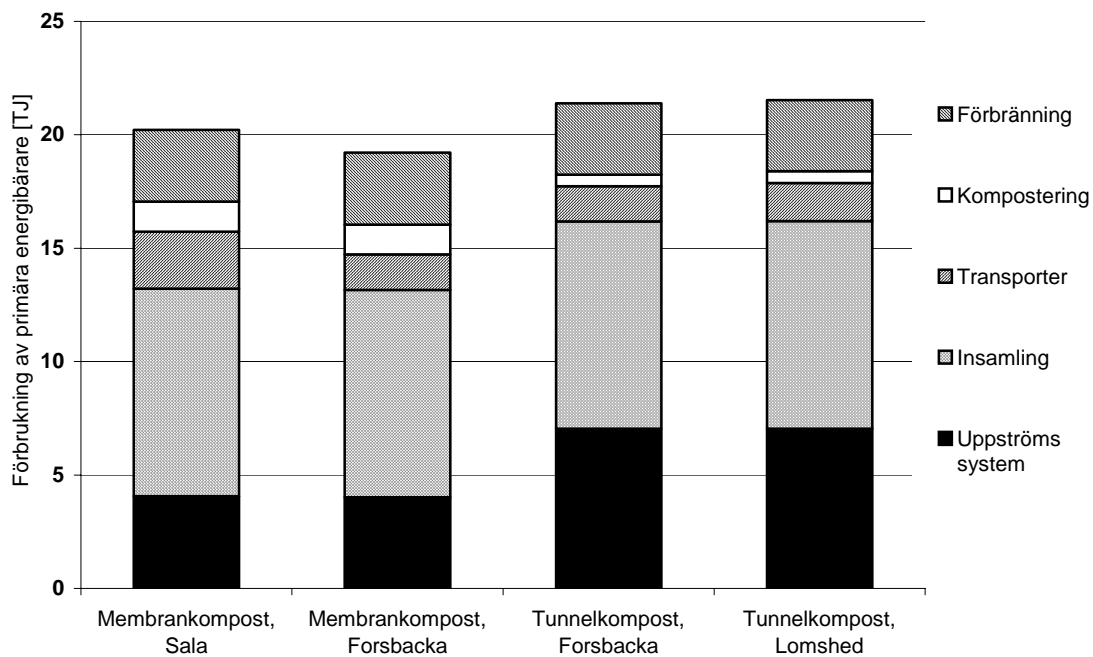
Det är stor skillnad mellan komposteringsmetodernas övergödande effekt. Tunnelkompostens lägre ammoniakutsläpp, samt tillvaratagande av gasen, leder till dess betydligt lägre miljöpåverkan. Dessutom leder spridningen av kompost från scenario ett och två till högre ammoniakemissioner på grund av dess högre innehåll av ammonium, vilket även förklarades under resultatredovisningen för försurande utsläpp.

Jämfört med förbränningen kan reaktorkomposteringen tyckas vara att föredra. Till komposteringsmetoderna måste dock utsläppen från marken adderas, eftersom det lakas ut en del näringsämnen efter att de spridits på åkermark.

Resultaten för det totala systemet redovisas i bilaga E.

7.2.4 Förbrukning av primära energibärare

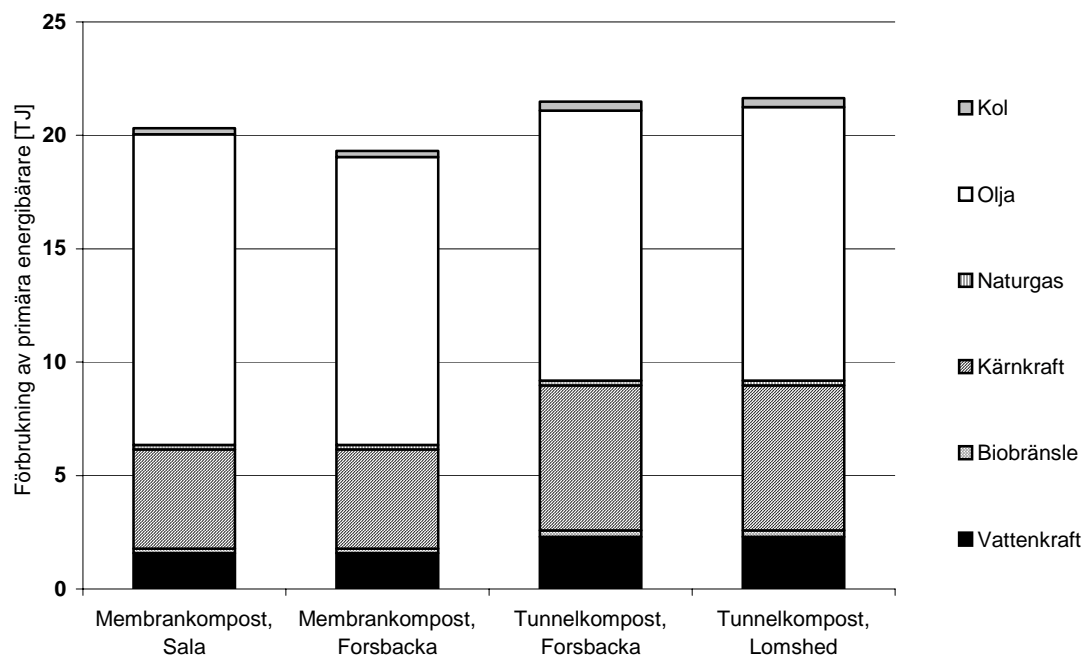
I figuren nedan redovisas energiförbrukningen uppdelat på avfallssystemets olika delar, inklusive uppströms system.



Figur 22. Avfallshanteringsystemets förbrukning av primära energibärare.

Tunnelkomposten innebär totalt en högre energiförbrukning än membrankomposten, enligt figur 22. Denna härrör från en högre användning av elektricitet då tunnelkomposten är en automatiserad anläggning. Däremot används mer olja vid membrankomposten. Den största skillnaden mellan energiförbrukningen är dock framställningen av energin, det vill säga uppströms system. Uppströms system är högre för tunnelkomposten till följd av att det är mer energikrävande att framställa elektricitet jämfört med diesel.

En något högre energiförbrukning i det första scenariot härrör från transporter av avfallet till Sala.



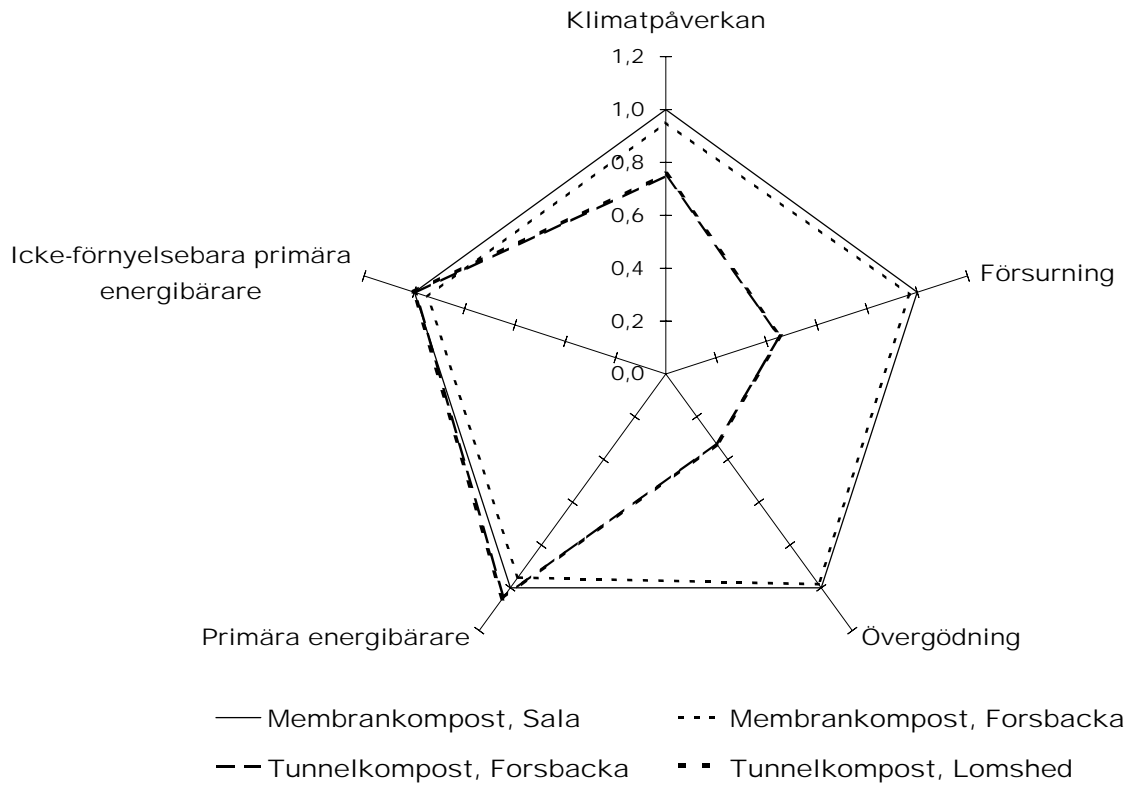
Figur 23. Energiförbrukning för det totala systemet, fördelat på primära energibärare.

I figur 23 visas energiförbrukningen uppdelat på energibärare för det totala systemet. Då elektriciteten i avfallssystemet antas vara en svensk medelmix används mestadels vatten- och kärnkraft. Den höga oljekonsumtionen härrör från avfallssystemets transporter. Dessutom framkommer en högre oljeförbrukning för membran-komposteringens del. Tunnelkomposten förbrukar dock mer elektricitet vilket visas av staplarnas totala förbrukning.

I jämförelse med figur 22 är det en marginell skillnad på energiförbrukningen mellan avfallssystemet och det totala systemet. Den något högre förbrukningen för membran-kompostens del är i form av naturgas, vilket används vid produktion av handelsgödsel i det externa systemet.

7.2.5 Sammanvägda miljöeffekter

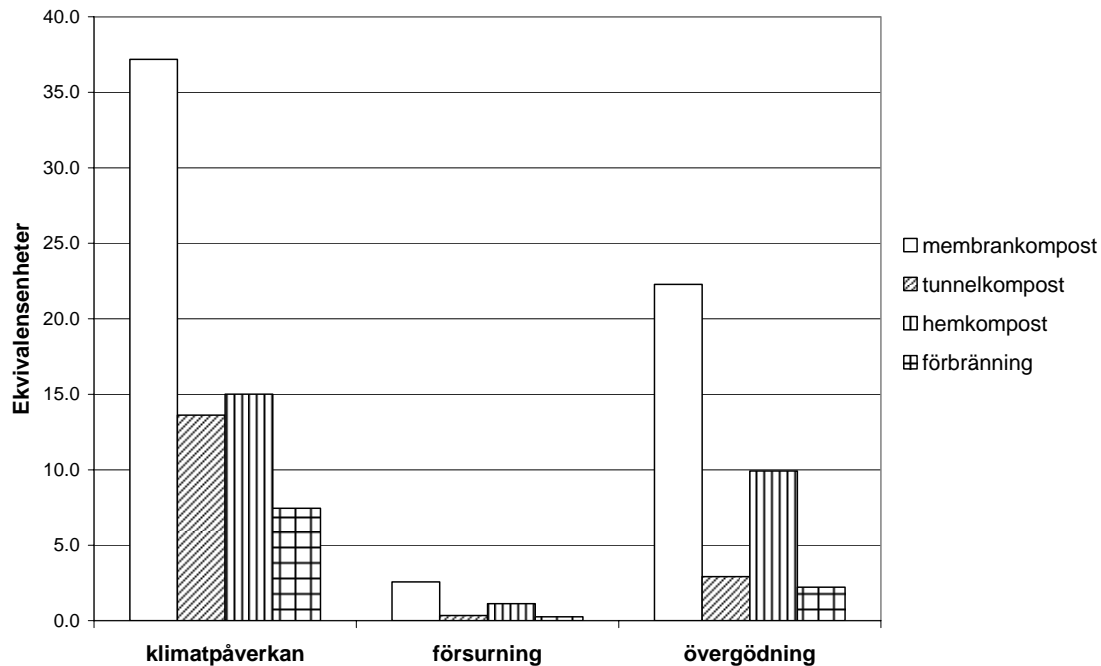
I nedanstående diagram visas alla miljöeffekter samt förbrukning av primära energibärare och icke förnyelsebara primära energibärare för det totala systemet. Resultaten är normerade med avseende på membrankompost, Sala. Det innebär att de andra scenarierna relateras till miljöpåverkan från membrankomposten i Sala.



Figur 24. Normerade resultat för studerade miljöeffekter.

Figuren visar att inget scenario är entydigt bättre än de övriga inom alla kategorier. De två scenarierna som innebär en tunnelkompostering skiljer sig inte mycket från varandra. Jämfört med membrankompostering förbrukar de mer energi i form av primära energibärare och icke förnyelsebara primära energibärare. Däremot har de en betydligt lägre försurande och övergödande påverkan. Tunnelkompostering innebär dessutom en lägre klimatpåverkan.

Det som skiljer membrankomposterna åt är endast det avstånd som avfallet transporteras. Membrankompostering i Forsbacka innebär en marginellt lägre miljöpåverkan än samma komposteringsmetod i Sala. Transporterna har alltså inte någon betydande inverkan på den slutliga miljöpåverkan.



Figur 25. Miljöpåverkan av behandlingsmetoderna per ton ingående organiskt avfall. Enheten är ekvivalensenheter för respektive miljöpåverkanskategori. Ekvivalensenheter innebär koldioxidekvivalenter för klimatpåverkan, svaveldioxidekvivalenter för försurning och syreekvivalenter för övergödning.

Till de olika behandlingsmetoderna förbränning, central kompostering och hemkompostering förs olika mängder. I de föregående figurerna som redovisat resultat har miljöpåverkan från den totala mängden bestämts. Hur miljöpåverkan relateras per ton ingående avfallsmängd visas däremot i figur 25. Detta ger en bättre bild över hur behandlingsmetoderna skiljer sig åt. Observera att de värden som redovisas i figuren är utsläpp från själva anläggningen, inklusive emissioner från mark och vid spridning av kompostprodukten för membran- och tunnelkompost.⁴⁹

Figuren visar att de högsta miljöeffekterna fås från membrankomposten i samtliga miljöpåverkanskategorier. Därefter följer hemkomposten, vilket innebär att den per ton ingående avfall faktiskt innebär en högre miljöpåverkan än central tunnelkompostering. Däremot undviks insamling och transport av avfallet.

Förbränning innebär en lägre klimatpåverkan samt utsläpp av försurande och övergödande ämnen i jämförelse med samtliga komposteringsprocesser. Om spridning av kompostprodukt och markemissioner inte tagits med i figuren ovan, hade en jämförelse av enbart behandlingsmetoderna visat att tunnelkomposten för miljöeffekterna försurning och övergödning faktiskt innebär lägre emissioner än förbränning.

Skillnaden mellan membran- och tunnelkomposten är tydlig för samtliga miljöpåverkanskategorier, med lägre emissioner härrörande från tunnelkomposten till följd av dess högre rening av övergödande ämnen samt färre transporter vid anläggningen.

⁴⁹ Emissioner från deponin, som härrör från aska och slagg från förbränningen, har valts att inte tas med i denna jämförelse då dessa emissioner utgjorde en ytterst liten del av behandlingsmetodernas.

7.2.6 Tungmetaller

Mängden tungmetaller som kommer in till processen via det organiska avfallet stannar kvar i det utgående materialet. Eftersom vattnet förångas av den alstrade värmen och kompostens massa minskar leder det till att halterna blir högre i den utgående komposten. I nedanstående tabell redovisas beräknade tungmetallhalter i den färdiga komposten och jämförs med de riktvärden för certifiering av kompostprodukt som återfinns i avsnitt 2.4.1. De lägre metallhalterna i hemkomposten härrör från en bättre utsortering av det organiska materialet. Denna reduktion redovisas i bilaga C.

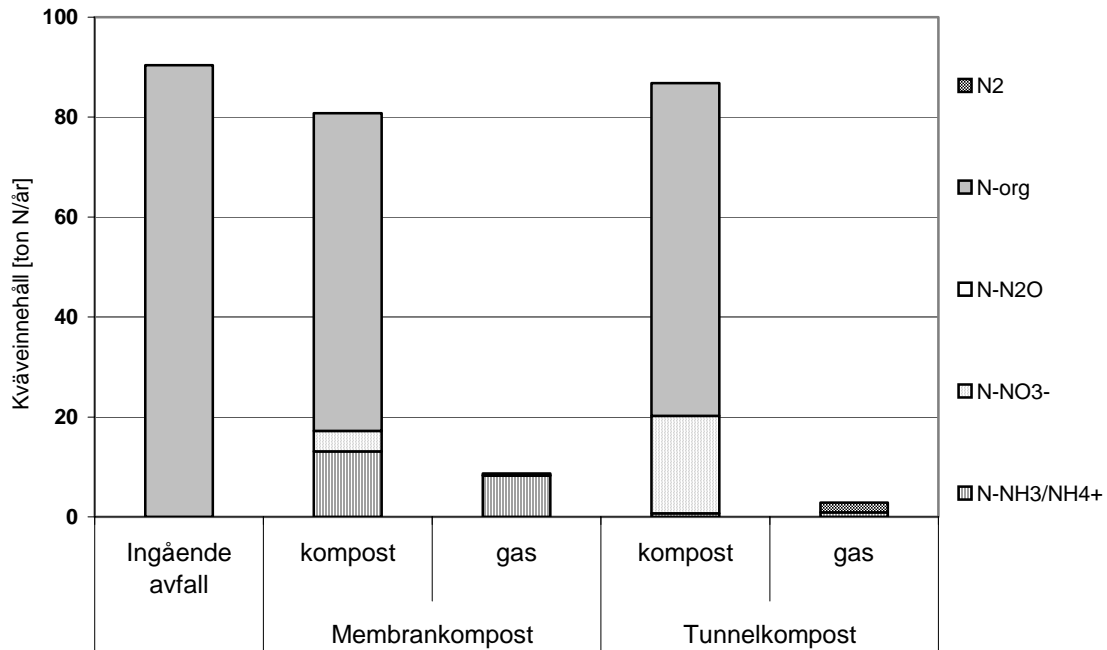
Tabell 7. Tungmetallhalter i den färdiga komposten från den centrala komposteringsanläggningen och hemkomposten jämfört med riktvärden för certifiering av kompostprodukt

	Central kompost [mg/kg TS]	Hemkompost [mg/kg TS]	Maximal halt [mg/kg TS]
Bly	14	2	100
Kadmium	0,18	0,04	1
Koppar	47	10	100
Krom	14	11	100
Kvicksilver	0,04	0,01	1
Nickel	10	4	50
Zink	112	61	300

Tabellen visar att kompostprodukterna har samma tungmetallhalt oberoende av val av komposteringsanläggning. Den färdiga hemkomposten har betydligt lägre halter. Jämfört med riktvärdena ligger dock samtliga kompostprodukter långt under dessa. Observera att dessa värden gäller då det antagits att ingen kontaminering skett utifrån från exempelvis strömmaterial (främst park- och trädgårdsavfall) eller maskiner som använts vid finfördelning av avfallet.

7.2.7 Näringsämnen

För att studera kompostens omvandling av kväve redovisas det organiska avfallets ingående kvävemängd som sedan fördelas mellan utgående kompost och kompostgas. Detta redovisas i figur 26.



Figur 26. Kväveomvandling i kompostprocessen.

På grund av tunnelkompostens tillvaratagande av det kväve som annars avgår till atmosfären, kan den färdiga komposten innehålla mer nitrat än den från membrankomposten. Den fraktion som kommer från skrubbern tillförs komposten och är huvudsakligen i form av nitrat som är mer växttillgängligt än det organiskt bundna kvävet. Då skrubbern renar gasen släpps en del kväve ut i form av kvävgas, N_2 .

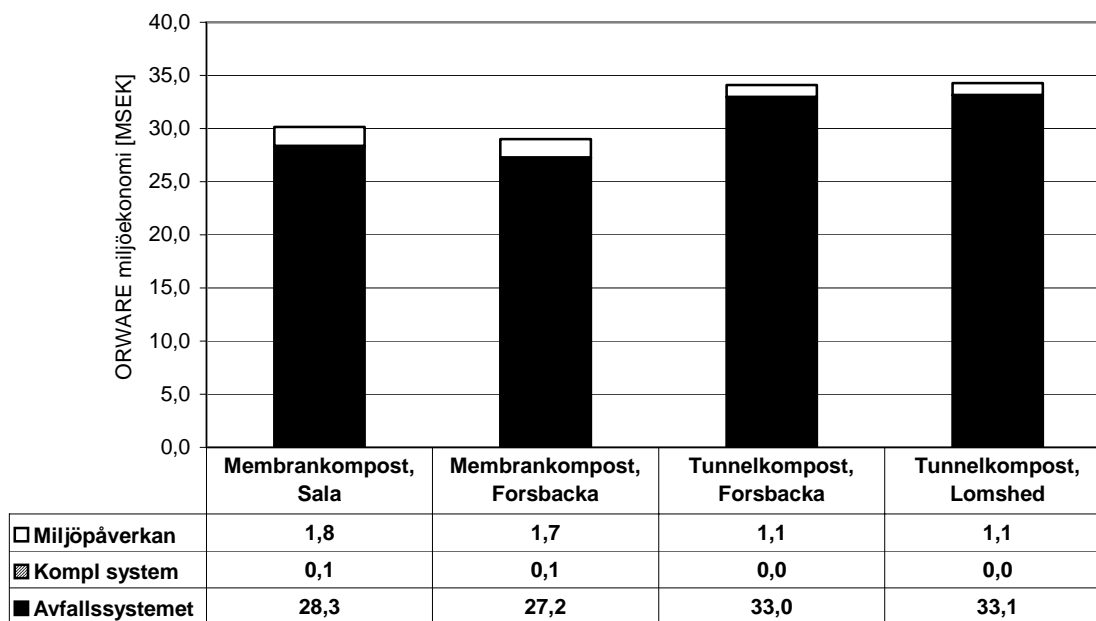
Från membrankomposten avgår väsentligt mer ammoniak till atmosfären. Den reduktion som antas ske på grund av membranen, leder till ett återförande av ammonium till komposten.

7.3 VIKTNING

Resultat från de fyra viktningmetoder, ORWARE miljöekonomi, EcoTax, EPS 2000 samt EcoEffect, som använts i studien redovisas nedan.

7.3.1 ORWARE miljöekonomi

I figur 27 redovisas det viktade resultatet enligt miljöekonomi i ORWARE.



Figur 27. Miljöekonomiska resultatet från viktning med ORWARE.

Resultatet från den ekonomiska viktningen i ORWARE har tagit hänsyn till såväl den företagsekonomiska som den miljöekonomiska kostnaden. Det slutliga resultatet blir en samhällsekonomisk kostnad för det totala systemet. Kostnaderna delas, enligt figur 27, upp i avfallssystemet, det kompletterande systemet och miljöpåverkan. Miljöpåverkan innebär de miljömässiga kostnaderna från de emissioner som uppkommer för det totala systemet.

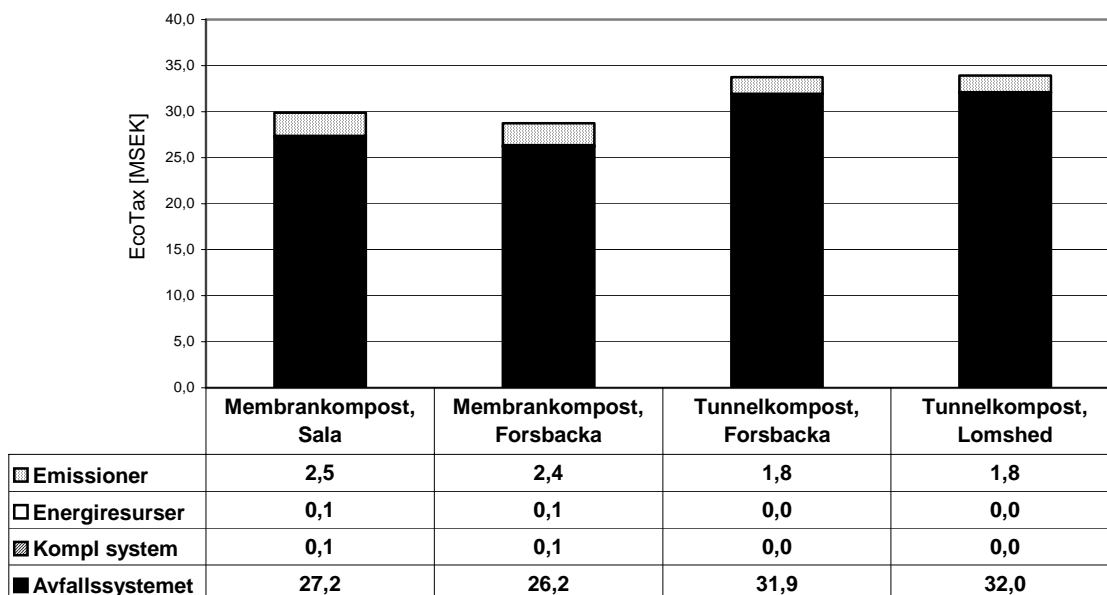
Båda komposteringsmetoderna har en avskrivningstid på 10 år, samt beräknas ha en teknisk livslängd på 25 år. Tunnelkomposten innebär en högre kostnad eftersom anläggningen är dyrare. Den har även en högre behandlingskostnad, eftersom den har ett mer omfattande styrsystem och högre rening som leder till en högre förbrukning av elektricitet. Membrankomposten är en enklare anläggning och har därför inte lika höga kostnader. Den har däremot en högre miljöpåverkan, vilket leder till högre kostnader för dess emissioner. Skillnaden i de miljömässiga kostnaderna är dock inte så stor att den motsvarar skillnaden i avfallssystemets kostnad.

De scenarier som innebär en placering av anläggningen långt från omlastningen har en något högre kostnad på grund av en högre bränsleförbrukning.

Figuren visar att kostnader från det kompletterande systemet är mycket lågt jämfört med avfallssystemets kostnader. Detta resultat är förväntat då denna studie inte innebär några skillnader mellan komposteringsmetoderna som leder till ett omfattande kompletterande system.

7.3.2 EcoTax

Till skillnad från ORWARE miljöekonomi fördelas den totala kostnaden i EcoTax förutom på avfallssystemet och det kompletterande systemet även på emissioner och energiresurser.



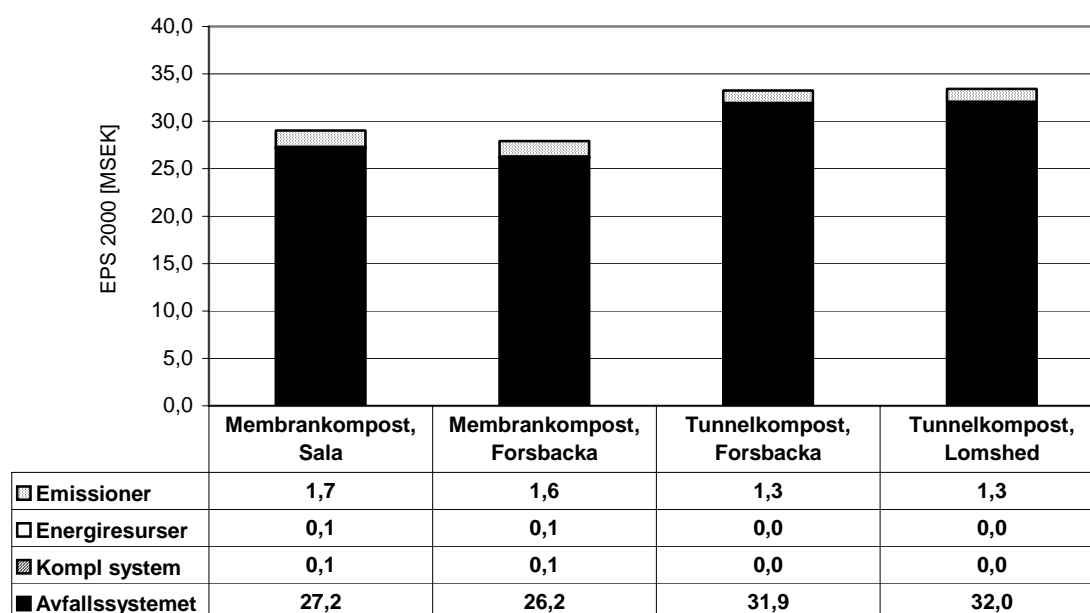
Figur 28. Viktning enligt EcoTax.

Figur 28 visar ett liknande resultat som för viktning i ORWARE. Tunnelkomposteringens högre investeringskostnad leder till att den totala kostnaden blir högre än membrankompostens. Tunnelkompostering ger upphov till lägre emissioner och därmed en lägre kostnad än membrankompostering.

Längre avstånd till behandlingsanläggningarna ger en marginellt högre kostnad. Membrankomposteringens högre förbrukning av diesel ger upphov till ett en liten kostnad då förbrukning av energiresurser betraktas. Varken energiresurser eller det kompletterande systemet har dock någon nämnvärd inverkan på resultatet för det totala systemet.

7.3.3 EPS 2000

I figur 29 redovisas det viktade resultatet enligt EPS 2000.



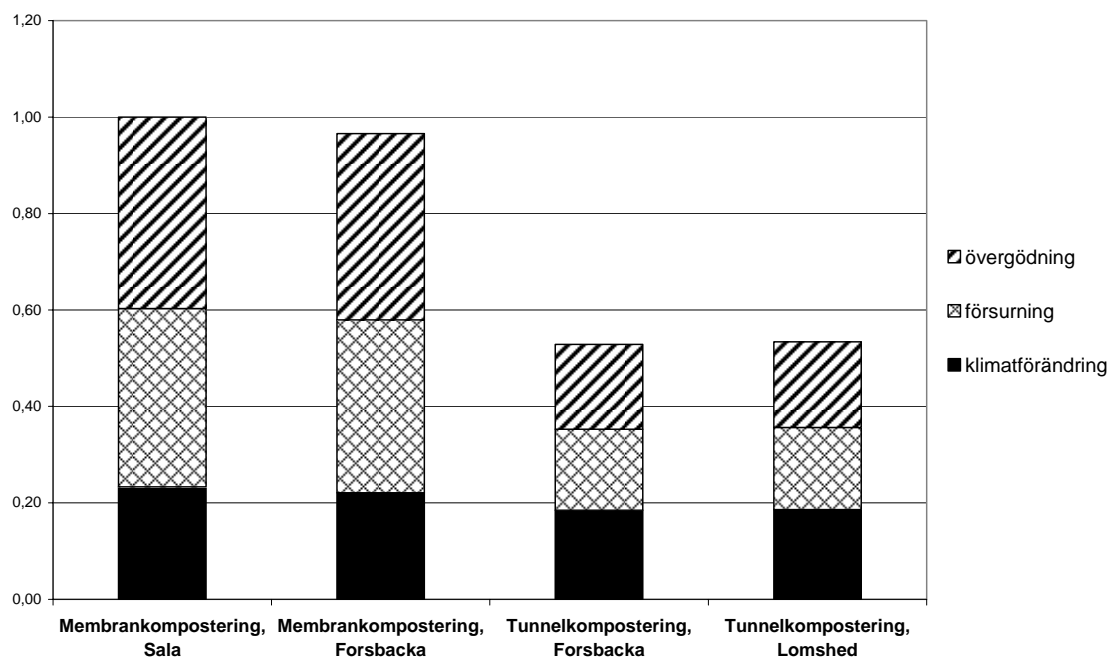
Figur 29. Viktade resultat enligt EPS 2000.

EPS 2000 har samma uppdelning av resultatet som för EcoTax (figur 28).

Det viktade resultatet antar en liknande uppbyggnad som de två föregående viktningssystemerna. Avfallssystemet utgör fortfarande den största kostnaden, då det kompletterande systemet som tidigare nämnts inte är så omfattande.

7.3.4 EcoEffect

Viktning har även genomförts enligt metoden EcoEffect. I figur 30 redovisas resultaten uppdelade i dess miljöpåverkan.⁵⁰

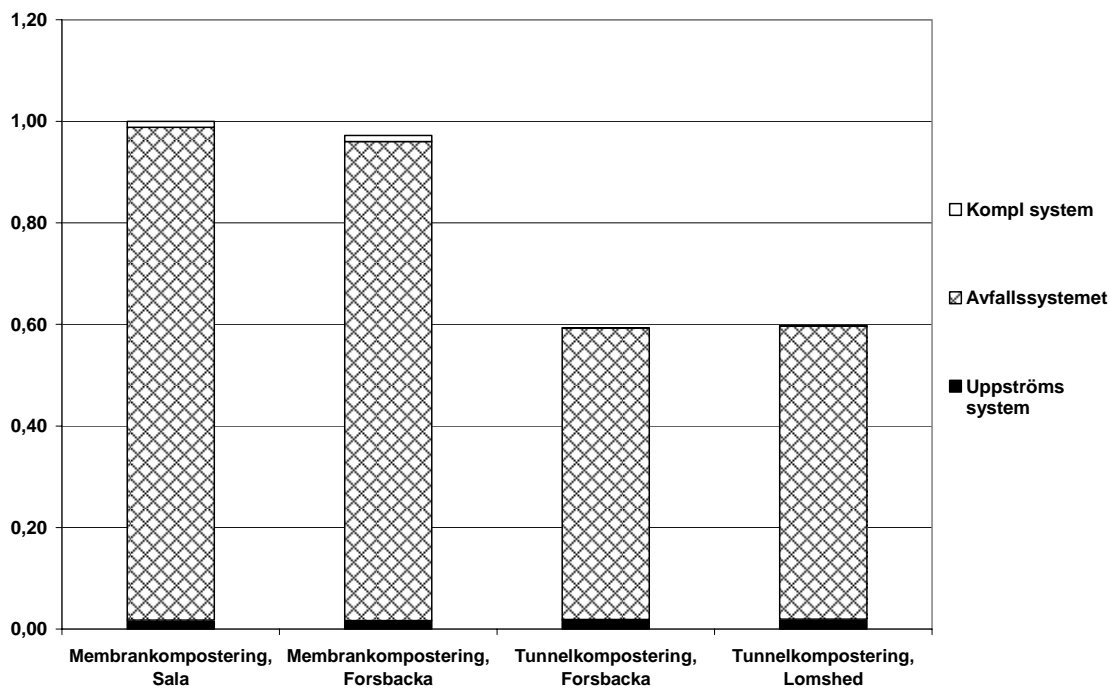


Figur 30. Viktade resultat för det totala systemet enligt EcoEffect, uppdelat på miljöpåverkanskategorier.

Resultaten enligt EcoEffect visar på en stor skillnad mellan komposteringsmetoderna, där tunnelkomposten har den lägsta miljöpåverkan. EcoEffect skiljer sig från de tidigare metoderna igenom redovisningen av resultaten på så sätt att de redovisas normerade och den ger dessutom en större variation mellan metoderna. Viktningen är normerad mot membrankompostering i Sala, det vill säga de övriga resultaten relateras till resultaten från det första scenariot. Att skillnaderna blir större mellan metoderna då EcoEffect används beror på att viktningen baseras på miljöpåverkanskategoriernas effekter på människor och anges därmed inte i monetära termer. Investeringen är inte heller medräknad vare sig monetärt eller som miljöpåverkan.

Ur figur 30 kan det även utläsas att vad gäller klimatförändringen är metoderna ungefär likvärdiga. För försurning och övergödning är skillnaderna däremot mycket större. Tunnelkomposten har en genomgående lägre påverkan för båda dessa miljöpåverkanskategorier, vilket leder till dess lägre viktning.

⁵⁰ I viktningmetoden ingår även bildning av marknära ozon. Denna miljöpåverkan visade sig vara försumbar i denna studie och har därmed inte beskrivits närmare i rapporten. Marknära ozon tas därför inte med i resultatredovisningen.



Figur 31. Viktning av resultat från det totala systemet enligt EcoEffect, uppdelat i de olika delsystemen.

I figur 31 visas resultaten från viktningen istället uppdelat på uppströms system, avfallssystemet och det kompletterande systemet. Även här är resultaten normerade med avseende på membrankompostering i Sala.

Återigen påvisas att det kompletterande systemet samt uppströms system utgör en ytterst liten del av resultaten. Avfallssystemet är i övrigt ungefärligt detsamma för de båda metoderna.

7.4 KÄNSLIGHETSANALYS

I följande avsnitt redovisas resultat från genomförd känslighetsanalys. Analysen är uppdelad på utvärdering av tänkbar lokalisering av anläggningen och förändringar av vissa parametrar i kompostmodellen.

7.4.1 Lokalisering

Den största miljöpåverkan från transporter av det organiska avfallet visar sig för klimatpåverkan samt förbrukning av primära energibärare. Då tunnelkomposten antas vara placerad långt utanför Gästrikeregionen, exempelvis en enkel sträcka på 20 mil⁵¹, ger det något ökade utsläpp av försurande och klimatpåverkande ämnen jämfört med att ha tunnelkomposten i Forsbacka. Den största skillnaden fås för energiförbrukningen, då det större transportavståndet tär mer på de icke förnyelsebara energikällorna.

Jämförs den nya lokaliseringen av tunnelkomposten med membrankompostering fås en något högre klimatpåverkan, men den har fortfarande mycket lägre försurande och övergödande utsläpp. Förbrukningen av energibärare är dock högre. Förutom elförbrukningen adderas konsumtion av olja på grund av den längre sträckan. Ett diagram över sammanvägda miljöeffekter med denna lokalisering återfinns i bilaga E.

7.4.2 pH och temperatur

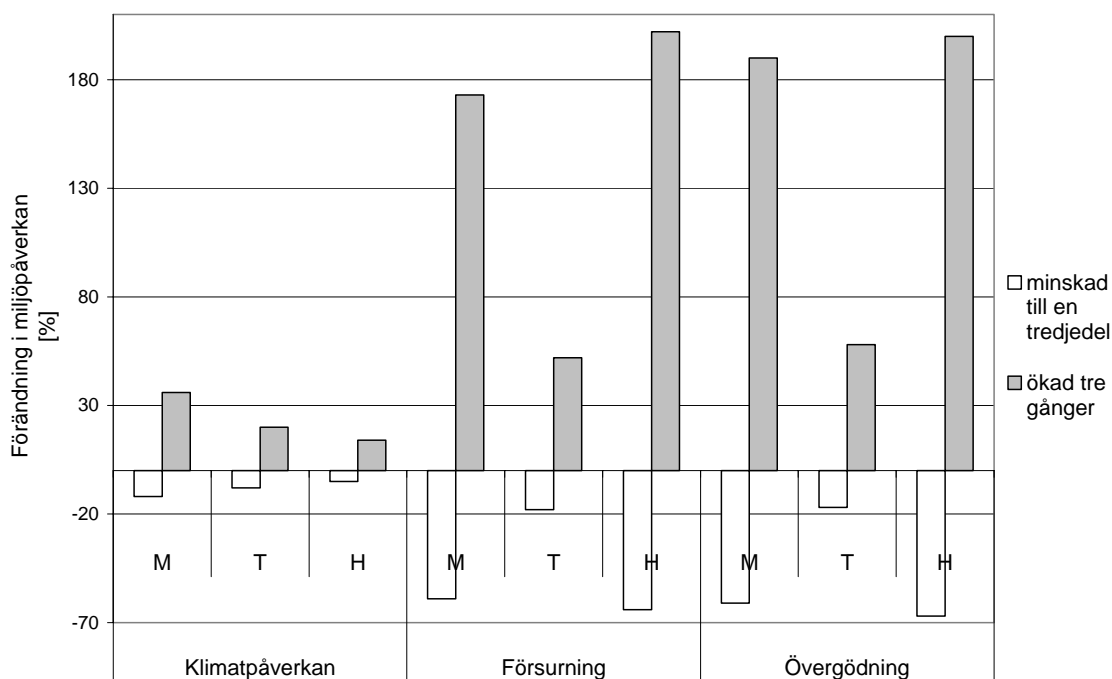
För att utvärdera betydelsen av den temperaturfaktor som lagts in i modellen genomförs en känslighetsanalys där utsläppen av ammoniak ökas tre gånger och minskas till en tredjedel. Den procentuella förändringen i resultatet redovisas i figur 32.

Figuren visar att förändringen i ammoniakavgången inverkar starkt på resultaten, främst för försurning och övergödning. Anledningen till att resultaten inte ändras lika mycket för klimatpåverkan är att ammoniakförlusten inte direkt bidrar till denna kategori. Däremot relateras lustgasutsläppen till ammoniakavgången och när ammoniakavgången ökar leder det även till en ökad mängd lustgas. Skillnaderna mellan tunnel- och membrankompostering är stora eftersom tunnelkomposten har en hög reduktion av den bildade mängden ammoniak. Hemkompostering är dock jämförbar med membrankompostering när det gäller den procentuella förändringen. Resultaten för försurning och övergödning beror starkt på ammoniakavgången, eftersom det i huvudsak är ammoniak som bidrar till dessa miljöpåverkanskategorier.

Förändringen i resultaten är oförändrade så länge som pH ligger i samma intervall som tidigare, det vill säga under eller över pH 7. Skulle pH däremot förändras över denna gräns blir resultaten dramatiska. Ligger pH strax under 7 sker inga utsläpp, men så snart pH stiger är ammoniakavgången olika stor beroende på processens temperatur.

Eftersom det kompletterande systemet inte innebär någon betydande skillnad i miljöbelastning eller rangordning mellan scenarierna, redovisas endast utsläppen från avfallssystemet i figur 32.

⁵¹ Avståndet till komposteringsanläggningen i Sala är 10 mil. Denna sträcka motsvarar alltså det dubbla avståndet.



Figur 32. Förändring i miljöpåverkan från de olika komposteringsmetoderna då ammoniakförlusten ökas tre gånger eller minskas till en tredjedel.

7.4.3 Kväveförluster

I den ursprungliga modellen uppskattades kväveförlusterna utifrån kompostens uppskattade kol/kväveknot. Det vill säga att ju högre kvävehalt i materialet desto större kväveutsläpp. Då modellen förändrades till att istället relatera utsläppen beroende på kompostens temperatur och pH föranledde det en förändring i resultaten.

I nedanstående tabell redovisas hur den tidigare modellen inverkar på resultaten, uppdelat på tre miljöeffekter.

Tabell 8. Procentuell förändring i miljöpåverkan för de olika komposteringsmetoderna då ammoniakemissionerna relateras till kol/kväveknoten jämfört med temperatur och pH

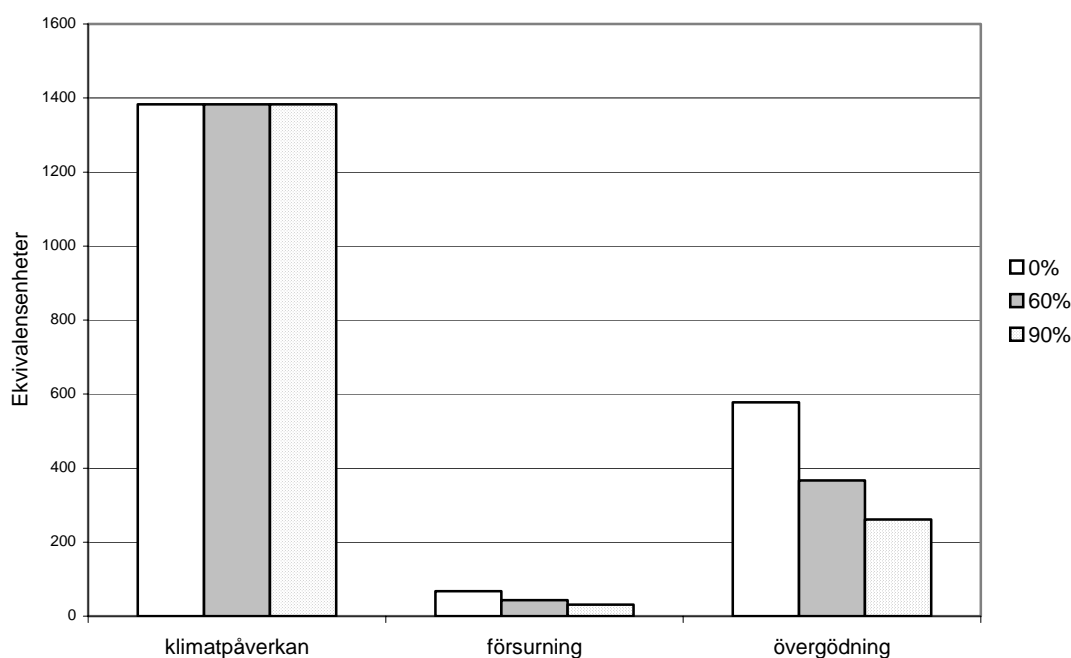
	Klimatpåverkan	Försurning	Övergödning
Membrankompost	+ 7 %	+ 31 %	+ 32 %
Tunnelkompost	+ 5 %	+ 16 %	+ 17 %
Hemkompost	+ 41 %	+ 490 %	+ 480 %

Tabell 8 påvisar en tydlig trend att den tidigare modellen överskattat kväveutsläppen för samtliga behandlingsalternativ. En anmärkningsvärd skillnad ses för hemkomposten. Detta beror på att processen har en låg temperatur jämfört med centrala komposter. De försök som gjorts med avseende på ammoniakavgång har gett en stor spridning i resultaten, vilket nämndes i avsnitt 5.3.2. Det förefaller dock troligast att de lägre ammoniakförlusterna bäst stämmer överens med verkligheten. Känslighetsanalysen

visar att resultaten för försurning och övergödning beror starkt på utsläppen av ammoniak.

7.4.4 Membrankompostens reduktion av ammoniak

Reducering av odöra emissioner, inklusive ammoniak, på grund av användningen av en membrankompost uppges av tillverkare uppgå till 90 % (Kiehl, pers. medd.). Denna reduktion är dock för hög för att enbart användas för ammoniak och har i scenarierna istället uppskattats till 60 % (Jönsson, pers. medd.). I figur 33 redovisas resultaten av dess miljöpåverkan då membrankomposten antas reducera ammoniakutsläppen med 0, 60 eller 90 %.



Figur 33. Membranens inverkan på resultaten för klimatpåverkan, försurning och övergödning beroende på dess reduktion av ammoniakavgång.

7.4.5 Metanbildning

Vid inventeringsanalysen uppgavs att tunnelkompostens material alltid är helt syresatt, något som inte skulle ge upphov till bildning av metan. Tillverkaren uppgav även att analyser visat att någon metanbildning inte förekommer. Skulle det ändå ske i samma omfattning som i membrankomposten, det vill säga 0,35 % av bildad koldioxid, ger det en ökning av dess klimatpåverkan med ungefär 160 %. Detta är en stor ökning, men trots det utgör klimatpåverkan från tunnelkomposten endast ca 60 % av membrankompostens klimatpåverkan. Det beror på membrankompostens större användning av fordon vid anläggningen.

7.4.6 Kolnedbrytning

Nedbrytningen av kol i komposten valdes att anges i procent av ingående kol, då det inte gick att få tag på specifika värden från kompostanläggningar. Dessutom uppdagades en alltför hög nedbrytning av kol då den uppdelades i nedbrytning per fraktion. Detta upptäcktes då organiskt kol infördes som en funktionell enhet.

Skillnaden bestod i att då nedbrytningen delades upp i fraktionerna och med dess olika nedbrytningsgrad gav det en total nedbrytning av ca 70 %, oberoende av vilka uppskattningar av nedbrytning som användes (bilaga C). Det vill säga 70 % avgick som koldioxid till atmosfären och den resterande mängden var kvar som organiskt kol, i lignin och cellulosa. Den funktionella enheten organiskt kol var då 340 ton, ett värde som var orealistiskt litet och kan jämföras med 721 ton.

8. GENERELL DISKUSSION

Kompostering är en biologisk behandlingsmetod som blir allt vanligare för storskalig behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall. Denna studie har utvärderat den miljöpåverkan som olika komposteringsmetoder innebär vid kompostering av organiskt avfall från Gästrikeregionen.

8.1 INDATA

Insamlingen av data till kompostprocessen var relativt svår att genomföra på grund av att en del av de indata som krävs i modellen inte mäts vid anläggningar. En parameter som kan skilja komposteringsanläggningar åt är exempelvis nedbrytningsgraden. Även RVF (2005a) fann i en undersökning av storskaliga komposteringsanläggningar att mätningar, av främst nedbrytningsgraden, var i det närmaste obefintliga. Detta gör det svårt att utvärdera anläggningars effektivitet och även deras miljöpåverkan. En jämförelse mellan anläggningar utifrån denna parameter blir därmed genomförbar.

Kompostmodellen innehöll ursprungligen en uppskattning av en genomsnittlig nedbrytning av de olika kolfraktionerna (lignin, cellulosa, kolhydrater etc.) under en komposteringsprocess. På grund av mer aktuella forskningsresultat uppdaterades vissa värden till denna studie. Data rörande nedbrytning av olika kolfraktioner för de olika komposteringsmetoderna saknades, eftersom det inte heller är vanligt att sådana analyser genomförs.

Förbränning har strängare regelverk och krav på anläggningars utsläpp, något som leder till att det generellt är lättare att få fram indata till förbränningsmodellen.⁵²

8.2 MODIFIERING AV KOMPOSTMODELLEN

Ett antal delar av den ursprungliga kompostmodellen modifierades, dels på grund av avsaknade indata, dels på grund av ett behov av att föra in mera aktuella forskningsresultat.

Till modellen gavs en möjlighet att istället för att anta kompostens vattenhalt till 50 % justera emissioner av vatten utifrån den färdiga kompostens vattenhalt samt den mängd vatten som tillsätts. Detta genomfördes för att möta de uppgifter som samlades in vid datainsamlingen och även för att få en bättre avspeglning av verkligheten i modellen. Resultaten från studien visar dock att lakvattnets innehåll av näringsämnen och liknande var försvinnande litet, särskilt efter att vattnet passerat ett reningsverk. Även om vattenhalten och lakvattenbildningen i denna studie har en nära nog obefintlig inverkan på slutresultaten, ger de dock en viss skillnad i den mängd färdig kompost som produceras.

Resultaten av den genomförda känslighetsanalysen visar att den ursprungliga kompostmodellen har överskattat ammoniakavgången, i synnerhet för hemkomposten (tabell 8). Uppskattningen av ammoniakbildningen baserades tidigare på det ingående avfallets kol/kväveknot. Senare forskning har visat att bildningen av ammoniak i högre grad beror på processens pH och temperatur.

⁵² Indata till förbränningsmodellen hämtades från Jönsson (2005).

Den modifierade modellen tar hänsyn till dessa parametrar genom att använda kompostens slutliga pH-värde samt en medeltemperatur i den termofila fasen. Anledningen till att temperaturen väljs i detta stadium av kompostprocessen är att den huvudsakliga emissionen av ammoniak inträffar då nedbrytningen av kol är som störst. Detta värde torde därför vara representativt och ge ett bra resultat. Att använda ett slutvärde på pH är rimligt eftersom ammoniakemissioner ökar kraftigt vid stigande pH. En invändning mot detta är dock att ammoniak endast avgår under den termofila fasen av processen och att modellen därför borde använda sig av pH-värdet vid samma fas. Modellen tar dock inte hänsyn till hur mycket större emissioner som bildas då pH stiger. Ammoniakavgången beror endast av pH-värdet såtillvida att den är obefintlig för pH lägre än 7, medan storleken av denna vid högre pH-värden istället beror av temperaturen. Det vore önskvärt att även ett matematiskt samband mellan ammoniakavgång och pH läggs till modellen. Då något sådant samband, eller forskningsresultat, inte stod till förfogande vid detta arbete kunde detta inte genomföras.

Känslighetsanalysen av ammoniakavgången visar att sambandet mellan denna och temperaturen är betydelsefull för det slutliga resultatet av kompostens miljöpåverkan. Det är därför viktigt att den genomsnittliga temperaturen vid den termofila fasen är korrekt fastställd. Sambanden mellan temperatur och ammoniakavgång utgick i denna studie från forskningsresultat vid olika försök. Dessa bör, då fler uppmätningar över ammoniakavgången genomförts, revideras för att erhålla ett mer statistiskt säkerställt förhållande mellan dessa parametrar.

En ytterligare förändring i modellen innebar att använda sig av nedbrytningen av det totala kolinnehållet istället för nedbrytning för respektive kolfraktion. Orsaken till att detta tillvägagångssätt valdes var dels för att bättre överensstämna med driftdata från anläggningarna, dels att resultaten från den tidigare modellen ger en mycket högre total nedbrytning än vad som mätts upp. Då kolnedbrytningen delas upp på de olika fraktionerna fås en total nedbrytning på ca 70 %, medan uppgifter från anläggningarna snarare pekar mot 40 %. Orsaken till detta är inte helt klar, då de försök som gjordes att uppskatta nedbrytningen av fraktionerna gjordes för ungefär 40 % nedbrytning av det totala kolinnehållet. Uppskattningarna hämtades dock från olika studier och något stora antaganden fick ibland genomföras. Den totala kolnedbrytningen med uppdaterade värden blev ungefär densamma som tidigare, det vill säga de värden som användes i den ursprungliga modellen. Det är alltså svårt att uppskatta nedbrytningen för varje fraktion på ett korrekt sätt. Dessutom skulle en skillnad i total nedbrytning, exempelvis om två anläggningar uppger 40 % respektive 50 % nedbrytning, innebära flera antaganden för båda anläggningarna och därmed en osäkerhet. Modifieringen av modellen till en total kolnedbrytning innebär en förenkling av vad som sker i processen. Det är klart önskvärt att modellen beskriver alla delar av processen i detalj, men denna förändring förefaller i nuläget ändå befogad. Dessutom måste modellen möta de parametrar som uppmäts i anläggningar för att underlätta framtida studier där kompostmodellen används.

8.3 SYSTEMANALYS AV KOMPOSTERINGSMETODER

Resultaten från miljösystemanalysen visar att tunnelkompostering innebär en lägre miljöpåverkan, men en något större förbrukning av energiresurser. Då resultaten från miljöpåverkanskategorierna viktats har tunnelkompostens högre anläggnings- och behandlingskostnader resulterat i dess högre värden (för ORWARE miljöekonomi, EcoTax'99 och EPS 2000). Dess lägre emissioner ger dock upphov till något lägre

kostnader för dess miljöpåverkan. Vid viktning med EcoEffect innebar tunnelkompostering en betydligt lägre total miljöpåverkan, då denna metod främst baseras på påverkan på människor och inte på emissionernas miljömässiga kostnader och heller inte tar hänsyn till investeringen.

Membrankomposteringsanläggningar finns i ett flertal kommuner i Sverige. Denna metod börjar konkurrera ut strängkomposter som tidigare varit en relativt vanlig komposteringsmetod. Strängkomposter har konstaterats ge upphov till många miljöstörande gaser, främst metan, på grund av att materialet ofta blir anaerobt (RVF, 2005a). Själva anläggningen är enklare än en tunnelkompost och har därför lägre investeringskostnader.

I Finland är däremot automatiserade anläggningar mer vanliga (RVF, 2005a). Nackdelen med att använda sig av automatiserade anläggningar är att riskerna ökar för maskinella problem. I en undersökningen av RVF (2005a) ges ett exempel på en automatiserad boxkomposteringsanläggning i Göteborg som fick läggas ned och bytas ut mot enklare teknik på grund av stora problem i driften. I övrigt verkar förutom öppna eller membraninneslutna komposteringsanläggningar även mer tekniskt avancerade anläggningar fungera bra i drift. Det är dock viktigt att ta risker för maskinella problem i beaktande då en mer tekniskt avancerad anläggning i högre grad kan vara sårbar då dessa infinner sig, vilket kan innebära driftstopp under en tid.

Ur arbetsmiljösynpunkt kan en reaktorkompost vara sämre än en membrankompost på grund av att det är en sluten anläggning. Problemen är dock inte oöverkomliga, utan kan justeras genom att den tillgodoses med tillräcklig ventilation och liknande åtgärder.

En tunnelkompost innebär ett dyrare alternativ vid drift och anläggning, vilket diskuterats ovan. Den har dock sannolikt de bästa förutsättningarna att åstadkomma den mest effektiva komposteringsprocessen. Beräkningarna visar på betydligt lägre miljöpåverkan främst i form av reducerade ammoniakemissioner. Dessutom har en mer tekniskt avancerad anläggning en bra utgångspunkt för att kunna optimera processen, vad gäller exempelvis att hålla materialet aerobt. Varefter forskningen går framåt kan fler instruktioner utformas för att justera exempelvis luftning och flöden av kompostgas. Det innebär att det är viktigt att anläggningen utformas flexibelt så att komposteringsprocessen lätt kan styras i enlighet med framtida rekommendationer, för att därigenom få en optimal process med lägre utsläpp. Att kompostprocessen förbättras på detta sätt är viktigt för att utveckla en miljömässigt bra behandlingsmetod för det organiska avfallet. Ju mer komposteringen förbättras, desto bättre kan dess resultat i miljösystemanalyser stå sig mot andra alternativ för behandling av avfallet, som exempelvis förbränning eller rötning.

I studien har valts att inte beakta vilket eller hur mycket strömateriale som används vid anläggningarna, något som kan utgöra en felkälla. En konstant kol/kvävekvote har antagits, ett förfarande som också gjorts i tidigare studier (Malmén m.fl., 2003). En beräkning av den mängd strömateriale som krävs beror på dess struktur och sammansättning, bland annat dess kol/kvävekvote, vilket kan innebära att mängden varierar mellan olika material. Då flera av dessa anläggningar är tänkta framtida kompostanläggningar finns i nuläget inte kännedom om vilket strömateriale som slutligen kommer att väljas. Vid tunnelkomposten recirkuleras dock 90 – 95 % av strömaterialet, vilket gör att när avfallet in till komposten kommer ut som färdig kompost innehåller det inte någon större mängd tillsatt strömateriale. Sättet att betrakta kompostprocessen i denna studie återspeglar därför tunnelkompostens process relativt väl. För membrankompostens del är en större del av strömaterialet kvar i den

färdiga komposten. Detta bör dock inte ha någon större inverkan på det slutliga resultatet.

Lokaliseringen av komposteringsanläggningen visade sig ha liten betydelse med avseende på dess miljöpåverkan, då hela avfallssystemet betraktades. Detta resultat är inte överraskande då ett flertal studier visat på samma slutsats, till exempel Sundqvist m.fl. (2002). Däremot innebär längre sträckor en ökad kostnad, speciellt då priset på olja ständigt stiger, och en ökad förbrukning av icke-förnyelsebar energi. Då avfallshanteringen betraktas som helhet kan det sägas att val av lokalisering inte är av större betydelse ur miljösynpunkt, men kan däremot ha betydelse ur en ekonomisk synvinkel. Dessutom är det mycket viktigt att välja en lokalisering som minimerar risken för klagomål vid eventuella utsläpp av luktande ämnen.

Vid membrankompostering framhålls ofta nyttan av att använda sig av denna form av kompostering, före öppen strängkompostering. Dels förhindrar membranet nederbörd att tränga igenom, vilket underlättar upprätthållandet av en god fukthalt i kompostmassan. Dels fångar kondensen på membranens insida ammoniak och andra odöra gaser. Under studiens gång har det varit svårt att få tag på en rimlig uppskattning av ammoniakutsläppens reduktion. Tidigare studier har påvisat en total luktreduktion med upp till 97 % (HLUG). Specifika värden för just ammoniakreduktionen är däremot svåra att uppskatta, även av membranens tillverkare (Christof, pers. medd.). En reduktion av 60 % har antagits och därefter utvärderats i en känslighetsanalys för att se dess inverkan på det slutliga resultatet. Resultaten visar att trots antagandet om en reduktion på 60 % får membrankomposten högre utsläpp av övergödande och försurande ämnen än tunnelkomposten. Dessutom kräver det att membranet fungerar optimalt och att de inte är utslitna efter långvarig användning eller krävande förhållanden. I jämförelse med tunnelkomposten är kontrollen av vad som faktiskt släpps ut från processen mycket mer osäker. Eftersom kompostgasen inte samlas upp omöjliggör det en kontinuerlig kontroll av luftemissioner. Enligt känslighetsanalysen innebär en upp till 90 %-ig reduktion fortfarande en högre miljöpåverkan än tunnelkomposten. Vid membranläggningen sker dessutom i högre grad förflyttningar av kompostmaterialet med fordon, vilket ger högre utsläpp än vid tunnelkomposten.

8.4 ANVÄNDNING AV DEN FÄRDIGA KOMPOSTEN

I samhället finns en önskan att material ska ingå i ett kretslopp snarare än att gå förlorat. Denna önskan är stark, speciellt när det gäller det organiska materialet och näringsämnen. För att detta ska vara möjligt måste dock ett kretsloppstänkande innebära en miljövinst i form av lägre miljöstörande emissioner.

Vad komposten ersätter är inte lätt att entydigt bestämma. I denna analys har den antagits ersätta handelsgödsel med avseende på kompostens kväve-, fosfor- och kaliuminnehåll. Resultaten visar dock enbart en skillnad i den färdiga kompostens kväveinnehåll, då tunnelkomposten förhindrade en större del av kvävet att avgå till atmosfären. Trots att det inte föreligger någon skillnad i komposteringsmetodernas fosforinnehåll bör det betonas att dess recirkulation är önskvärt, eftersom fosfor är en ändlig resurs och dess brytning ger upphov till upptag av oönskade ämnen.

⁵⁴ Detta beror på att det främst är metan som kan avgå från torvmossor och metan är som det visades i avsnitt 4.1.1 en mer klimatpåverkande gas än vad koldioxid är.

En färdig kompost agerar även som ett jordförbättringsmedel. Den kan därför antas ersätta andra jordförbättringsprodukter, varav torv är en vanlig sådan. Torv räknas, i många länder, som en fossil resurs och att förbrukningen av denna därmed ska minskas. En rapport från IVL visar dock en viss problematik i detta (Uppenberg m.fl., 2001). Huruvida torvbrytning ger upphov till klimatpåverkande emissioner eller inte beror på torvmossens karaktär. Vissa torvmossar bör förbli orörda för att inte föra upp fossilt kol i kretsloppet. Andra torvmossar läcker dock metan, vilket leder till en lägre miljöpåverkan om denna torv bryts jämfört med att låta den ligga kvar.⁵⁴ En annan aspekt är att om brytning av torv som kommer att användas till jordförbättring minskar, behöver det inte innebära en minskning av själva torvbrytningen då denna kan brytas för ett annat ändamål, exempelvis som torvbränsle. Då det inte uppgavs föreligga någon skillnad mellan anläggningarnas innehåll av organiskt bundet kol i den färdiga komposten togs inte torvbrytning med som en funktionell enhet i denna studie. Ifall detta ska göras eller inte i andra studier kräver en mer utförlig studie, då examensarbetets tidsram inte möjliggjorde detta. Om organiskt bundet kol används som en funktionell enhet i studier där kompostering jämförs med andra behandlingsmetoder, som till exempel förbränning, innebär det en nytthet som tidigare inte utvärderats.

Analysen har påvisat lägre ammoniakemissioner från tunnelkomposten och den ammoniak som tvättas ur kompostgasen i en skrubber har antagits återförts till den färdiga komposten i form av nitrat. Huruvida detta enbart är positivt är diskuterbart. Nitrat kan innebära miljöproblem om det tillförs marken i alltför stort överskott, eller om marken blir kvävemättad. Om nitratjonen varken tas upp av mikroorganismer eller vegetation kan den antingen transporteras till vattendrag eller denitrifieras till kvävgas⁵⁵. Vid låg syretillgång blir dock slutprodukten av denitrifikationen lustgas, N₂O, vilken är en mycket effektiv växthusgas. Enligt Brady och Weil (1999) kan även nitratjoner nå ner till grundvattnet och i vissa fall förorena dricksvatten.⁵⁶ På väg ner genom marken kan dessutom dess sammansättning påverkas, då vissa essentiella baskatjoner urlakas. I längden kan detta leda till näringsbrist i marken som då måste vitaliseringsgödas. Tidpunkt för spridning av komposten är därför av vikt att beakta för att reducera dess miljöpåverkan. Kompost verkar som ett långtidsverkande gödselmedel, eftersom den näring som ligger organiskt bunden frigörs successivt. Kompost passar därför bra till vissa grödor som har ett jämnare och senare behov av näring (Jönsson m.fl., 2003). I annat fall finns risk för att kvävet frigörs först framåt sensommaren då grödornas kvävebehov i allmänhet är lägre.

Möjligheten finns dock att välja att inte återföra nitraten till komposten. Detta skulle då innebära att komposten i princip enbart blir en jordförbättringsprodukt med ett relativt lågt innehåll av direkt växttillgängliga näringsämnen. Rening av kompostgasen bidrar till att minska utsläppen av kväve till atmosfären. Det nitrat som utvinns i skrubbern kan användas separat, exempelvis som konstgödsel, istället för att återföras till komposten.

Lokalt kring Gästrikeregionen finns en efterfrågan på organiskt material till åkermark, då marker sakta utarmas på humusämnen. Denna efterfrågan är positiv för komposteringens del, men det som återstår att se är dock hur mycket jordbrukare är

⁵⁵ Denitrifikation är en process varvid bakterier reducerar nitrat till kvävgas: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O}$.

⁵⁶ Om kväve finns både som ammonium, NH_4^+ , och nitrat, NO_3^- , i överskott tas framförallt ammonium upp av växternas rötter då det är minst energikrävande. Dessutom kvarhålls främst ammonium i marken, på grund av att den är en positiv jon, som adsorberas till lermineral eller humusämnen. (Brady och Weil, 1999)

villiga att betala för detta. Lönsamheten i att sälja det antingen till jordbrukare eller i jordblandningar till privata kunder och för anläggning bör utredas vidare.

9. SLUTSATSER

Att jämföra olika komposteringsmetoder är svårt då det är många parametrar inblandade. I denna studie har följande slutsatser dragits:

- En jämförelse av olika komposteringsmetoder utifrån deras miljöpåverkan kräver information om de för processen viktigaste parametrarna. De parametrar som är av betydelse för slutresultatet gällande försurning och övergödning, enligt den modifierade kompostmodellen, är framför allt kompostens pH och dess temperatur under den högaktiva fasen. En ökad klimatpåverkan fås genom processens bildning av metan och lustgas, vilka till stor del är beroende av luftningen av materialet. Dessutom ger även användning av fordon vid anläggningen upphov till emissioner av klimatpåverkande gaser. Nedbrytningsgraden är ytterligare en parameter som bör tas i beaktande. Varierande nedbrytningsgrader leder inte till några större skillnader då emissioner beräknas, utan kan istället vid anläggningarna användas som ett mått på processens effektivitet och ger därmed en grund för styrningen av denna. Gemensamt för parametrarna är att då kunskapen om dessa används på rätt sätt ökar sannolikheten för en väl fungerande process, vilket ger förutsättningar för att kunna minska miljöstörande emissioner.
- Vid insamling av data från olika anläggningar märktes en tydlig brist vad gäller provtagningar och analyser av både in- och utgående material, såväl av vad som sker under processens gång. För att kunna göra en rättvis jämförelse krävs information om nyckelparametrar för varje metod. Då det i framtiden troligtvis kommer att ställas högre krav på kompostanläggningars kontroll av process och emissioner kan en jämförelse mellan metoder förväntas bli enklare.
- Då en membrankompost och en tunnelkompost ställs mot varandra fås ett inte helt entydigt resultat. Tunnelkomposten, som är en innesluten process, innebär lägre emissioner än membrankomposten vad gäller klimatpåverkan, försurning och övergödning. Membrankomposten kräver en högre diesel förbrukning, medan tunnelkomposten istället har en högre elförbrukning. Vid beräkning av komposteringsmetodernas emissioner erhålls ett mer tillförlitligt resultat från tunnelkomposten än från membrankomposten. För behandling av kompostgasen framstår tunnelkomposten som ett bättre alternativ. Dessutom har denna metod större möjlighet att styra processen och därmed möta framtida kunskap, krav och rekommendationer om processens effektivitet.

10. REFERENSER

10.1 TRYCKTA REFERENSER

- Baky A., Eriksson O. 2003. *Systems Analysis of Organic Waste Management in Denmark*. Köpenhamn.
- Brady N., Weil R. 1999. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, USA. ISBN
- Assefa G., Eriksson O., Frostell B., Kuttainen K. 2001. *Kompostering eller förbränning av hushållsavfall i Stockholm – en systemstudie av effekter på miljö, energi och ekonomi*. Uppdragsrapport. Industriellt Miljöskydd, KTH. Stockholm.
- Beck-Friis Gunnarsdotter, B. 2001. *Emissions of Ammonia, Nitrous Oxide and Methane during Composting of Organic Household Waste*. Agraria 266. SLU. Uppsala. ISBN 91-576-5793-9.
- Berg P.O. 1992. *Manual för beräkning av avfallsmängder*. Naturvårdsverket. Solna. ISBN 91-620-4081-2.
- Berg P., Mathisen B., Ryk L., Torstenson L., Hovsenius G. 1998. *Utvärdering av Rondecos komposteringsförsök i pilotskala i Stora Vika hösten 1996*. Jordbrukstekniska Institutet. Uppsala. ISSN 1401-4955.
- Berg J. 2001. *Undersökning av luktreducerande system och deras effekter i storskaliga biogas- och komposteringsanläggningar i Europa*. Jordbrukstekniska institutet. Uppsala. ISSN 1401-4955.
- Björklund A. 1998. *Environmental systems analysis of waste management : with emphasis on substance flows and environmental impact*. KTH. Stockholm. ISSN 1402-7615.
- Björklund A., Johansson J., Nilsson M., Eldh P., Finnveden G. 2003. *Environmental Assessment of a Waste Incineration Tax*. Division of Defence Analysis. Stockholm. ISSN 1404-6520.
- Eklind Y., Beck-Friis B., Smårs S., Jönsson H., Kirchmann H. 2003. *Turnover of carbon constituents during composting of source-separated organic household waste at different oxygen levels*. SLU. Uppsala.
- Eklind Y., Kirchmann H. 2000. Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. II: nitrogen turnover and losses. *Bioresource Technology* 74 s. 125 – 133.
- Ekvall T., Finnveden G., Sundqvist J.-O. 2004. Vilken sophantering är bäst för miljön? *Sopor hit och dit – på vinst och förlust*. s. 81-94. Formas. Stockholm. ISBN 91-540-5920-8.
- EPA, United States Environmental Protection Agency. 2000. *Greenhouse Gas Emissions from Management of Selected Materials in Municipal Solid Waste*. 2nd edition. EPA. USA.
- Epstein E. 1997. *The Science of Composting*. Technomic Publishing Company. USA. ISBN 1-56676-478-5.

- Eriksson M. 2002. *Environmental systems analysis of sewage sludge treatment*. Umeå Universitet. Stockholm.
- Eriksson O., Glaumann M., Assefa G. 2005. *Life cycle impact assessment. A damage-based weighting method for environmental impacts*. Högskolan i Gävle.
- Eriksson O., Svanblom L. 2000. *Framtida behandling av lättnedbrytbart organiskt avfall i Jönköpings kommun*. Industriellt Miljöskydd, KTH. Stockholm.
- Eriksson O., Frostell B., Björklund A., Assefa G., Sundqvist J.-O., Granath J., Carlsson M., Baky, A., Thyselius, L. 2002. ORWARE – a Simulation Tool for Waste Management. *Resources Conservation and Recycling*. No 36/4 s. 287 – 307. Elsevier.
- Finnveden G., Johansson J., Lind P., Moberg Å. 2000. *Life Cycle Assessments of Energy from Solid Waste*. FOA Repro. Ursvik. ISBN 1404-6520.
- Furman E., Salemaa H., Välipakka P. 2001. *Östersjön – ekologi och miljö*. Walter och Andrée de Nottbecks Stiftelse. Digitone Oy. Helsingfors.
- Glaumann M., Malmqvist T. 2005. *Miljövärdering av bebyggelse. EcoEffect – metodbeskrivning*. Högskolan i Gävle, Byggd miljö. KTH, Bebyggelseanalys.
- Glaumann M., Assefa G., Kindembe B. 2004. *Extern miljöpåverkan. Beskrivning av olika miljöpåverkanskategorier*. Rapport inom EcoEffect-projektet.
- Gröna J. *Johannas lilla gröna – en liten handbok i konsten att kompostera*. Gröna J, Göteborg.
- Gästrikeregionens Miljö. 2005. *Svensk avfallshantering – diskussion kring dagsläget och branschens forskningsbehov*. Dokumentation från workshop.
- Haug R.T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis. Boca Raton, Florida, USA. ISBN 0-87371-373-7.
- Hellström H. 2002. *Förslag till implementering av hemkompostering i Värmdö kommun*. Examensarbete vid institutionen för Kemiteknik, KTH. Stockholm. TRITA-KET-IM 2002:3
- HLUG. *Environment and Geology: Biowaste Composting. New developments and solutions for the reduction of odour emissions*. HLUG, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- ISO 14040. 1998. Miljöledning: livscykelanalys: principer och struktur (ISO 14040, 1997)
- Jorlid Å. 2002. *Kompostering av matavfall och slam. Utredning Örebro 2002-04-16*. VAI VA-projekt AB. Örebro.
- Jönsson H., Vinnerås B., Höglund C., Stenström T.-A., Dalhammar G., Kirchmann H. 2000. *Källsorterad humanurin i kretslopp*. VA-Forsk rapport 2000-1. VAV/VA-FORSK.
- Jönsson H., Eklind Y., Albiñ A., Jarvis Å., Kylin H., Nilsson M.-L., Nordberg Å., Pell M., Schnürer A., Schönning C., Sundh I., Sundqvist J.-O. 2003. *Samhällets organiska avfall – en resurs i kretsloppet. Fakta jordbruk nr 1-2*. SLU. Uppsala. ISSN 1403-1744.

- Jönsson J. 2005. *Förbränning eller biologisk behandling? – en miljösystemanalys av olika behandlingsmetoder för det lättnedbrytbara organiska avfallet i Gästrikeregionen*. Högskolan i Gävle.
- Lundin L.-C. 2000. *The Waterscape. Sustainable Water Management in the Baltic Sea Region*. The Baltic University Programme. Uppsala.
- Lystad H., Vethe Ø. 2002. *Fakta om biologisk behandling – kompostering*. Jordforsk rapport nr 43/02. ISBN 82-7467-453-7.
- Malmén L., Wittgren H. B., Lorentzon K., Carlsson Reich M. 2003. *AVEK – livsmedelsavfall i ekonomiskt och ekologiskt hållbar hantering*. SIK-rapport nr 713. ISBN 91-7290-228-0.
- Moberg Å., Finnveden G., Johansson J., Steen P. 1999. *Miljösystemanalytiska verktyg – en introduktion med koppling till beslutssituationer*. AFN Naturvårdsverket. Stockholm. ISSN 1102-6944.
- Naturvårdsverket. 2003. *Metoder för lagring, rötning och kompostering av avfall. Handbok 2003:4 med allmänna råd – utgåva 2*. ISBN 91-620-0130-2.
- Omrani G., Safa M., Ghafghazy L. 2004. Utilization of Biofilter for Ammonia Elimination in Composting Plant. *Pakistan Journal of Biological Sciences* 7 (11): 2009-2013. ISSN 1028-8880.
- RVF. 2005a. *Utvärdering av storskaliga system för kompostering och rötning av källsorterat bioavfall*. RVF Utveckling. 2005:06.
- RVF. 2005b. *Drift vid deponeringsanläggningar. Handbok – Återvinning, förbehandling och deponering*. Uppdaterad 050722.
- Rydh C.J., Lindahl M., Tingström J. 2002. *Livscykelanalys – en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster*. Studentlitteratur. Lund. ISBN 91-44-02447-9.
- Smyth B., Rynk R. 2004. Can Composting BMPs Reduce Air Emissions? *BioCycle*. March 2004. Vol. 45 No. 3 s. 46.
- Sonesson U. 1996. *Modelling of the Compost and Transport Process in the ORWARE Simulation Model*. Rapport 214. Institutionen för lantbruksteknik. SLU. Uppsala. ISSN 0283-0086.
- Sonesson U. 1998. *System Analysis of Waste Management – The ORWARE Model, Transport and Compost Sub-Models*. Agraria 130. SLU. Uppsala. ISBN 91-576-5470-0.
- SP, Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut. 2002. *Certifieringsregler för kompost och rötrest*. SPCR 120. SP.
- Sundberg C. 2003. *Food waste composting – effects of heat, acids and size*. Vol. 254. SLU. Uppsala. ISSN 00283-0086.
- Sundberg C. 2005. *Improving Compost Process Efficiency by Controlling Aeration, Temperature and pH*. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Vol. 2005:103. SLU. Uppsala. ISBN 91-576-6902-3.
- Sundqvist J.-O., Baky A., Carlsson M., Eriksson O., Frostell B., Granath J., Thyselius L. 1999. *Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av*

energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Älvdalen. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport B1382. Stockholm.

Sundqvist J.-O., Baky A., Carlsson Reich M., Eriksson O., Granath J. 2002. *Hur skall hushållsavfallet tas om hand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder.* IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport B 1462. Stockholm.

Sundqvist J.-O., Finnveden G., Sundberg J. 2002. *Syntes av systemanalyser av avfallshantering.* IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport B 1491. Stockholm.

Uppenberg S., Zetterberg L., Åhman M. 2001. *Climate Impact from Peat Utilization in Sweden.* IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport B 1423. Stockholm.

10.2 INTERNET

BBK Bio Airclean. 2005-02-28.
<http://www.bbk.dk/howabbk.html>

Biodegma. 2005-02-22.
<http://www.biodegma.de>

CEM, Centrum för energi- och materialåtervinning. 2005-10-10
<http://www.avfallsforskning.se>

CompoNordic System AB. 2005-10-23.
<http://www.componordicsystem.se/sve/metod/kompostering.html>

EU-Upplysningen, Avfall. 2005-02-22.
<http://www.eu-upplysningen.se>

ISO 14040, utdrag. 2005-10-14
http://www.ies.luth.se/kml/utbildning/IEK209/ISO_14040.doc

MDH, Mälardalens Högskola. 2005-05-23.
<http://www.mdh.se/ist/kurser/miljo/wf2410/systemanalys.pdf>

Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet. 2005-04-05.
<http://www.misu.su.se>

Naturvårdsverket. Regeringsuppdrag – kartläggning av hur kommunerna planerar att omhänderta sitt avfall. 2006-02-06.
<http://www.naturvardsverket.se/dokument/teknik/depo/depodok/pdf/avfallde.pdf>

Regeringen. 2005-10-12.
<http://www.regeringen.se>

RVF, Svenska Renhållningsverksföreningen. 2005-09-23
http://www.rvf.se/m4n?oid=854&_locale=1

SLU, Sveriges Lantbruksuniversitet. 2005-05-17.
<http://www2.slu.se/forskning/fakta/faktatradgard/pdf00/Tr.00-03.pdf>

SP, Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut. 2005-04-15.
<http://www.sp.se>

VAFAB, Västmanlands Avfallsaktiebolag. 2005-05-18.
<http://www.vafab.se>

10.3 PERSONLIGA MEDDELANDEN

Bergman, Henrik. Konsult, Hushållningssällskapet, 0278 – 404 82

Cristof, Katja. W.L. Gore, kchristo@wlgore.com

Ekvall, Annika. SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut, annika.ekvall@sp.se

Hellström, Hanna. Projektledare BUS, RVF, hanna.hellstrom@rvf.se

Jonsson, Annika. Miljösamordnare, SITA Forsbacka, 026 - 300 94

Jönsson, Håkan. Universitetslektor, Institutionen för biometri och teknik, SLU,
hakan.jonsson@bt.slu.se

Kiehl, Bernhard. W.L. Gore, bkiehl@wlgore.com

Müller, Ralf. Biodegma, rm@biodegma.de

Pell, Mikael. Universitetsadjunkt, Institutionen för mikrobiologi, SLU.
Föreläsningssanteckning. Ht -04.

Persson, Michael. Projektledare för kompostprojektet, Gästrikre Återvinnare,
michael.persson@gastrikeatervinnare.se

Sundberg, Cecilia. Doktorand, Institutionen för biometri och teknik, SLU,
cecilia.sundberg@bt.slu.se

Svensson, Björn. Råsjö Torv AB, Bjorn.Svensson@rasjotorv.se

Wiklund, Marie. Gästrikre Återvinnare, marie.wiklund@gastrikeatervinnare.se

Valkeinen, Timo. VAPO, timo.valkeinen@vapo.fi

Ånger, Torbjörn. VAFAB, torbjorn.anger@vasteras.se

BILAGOR

A. Tillhörande metoden	1
A.1 Funktionella enheter	1
A.2 ORWARE-vektorn	2
A.3 Viktning	3
B. Ingående avfall	6
B.1 Vektor, ingående avfall	6
B.2 Mängder	7
C. Behandlingsmetoder indata	11
C.1 Indata till kompostmodellen	11
C.2 Reduktion av tungmetaller vid hemkompostering	12
C.3 Nedbrytning av kolfraktioner	12
C.4 Förbränning	13
C.5 Insamling av avfall	14
C.6 Transporter	14
D. Förändringar av kompostmodellen	15
D.1 Vatteninnehåll	15
D.2 Organiskt kol	16
E. Övriga resultat	17
E.1 Miljöeffekter	17
E.2 Känslighetsanalys	18

A Tillhörande metoden

A.1 Funktionella enheter

De funktionella enheter som kan användas i ORWARE är följande:

1. Kärnsystemet, innefattande uppsamling, transport och behandling av en viss mängd avfall som genereras inom ett system.
2. Produktion av fjärrvärme.
3. Produktion av fjärrkyla.
4. Produktion av elektricitet.
5. Produktion av fordonsbränsle.
6. Produktion av kväve- och fosforgödselmedel.
7. Produktion av kartong.
8. Produktion av plast.

A.2 ORWARE-vektorn

Tabell 1. 1 – betydande för någon process, 2 – miljöfarlig, 3 – ekonomiskt värdefull

Nr	Ämne/Egenskap	Förklaring	Klass
1	C _{tot}		1
2	C-lignin		1
3	C-kolhydrat		1
4	C-fett		1
5	C-protein		1
6	BOD	biologiskt syreförbrukande material	1,2
7	VS	flyktiga ämnen	1
8	TS	torrsubstans	1
9	CO ₂ -fossil	koldioxid med fossilt ursprung	1,2
10	CO ₂ -biogen	koldioxid med biogent ursprung	1
11	CH ₄	metan	1,2,3
12	VOC	flyktiga organiska kolväten	2
13	CHX	flyktiga halogena kolväten	2
14	AOX	adsorberbar organisk halogenhaltig substans	2
15	PAH	polyaromatiska kolväten	2
16	CO	koloxid	2
17	Fenoler		2
18	PCB	polyklorerade bifenyler	2
19	Dioxiner		2
20	O _{tot}		1
21	H _{tot}		1
22	H ₂ O		1
23	N _{tot}		1,2,3
24	N-NH ₃ /NH ₄ ⁺	kväve i ammoniak/ammonium	1,2,3
25	N-NO _x	kväve i NO _x	2
26	N-NO ₃ ⁻	kväve i nitrat	2,3
27	N-N ₂ O	kväve i lustgas	2
28	S _{tot}		2,3
29	S-SO _x	svavel i SO _x	2
30	P _{tot}		2,3
31	Cl _{tot}		2
32	K		3
33	Ca		3
34	Pb		2
35	Cd		2
36	Hg		2
37	Cu		2
38	Cr		2
39	Ni		2
40	Zn		2
41	C-cellulosa		1
42	Partiklar		2
43	COD	kemiskt syreförbrukande material	1,2

A.3 Viktning

Här redovisas viktningen enligt de metoder som valts i studien för respektive emission.

A.3.1 Viktning med ORWARE miljöekonomi, EPS 2000 och EcoTax'99

Tabell 2. Ekonomiska viktningar för emissioner, kr/kg (Sundqvist m.fl. B1462, 2002)

	ORWARE			EPS 2000			EcoTax '99		
	luft	vatten	mark	luft	vatten	mark	luft	vatten	mark
BOD	0	0	0	0	0,018	0	0	20	0
CO ₂ -f	0,4	0	0	0,92	0	0	0,4	0	0
CH ₄	8,4	0	0	23	0	0	3,4	0	0
VOC	1,49	0	0	18	0	0	121	0	0
PAH	0	0	0	5,5*10 ⁵	0	0	0	0	0
CO	0,11	0	0	2,8	0	0	0,6	0	0
Fenoler	0	0	0	0	0	0	0	106	0
PCB	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NH ₃ / NH ₄ -N	0	47	0	0	-3,6	0	46,8	54,5	0
N-NO _x	54	0	0	18	0	0	34,5	0	0
N-NO ₃	0	0	0	0	0	0	0	15,8	0
N-N ₂ O	124	0	0	326	0	0	8,8*10 ⁴	0	0
S-SO _x	34	0	0	27,8	0	0	53,3	0	0
P	439	439	0	0	0,5	0	0	0	0
Cl	68	0	0	0	0	0	0	0	0
Pb	3,1*10 ⁵	3,1*10 ⁵	3,1*10 ⁵	2,5*10 ⁴	0	0	7,8*10 ⁶	9,64*10 ⁴	3 700
Cd	1,1*10 ⁶	1,1*10 ⁶	1,1*10 ⁶	87	0	46	3,73*10 ⁶	6,17*10 ⁵	3,0*10 ⁴
Hg	2,3*10 ⁵	2,3*10 ⁵	2,3*10 ⁵	522	0	1 649	1,9*10 ⁸	1,21*10 ⁴	7,4*10 ⁴
Cu	0	0	0	0	0	0	3,91*10 ⁶	20	1 300
Cr	0	0	0	170	0	0	5,99*10 ⁵	570	0
Ni	0	0	0	0	0	0	5,51*10 ⁵	3 380	3 400
Zn	0	0	0	0	0	0	1,2*10 ⁵	6,7	3 100
Partiklar	0	0	0	306	0	0	31,5	0	0
COD	0	3	0	0	0,01	0	0	3,8	0

Tabell 3. Ekonomiska viktningar för resursförbrukning, kr/kg (Sundqvist m.fl. B1462, 2002)

Resursförbrukning	ORWARE	EPS 2000	EcoTax '99
Biomassa	0	0,34	0
Råolja	0	4,30	11,70
Kol	0	0,42	0,16
Naturgas	0	9,35	8,83

A.3.2 EcoEffect

Först och främst karakteriseras utsläppen från de olika scenarierna uttryckt i respektive ekvivalensenheter, vilket redovisas i tabell 4 för det totala systemet.

Tabell 4. Karakteriserade utsläpp för det totala systemet

Miljöpåverkans-kategori	Enhet	Membran Sala	Membran Forsbacka	Tunnel Forsbacka	Tunnel Lomshed
Klimatpåverkan	ton CO ₂ -ekv	1543	1467	1156	1167
Förurning	ton SO ₂ -ekv	45	43	20	21
Övergödning	ton O ₂ -ekv	565	555	361	362

Dessa värden divideras därefter med antalet personer i Gästrikeregionen, vilka uppgår till 153 875. De nya värdena har därefter enheten ton ekvivalensenheter per person. Emissionerna skall därefter normaliseras för att göras dimensionslösa, vilket fås genom att dividera dessa med normaliseringsvärden enligt nedanstående tabell.

Tabell 5. Normaliseringsvärden för valda miljöpåverkanskategorier (Glaumann och Malmqvist, 2005; Jönsson, 2005)

Miljöpåverkanskategori	Enhet	Normaliseringsvärde
Klimatpåverkan	g CO ₂ -ekv/person*år	8 700 000
Förurning	g SO ₂ -ekv/person*år	124 000
Övergödning*	g O ₂ -ekv/person*år	911 251

* Den ursprungliga enheten för övergödning i EcoEffect är nitratekvivalenter. Dessa har dock räknats om till syrgasekvivalenter av Jönsson (2005).

Viktningen baseras på totala skadevärden. Dessa skadevärden har diskonterats för att belysa skillnader i hotbild då omedelbara problem prioriteras framför avlägsna. De diskonterade värdena relateras därefter till klimatförändringen. För utförligare beskrivning av stegen i denna metod hänvisas till Glaumann och Malmqvist (2005).

Tabell 6. Viktning mellan miljöpåverkanskategorier (Glaumann och Malmqvist, 2005)

Miljöpåverkanskategori	Skadevärde	Diskontering (ln)	Viktning, relaterat till klimatförändring
Klimatpåverkan	1,11821*10 ¹¹	25,4	1,00
Förurning	143 824 670	18,8	0,74
Övergödning	45 756 070	17,6	0,69

De värden som presenteras i nedanstående tabell har framräknats enligt denna formel¹:

$$Påverkan = \frac{Karaktäriserade\ emissioner}{Antal\ personer * Normaliseringsvärde} * Viktning \quad (1)$$

¹ Viktning står i formeln för den viktning som redovisats i tabell 6.

Den totala miljöpåverkan som redovisas i tabell 7 är multiplicerad med 1000 för att bli mer överskådliga.

Tabell 7. Total påverkan

Miljöpåverkanskategori	Membran	Membran	Tunnel	Tunnel
	Sala	Forsbacka	Forsbacka	Lomshed
Klimatpåverkan	1,15	1,10	0,86	0,87
Försurning	1,73	1,68	0,79	0,80
Övergödning	2,78	2,73	1,78	1,78
Summa	5,66	5,50	3,43	3,45
<i>Normerat</i>	<i>1,00</i>	<i>0,97</i>	<i>0,60</i>	<i>0,61</i>

B Ingående avfall

B.1 Beskrivning av ingående avfall

Sammansättningen av det lättnedbrytbara organiska avfallet beskrivs enligt nedanstående vektor i ORWARE.

Tabell 8. Det lättnedbrytbara avfallets sammansättning (Sundqvist m.fl., 2002)

Ämne	kg/kg in	Ämne	kg/kg in
C _{tot}	0,434	N _{tot}	0,033
C-lignin	0,029	N-NH ₃ /NH ₄ ⁺	0
C-kolhydrat	0,097	N-NO _x	0
C-fett	0,135	N-NO ₃ ⁻	0
C-protein	0,066	N-N ₂ O	0
BOD	0	S _{tot}	0,0024
VS	0,80	S-SO _x	0
TS	1	P _{tot}	0,0038
CO ₂ -fossil	0	Cl _{tot}	0,0039
CO ₂ -biogen	0	K	0,0093
CH ₄	0	Ca	0,028
VOC	2*10 ⁻⁶	Pb	1*10 ⁻⁵
CHX	1*10 ⁻⁸	Cd	1,3*10 ⁻⁷
AOX	0	Hg	2,8*10 ⁻⁸
PAH	5*10 ⁻⁷	Cu	3,4*10 ⁻⁵
CO	0	Cr	1*10 ⁻⁵
Fenoler	2,75*10 ⁻⁵	Ni	7*10 ⁻⁶
PCB	4,35*10 ⁻⁵	Zn	8*10 ⁻⁵
Dioxiner	9*10 ⁻¹⁴	C-cellulosa	0,107
O _{tot}	0,287	Partiklar	0
H _{tot}	0,058	COD	0
H ₂ O	0		

B.2 Mängd organiskt avfall i Gästrikeregionen

Inventeringen av avfallsmängder från hushåll, skolor och verksamheter genomfördes i samarbete med Johanna Jönsson.

I nedanstående tabell redovisas antal avfallsproducenter i form av hushåll, verksamheter eller skolor.

Tabell 9. Redovisning av ingående avfallsproducentgrupper som använts vid beräkningar av mängder organiskt avfall i regionen (Persson, pers. medd.; Wiklund, pers. medd.)

År 2008	Antal
Lägenhetshushåll	38541
Villahushåll	36696
Fritidshus*	7000
Verksamheter	2590
Skolor [#]	-

* Då uppskattningen av fritidshusens val av abonnemang i regionen är något osäker, utelämnas denna avfallsproducentgrupp i studien (Person, pers. medd.).

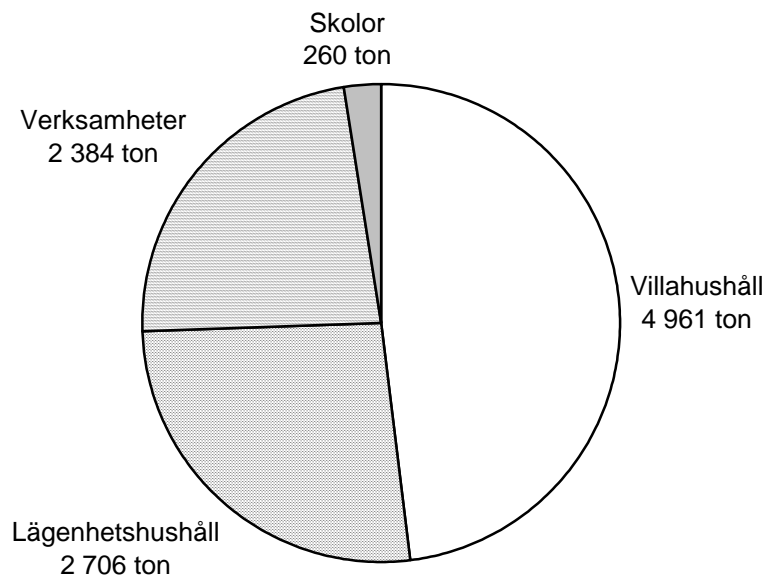
[#] Ingen uppgift om antal skolor i regionen har använts vid beräkningarna, istället har data över redan insamlad mängd använts (se tabell 10).

Utsorteringsgraden för de som sorterar sitt matavfall till central kompost eller hemkompost redovisas i tabell 10. Det avfall som sorteras fel skickas till förbränning.

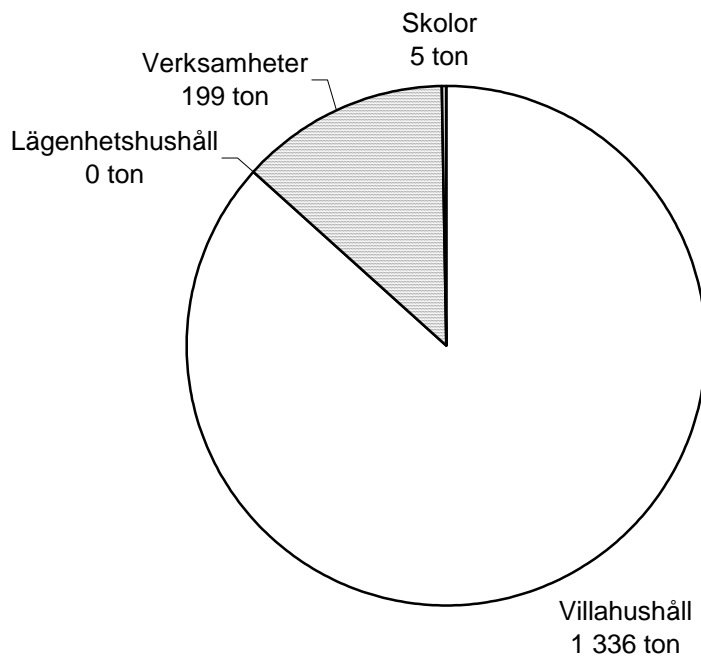
Tabell 10. Utsorteringsgrad för olika avfallsproducentgrupper uppdelat på central kompostering och hemkompostering (Persson, pers. medd.)

År 2008	Central kompostering		Hemkompost	
	Rätt [%]	Fel [%]	Rätt [%]	Fel [%]
Lägenhetshushåll	60	40	-	-
Villahushåll	80	20	70	30
Verksamheter	50	50	50	50
Skolor	50	50	50	50

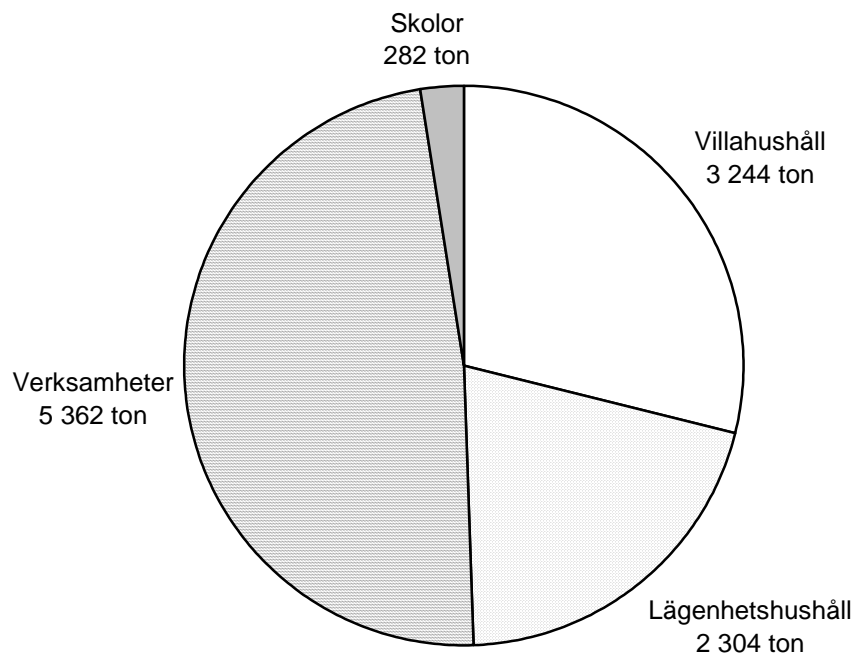
I cirkeldiagrammen nedan (figur 1 till 3) redovisas de mängder som genereras av respektive avfallsproducentgrupp. Figurerna är uppdelade på val av behandlingsmetod som uppskattats i avsnitt 6.1. För beräkning av mängder från verksamheter och skolor hänvisas till tabell 11.



Figur 1. Till central kompostering – fördelning av mängd organiskt avfall mellan avfallsproducentgrupper.



Figur 2. Till hemkompostering – fördelning av mängd organiskt avfall mellan avfallsproducentgrupper.



Figur 3. Till förbränning – fördelning av mängd organiskt avfall mellan avfallsproducentgrupper.

Tabell 11. Beräkning av mängd organiskt avfall från verksamheter utgående från information från Wiklund (pers. medd.)

	volym _{tot} [dm ³]	deltag. [%]	omställda [dm ³]	densitet [kg/m ³]	avfall [kg]	org fraktion [%]	utsort. grad [%]	org avfall [kg]
Handel								
Grossist	1243580	60		95	70884	15	50	5316
Varuhus	1715480	60		95	97782	40	50	19556
Butiker	4888780	60		95	278660	40	50	55732
Service								
Restaurang	10212020	60		800	4901770	62	50	1519549
Hotell	1768000	60		95	100776	15	50	7558
Kiosk	3776260	60		95	215247	15	50	16144
Kontor								
Fastighet	3296540	60		95	187903	0	0	0
Kommunalt	14465380	60		95	824527	15	50	61839
			3640	250	910			1820
Sjukvård	1717040	60		95	97871	55	50	26915
Äldre- omsorg	4125940	60		95	235179	15	50	17638
			14560	250	3640			7280
Barn- omsorg	1964560	60		95	111980	35	50	19596
			127920	250	31980			31980
Skolor	9960340	95		95	898921	35	50	
			489320	250	122330			
Rest	5338060	60		95	304269	15	50	22820
Industri								
Fabrik	2600780	60		95	148244	3,5	50	2594
Garage	1787760	60		95	101902	0	0	0
Bygg & rivning								
	2105740	60			0	0	0	0
							Summa	1816
							Hela regionen	2422

För att göra en uppskattning av mängden lättnedbrytbart organiskt avfall från verksamheter och skolor utgick uppdelningen av företagen från Berg (1992). Varje kategori av verksamhet har en uppskattad andel organisk fraktion. Tabellen visar att av verksamheter och skolor är det ett deltagande, det vill säga hur många som väljer alternativet central kompostering, av 60 % respektive 95 %.² Avfallens densiteter är hämtade från RVF:s rapport *Drift vid deponeringsanläggningar Handbok Återvinning, förbehandling och deponering* (2005b).

Inventeringen och uppdelningen av företagen representerar 2/3-delar av det totala antalet verksamheter i Gästrikeregionen. Fördelningen antas vara densamma i den resterande tredjedelen och därför kan den första summan multipliceras upp till att motsvara avfall från hela regionen.

² De som omnämns i tabellen som "omställda" innebär att denna volym redan samlas in och adderas därmed till den uträknade volymen organiskt avfall.

C Indata till behandlingsmetoder

C.1 Indata till kompostmodellen

I nedanstående tabell redovisas de data som används vid simuleringarna. Där det istället för en siffra endast återfinns ett streck, innebär det att denna funktion inte finns för den komposteringsmetoden. Om posten istället är tom innebär det att denna uppgift saknas.

Tabell 12. Data till kompostmodellen

	Enhet	Membran- kompost	Tunnel- kompost	Hem- kompost
pH, slutvärde i produkten		7.5 ^a	7.6 ^c	8 ^e
Medeltemperatur, högaktiv fas	°C	65 ^b	60 ^c	40 ^e
Metanbildning	%	0.35 ^f	0 ^c	0.35 ^f
Vattenhalt färdig kompost	%	50 ^a	45 ^c	50 ^f
Biofilter/skrubber/övrig reduktion		Ja	Ja	-
reningsgrad ammoniak	%	90 ^h	95 ^c	-
reningsgrad lustgas	%	-	-	-
reningsgrad metan	%	-	-	-
Mängd tillsatt vatten	kg/kg vv* in	0.03 ^a	0.2 ^c	0
Mängd lakvatten	kg/kg vv in	0 ^a	0.1 ^c	0
N-tot i lakvatten	kg/liter	-	1.15*10 ^{-4a}	-
Ammonium i lakvatten	kg/liter	-	7.00*10 ^{-5a}	-
P-tot i lakvatten	kg/liter	-	7.00*10 ^{-6a}	-
reningsgrad ammonium	%	-	75 ^g	-
reningsgrad N-tot	%	-	76 ^g	-
reningsgrad P-tot	%	-	84 ^g	-
Elförbrukning	MJ/kg vv in	2.52*10 ^{-2a}	1.80*10 ^{-1c}	0
Värmeanvändning	MJ/kg vv in	0 ^a	1.26*10 ^{-4c}	0
Oljeförbrukning	MJ/kg vv in	1.30*10 ^{-1a}	4.97*10 ^{-2c}	0
Org material som försvinner vid påseparering	%	1 ^d	1 ^c	-
Ökad askhalt	%	3 ^f	3 ^f	3 ^f
Andel nitrat i kompost	%	6 ^f	6 ^f	6 ^f
Andel ammonium i kompost	%	1 ^f	1 ^f	1 ^f
Total nedbrytning av kol	%	minst 40 ^a	40 ^c	40

a. Jorlid (2002)

b. Müller (pers. medd.)

c. Valkeinen (pers. medd.)

d. Ånger (pers. medd.)

e. Sundberg (pers. medd.)

f. Sonesson (1996), enligt tidigare modell

g. Jonsson (pers. medd.)

h. Kiehl (pers. medd.)

* vv = våtvikt

C.2 Reduktion av metaller vid hemkompostering

Vid hemkompostering antas det organiska avfallet utsorteras bättre och får därmed en bättre kvalitet vad gäller tungmetaller. Reduktionen redovisas i tabell 13 nedan.

Tabell 13. Reduktion av tungmetaller vid hemkompostering (Sonesson, 1996)

Metall	Reduktion [%]
Bly	90
Kadmium	80
Kvicksilver	85
Koppar	80
Krom	30
Nickel	60
Zink	50

C.3 Nedbrytning av kolfraktioner

Nedbrytningen av de ingående fraktionerna vad gäller det organiska kolet redovisas i tabell 14.

Tabell 14. Nedbrytning av organiska substanser

Substans	Förändrade värden		Tidigare värden ^c	
	% till CO ₂	% till humus	% till CO ₂	% till humus
Lignin	0 ^a	100 ^a	30	70
Cellulosa [*]	45 ^a	50 ^a	90	5
Kolhydrater	100 ^b	0 ^b	80	20
Fett	65 ^b	35 ^b	60	40
Protein	65 ^c	35 ^c	65	35

a. Sundberg (pers. medd.)

b. Eklind m.fl. (2003)

c. Sonesson (1996) enligt tidigare kompostmodell

* Att det inte är 55 % av cellulosan som bildar koldioxid beror på det antagandet att 5 % av cellulosan kommer att finnas kvar i den färdiga komposten.

C.4 Förbränning

Det organiska avfallet som förs till förbränning skickas till tre olika pannor utanför Gästrikeregionen, nämligen i Uppsala, Bollnäs och Sundsvall. I modellen ligger viktade indata, det vill säga utsläpp, energiförbrukning med mera är viktade inbördes beroende på fördelning av avfall.

Tabell 15. Fördelning av avfall mellan olika förbränningsanläggningar 2005 (Jönsson, 2005)

Förbränningsanläggning	Andel av total behandlad mängd [%]
Uppsala	75,4
Sundsvall	20,3
Bollnäs	4,3

I simuleringarna användes nedanstående indata, viktade för förbränningsanläggningarna. För utförligare beskrivning av varje anläggning hänvisas till Jönsson (2005).

Tabell 16. Viktade indata för förbränning av det organiska avfallet (Jönsson, 2005)

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
NH ₃ -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

C.5 Insamling av avfall

Vid användning av modellen för insamling av avfallet i Gästrikeregionen förändrades de värden som finns uppräknade i tabell 17 för att stämma överens med platsspecifika förhållanden. Övriga värden är oförändrade enligt tidigare modell.

Tabell 17. Förändrade indata till insamlingsmodellen

Förändrade sträckor	Enhet	Villor	Flerfamiljshus	Landsbygd
Medelavstånd mellan stopp	km	0,1	0,05	0,35
Antal hushåll per stopp	st	1	25	1
Medelavstånd mellan insamlingsområde och behandlingsanläggning	km	10	7	15
Antal hämtningar per år, komposterbart	st	26	52	26
Antal hämtningar per år, brännbart	st	26	26	26

C.6 Transporter

I tabellen nedan redovisas de sträckor som avfallet transporteras till respektive behandlingsanläggning eller slutstation. Avståndet avser enkel sträcka.

Tabell 18. Transporter av avfall med lastbil (Eniro, www)

Transport	Avstånd [km]
Organiskt avfall från omlastning i Gävle till förbränning, viktat mellan Uppsala, Sundsvall, Bollnäs	142
Organiskt avfall till kompostanläggning Sala	100
Organiskt avfall till kompostanläggning Lomshed	15
Färdig kompost till jordbruk	6
Aska/slagg från förbränning till deponi	15

D Förändringar av kompostmodellen

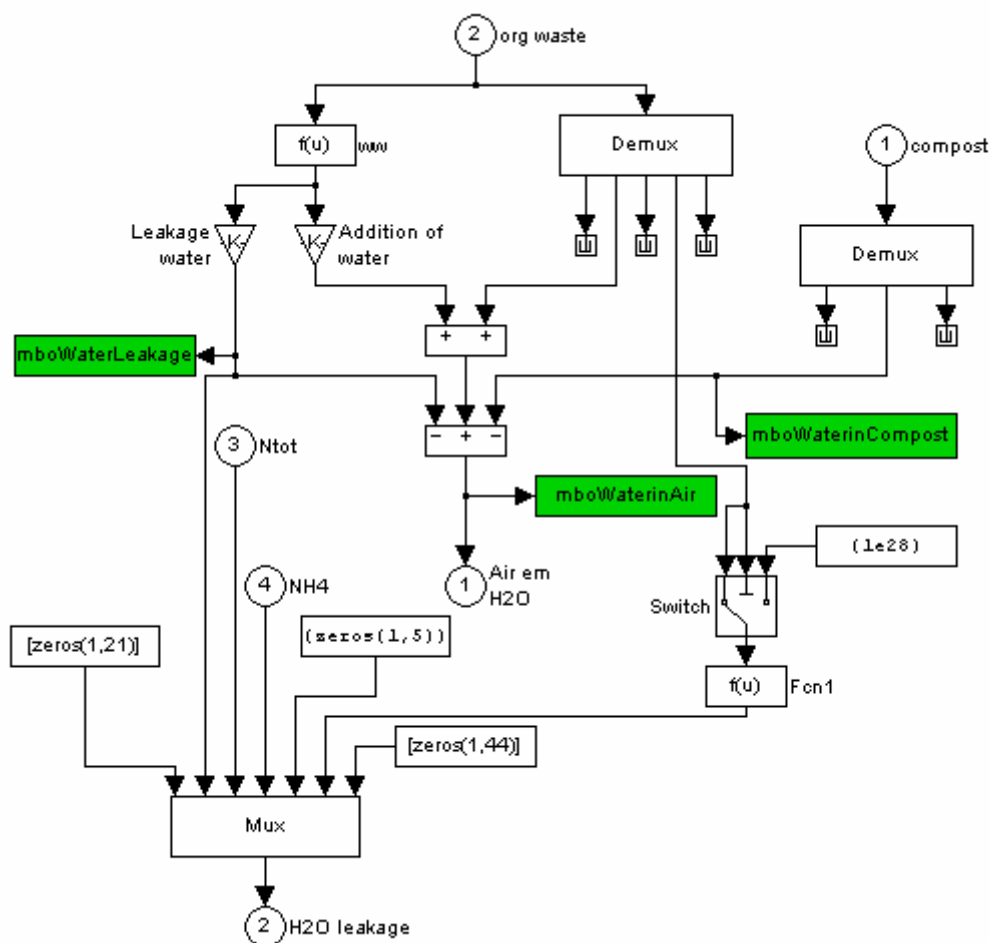
Denna bilaga berör modelltekniska förklaringar och dokumentation över förändringar av kompostmodellen i ORWARE. Eftersom arbetet inte gett en ingående beskrivning av hur ORWARE är uppbyggd modelltekniskt kan texten upplevas som svårläst av läsare som inte använder sig av modellen.

D.1 Vatteninnehåll

I tidigare studier har det antagits att inget vatten tillförts komposten, utan enbart att vattenhalten var konstant 50 %, samt att allt lakvatten återförts till komposten. Då det i denna studie finns uppmätta värden på tillsatt vatten och icke-cirkulerande lakvatten, samt lakvattnets innehåll av olika ämnen, fanns skäl att tillföra det till modellen.

En ny box har lagts till, kallad "Water balance". Det adderade vattnet samt lakvattnet uttrycks i kg vatten per kg avfall in, våtvikt. Lakvattnets innehåll av totalkväve och ammonium uttrycks på liknande sätt i kg ämne per kg avfall in, våtvikt. Dessa mängder räknas ut i boxen för kväveomvandling.

För beräkning av vattenmängderna används det organiska avfallets vatteninnehåll, samt vattenmängden hos den färdiga komposten. Av det vatten som kommer in till komposteringen, antingen från avfallet eller från vattentillsats, avgår en känd mängd som lakvatten. Den resterande delen avgår som vattenånga till atmosfären.



Figur 4. Water balance. Räknar ut mängden lakvatten och dess sammansättning.

Torrsubstansen har tidigare satts till 50 % som skulle gälla generellt för den genomsnittliga komposten. Nu beror istället torrsubstansen och vattenmängden av den färdiga kompostens givna vattenhalt. Detta sker genom att den färdiga kompostens vattenhalt läggs in i initieringsfilen. I modellen räknas först torrsubstansen ut som summan av aska och organiska ämnen, VS. Istället för att lägga in samma värde för både torrsubstans och vattenmängd, räknas ett nytt värde för vattenmängden ut genom formeln:

$$MängdVatten = \frac{MängdTS * Vattenhalt}{1 - Vattenhalt} \quad (2)$$

D.2 Organiskt kol

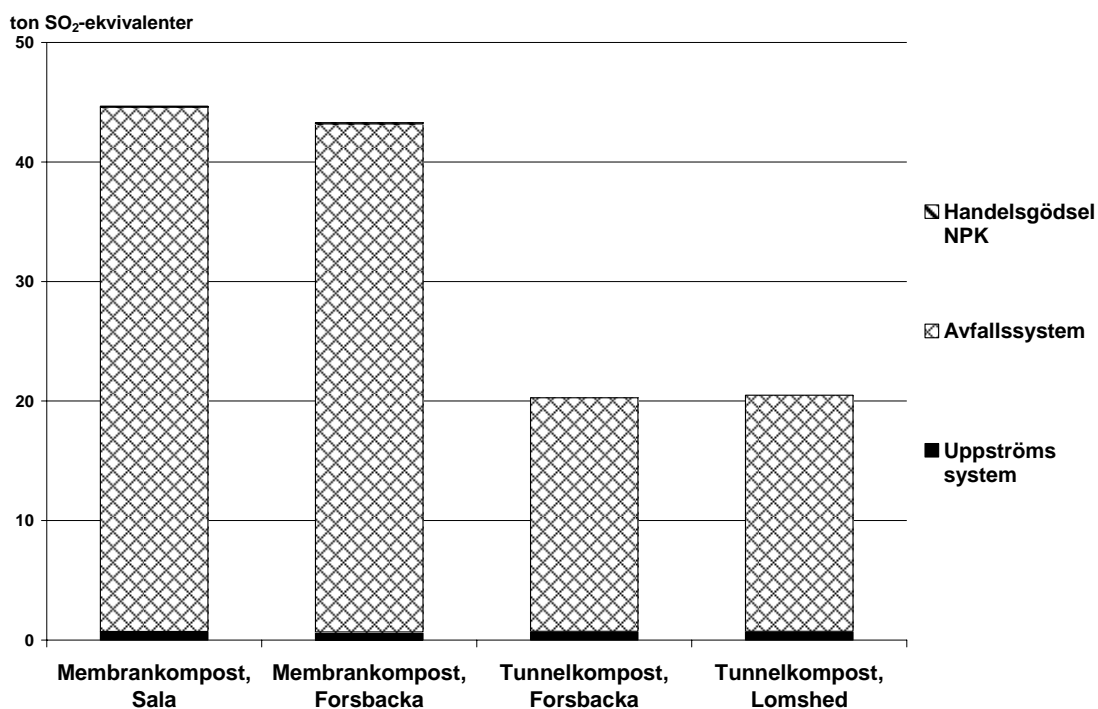
För att beräkna de positiva miljöeffekter som uppkommer av att i viss mån ersätta torv, måste först och främst kompostens innehåll av organiskt kol beräknas. Därför läggs detta in som en funktionell enhet.

För att beräkna dess ersättning av torv i det kompletterande systemet införs värden för energiförbrukning vid torvbrytningen. Vid brytning av torv som ska användas till jordbruket förbrukas ca 0,6 liter diesel per m³ producerad torv. Energivärde för en liter diesel är 35,2 MJ: Torvens densitet vid är ca 350 kg/m³. Innehållet av organiskt kol är ca 50 %. Detta ger en energiförbrukning på 0,12 MJ/kg org-C. (Svensson, pers.medd.)

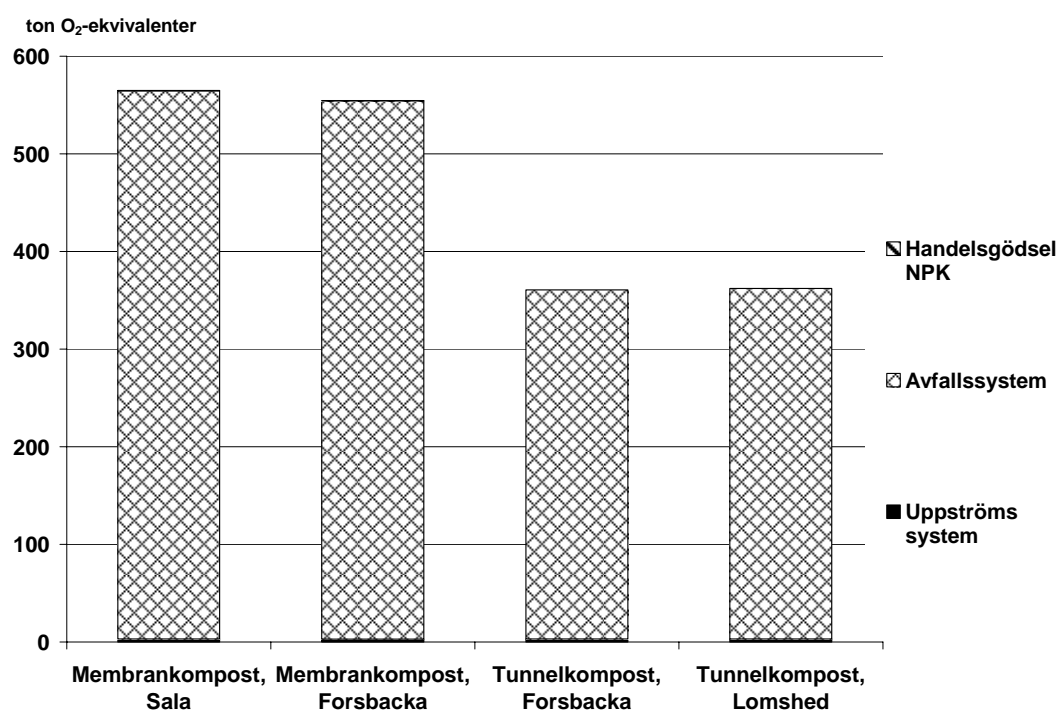
E Övriga resultat

E.1 Miljöeffekter

I nedanstående figurer redovisas resultatet från det totala systemets miljöpåverkan för försurning och övergödning.



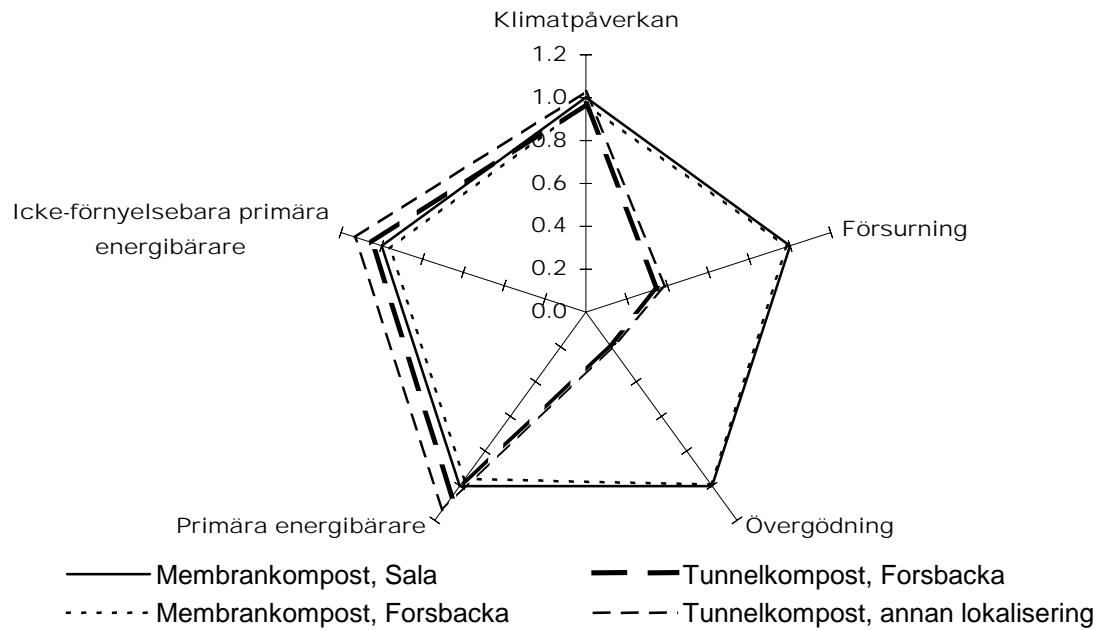
Figur 5. Utsläpp av försurande ämnen från det totala systemet.



Figur 6. Det totala systemets utsläpp av övergödande ämnen.

E.2 Känslighetsanalys

Figur 7 visar förändring i miljöpåverkan då en tunnelkompost placeras på ett avstånd av 20 mil från omlastningen.



Figur 7. Placering av tunnelkompost 20 mil från omlastningen.