



Examensarbete
Civilingenjörsprogrammet i energisystem

Miljöbedömning av olika behandlingsmetoder för organiskt hushållsavfall, slakteriavfall och flytgödsel

*Environmental assessment of different treatments
for organic household waste, slaughterhouse
waste and liquid manure*

Maria Thomtén

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap
Institutionen för energi och teknik

Maria Thomtén

Miljöbedömning av olika behandlingsmetoder för organiskt hushållsavfall, slakteriavfall och flytgödsel
Environmental assessment of different treatments for organic household waste, slaughterhouse waste
and liquid manure

Handledare: Sara-Linnéa Östervall, Vattenfall Power Consultant
Ämnesgranskare: Åke Nordberg, institutionen för energi och teknik, SLU
Examinator: Tord Johansson, institutionen för energi och teknik, SLU
EX0269, Examensarbete 30 hp, Avancerad E, teknik
Civilingenjörsprogrammet i energisystem 270 hp

Examensarbete (Institutionen för energi och teknik, SLU)
ISSN 1654-9392
2011:02

Uppsala 2011

Nyckelord: miljöbedömning, rötning, klimat, energi, organiska restprodukter, miljöpåverkan

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Abstract

Organic material used for biogas production can also undergo other treatments. The emissions and impact from the different treatments are evaluated in this environmental assessment, with a focus on energy and climate. The materials included in the study are organic household waste, slaughterhouse waste and liquid manure. Other than biogas production, the possible treatments for organic household waste and slaughterhouse waste are incineration and composting, and for liquid manure storing and spreading. The analysis is based on data and information from current and relevant literature, and relates to the conditions in the Swedish energy system. To assess the environmental impact from the different treatments, seven of the sixteen environmental goals set by the Swedish government as a guide to nationwide environmental strategies are used. The analysis is done through a method that merges quantitative and qualitative information, as data is not always available. The conclusions from the study are that for all three of the studied materials, biogas production is the best treatment concerning energy and climate. Regarding organic household waste and slaughterhouse waste, the next best treatment is incineration and the poorest is composting. Liquid manure can only be treated with two different methods and therefore storing and spreading is the least preferable. Further studies are needed to make a complete environmental assessment concerning the goals that relate to other issues than energy and climate.

Sammanfattning

Föreliggande examensarbete är en utredning av biogasproduktionens miljöpåverkan, jämfört med den från andra behandlingsmetoder av organiska restprodukter. Syftet med examensarbetet är att ge ägare till organiska restprodukter en möjlighet att väga in miljöaspekter i beslutet om vilken behandlingsmetod deras organiska material ska behandlas med. Tre av de vanligaste substraten för biogasproduktion är organiskt hushållsavfall, slakteriavfall och flytgödsel. De kan genomgå följande behandlingsmetoder:

	Rötning	Förbränning	Kompostering	Lagring och spridning
Org. hushållsavfall	X	X	X	
Slakteriavfall	X	X	X	
Flytgödsel	X			X

Behandlingsmetoderna ger upphov till olika emissioner, produkter och restprodukter och de kräver också olika mycket energi. Analysen av behandlingsmetoderna startar då den organiska restprodukten anländer vid en behandlingsanläggning och slutar efter användning av produkt och restprodukt. Inga transporter eller kemikalieanvändning inkluderas i studien. Utgångspunkten är det generella fallet varför inga specifika anläggningsdata har använts, och de processer som analyserats är de vanligast förekommande i det svenska energisystemet.

De behandlingsmetoder som är aktuella för respektive substrat jämförs med varandra ur miljösynpunkt, genom en metod för strategisk miljöbedömning som väger samman kvantitativa och kvalitativa uppgifter. Bedömningen har sin utgångspunkt i den påverkan som behandlingsmetoderna har på sju av de 16 miljömål som fastställts av Sveriges riksdag. Fokus ligger på energibalans och klimatpåverkan, vilka också ingår i två av miljömålen.

I bedömningen av vilken som är den energi- och klimatomfattigast mest fördelaktiga behandlingsmetoden för varje typ av substrat vägs både behandlingsmetodernas miljöbelastning och deras nytta in. För kvantitativ bedömning av miljömål 15: God bebyggd miljö har energibalansen studerats, genom att energikvoten och nettoenergiutbytet beräknats för varje möjlig organisk restprodukt och behandlingsmetod. Energikvoten är utvunnen energi dividerad med insatsenergi, nettoenergiutbytet är utvunnen energi minus insatsenergi. Ingen omräkning till primärenergianvändning sker. Miljömål 1: Begränsad klimatpåverkan har bedömts genom beräknade nettoemissioner av koldioxidekvivalenter.

I en annan, mer översiktlig del bedöms och jämförs de olika behandlingsmetoderna med avseende på resterande miljömål som är relevanta inom studien. Det gäller följande miljömål: nr 2: Frisk luft, nr 3: Bara naturlig försurning, nr 4: Giftfri miljö, nr 7: Ingen övergödning och nr 13: Ett rikt odlingslandskap.

Följande slutsatser dras i den miljöbedömning som utgår från energibalans och klimatpåverkan:

- Vid behandling av organiskt hushållsavfall är den mest fördelaktiga behandlingsmetoden rötning. Den näst bästa behandlingsmetoden är förbränning och minst fördelar har kompostering.

- Vid behandling av slakteriavfall är rötning den mest fördelaktiga behandlingsmetoden. Den näst mest fördelaktiga behandlingen är förbränning. Kompostering bedöms som det sämsta alternativet.
- Vid behandling av gödsel är det mest fördelaktiga alternativet rötning. Lagring och spridning av gödsel ger den största negativa påverkan och är därmed det sämsta alternativet av de två.

För bedömning av påverkan på resterande miljömål krävs ytterligare studier för att kunna dra en slutsats som ger en fullständig bild av systemens belastningar och deras nytta.

- Vid behandling av organiskt hushållsavfall är den behandlingsmetod som ger störst negativ påverkan på resterande miljömål rötning. Förbränning ger mindre negativ påverkan och minst påverkan ger kompostering.
- Vid behandling av slakteriavfall kommer den största negativa påverkan på resterande miljömål från förbränning. Rötning ger något mindre negativ påverkan och kompostering ger den minsta negativa påverkan av alla behandlingsmetoder.
- Vid behandling av flytgödsel kommer den största negativa påverkan på resterande miljömål vid lagring och spridning.

Förord

Detta examensarbete på 30 hp har genomförts på företaget Vattenfall Power Consultant i Göteborg. Arbetet är en del i ett större projekt: "Marknadsanalys av substrat till biogas – nuläge och 2020". Projektet har genomförts av Vattenfall Power Consultant i samarbete med KanEnergi AB och syftar till att undersöka hur marknaden för substrat till biogas ser ut idag och hur den kommer att utvecklas i framtiden. Finansiärer till projektet är Avfall Sverige, Region Skåne, Region Halland, Västra Götalandsregionen och Vattenfall Power Consultant. Handledare för examensarbetet är Sara-Linnéa Östervall på Vattenfall Power Consultant. Ämnesgranskare är Åke Nordberg och examinator Tord Johansson, båda tillhörande Institutionen för Energi och Teknik, SLU.

Innehåll

1. Introduktion.....	8
1.1 Syfte och mål	8
1.2 Genomförande och avgränsningar	9
2. Behandling av organiska restprodukter	12
2.1 Rötning	12
2.2 Förbränning	17
2.3 Kompostering	23
2.4 Lagring och spridning av flytgödsel	26
2.5 Tidigare studier.....	27
3. Metodik vid miljöbedömning	30
3.1 Miljöanalys	30
3.2 Fokus: Klimat och energi	30
3.3 Miljö kvalitetsmålen	32
3.4 Presentation av resultat	33
4. Antaganden	34
4.1 Generella antaganden för alla behandlingsmetoder	34
4.2 Antaganden för de olika behandlingsmetoderna.....	37
5. Resultat och analys.....	45
5.1 Organiskt hushållsavfall.....	46
5.2 Slakteriavfall	51
5.3 Flytgödsel.....	56
6. Diskussion och förslag till fortsatt arbete.....	61
6.1 Diskussion	61
6.2 Förslag till fortsatt arbete	63
7. Slutsats	64
Referenser	65
Bilaga A: De 16 nationella miljö kvalitetsmålen	
Bilaga B: Emissioner	
Bilaga C: Antaganden för behandlingsmetoderna	
Bilaga D: Beräkningar	

1. Introduktion

I detta kapitel beskrivs examensarbetets bakgrund, syfte och mål samt arbetets genomförande och en översiktlig systembeskrivning.

Energi och klimat är två av de mest aktuella och världsövergripande frågorna just nu. I Sverige är klimatfrågan den mest prioriterade miljöfrågan för tillfället och ett tätt samarbete gällande klimatet sker fortlöpande inom EU¹. Detta har bland annat resulterat i stora ansträngningar från den svenska regeringens sida för att Sverige ska minska sitt beroende av fossil energi och sin klimatpåverkan. En satsning på förnybar energi och mer effektiv energianvändning är två av delarna till lösningen². En minskad förbrukning av fossila fordonsbränslen gynnas och biogasen har där en viktig roll som ett förnybart alternativ. Biogas är en energibärare som kan produceras från en mängd olika substrat – bland annat från organiska restprodukter. De vanligaste substraten för biogasproduktion i svenska samrättningsanläggningar är organiskt hushållsavfall, slakteriavfall och gödsel³.

Projektet ”Marknadsanalys av substrat till biogas – nuläge och 2020”, som examensarbetet är en del av, undersöker hur marknaden för biogassubstrat ser ut idag samt hur den kommer att utvecklas framöver. Det ska ge substratägare en möjlighet att se hur och under vilka förhållanden de kan få mest ekonomisk och miljömässig nytta för sitt substrat. Ägare till biogasanläggningar kan få vägledning i tillgången till olika substrat i regionen och planering inför framtiden.

Inom en marknad kan affärsbeslut baseras på olika värden. Det ekonomiska värdet är en vanlig beslutsgrund, men också andra faktorer påverkar besluten, såsom tillgänglighet, politiska beslut och miljöpåverkan. De organiska restprodukterna kan också behandlas med andra metoder. Behandlingsmetoderna har olika slutprodukter men påverkar alla miljön i olika stor omfattning – bland annat genom emissioner av växthusgaser, försurande och övergödande ämnen och partiklar. Energimängden som kan utvinnas ur substraten är också olika stor beroende på vilken metod de behandlas med.

Information som jämför miljöpåverkan från alternativa behandlingsmetoder av organiska restprodukter är ofta plats specifika och behandlar ett enda substrat i taget. Det saknas generella och samlade miljöstudier som rör de vanligaste substraten och de alternativa behandlingsmetoder de kan genomgå, vilket det svårt för marknadens aktörer att väga in miljöaspekten i sina affärsbeslut. Examensarbetet redogör och jämför denna miljöpåverkan och kan därmed tillhandahålla den saknade informationen.

1.1 Syfte och mål

Examensarbetet syftar till att ge en övergripande bild och en jämförande bedömning av den miljöpåverkan som uppkommer då olika typer av organiska restprodukter behandlas genom olika behandlingsmetoder. Detta för att ägare till organiska restprodukter ska kunna väga in miljöaspekter i beslutet om vilken behandlingsmetod

¹ Regeringskansliet: Detta arbetar departementen med/Miljö, energi och klimat

² Regeringskansliet (2009)

³ Energimyndigheten m fl. (2010)

deras organiska material ska genomgå. Då examensarbetet inte studerar en specifik anläggning är det inte möjligt att skapa en detaljerad, kvantitativ rapport med exakta värden på emissioner. Istället bedöms miljöpåverkan genom en sammanvägning av generella uppgifter om de studerade systemen, både kvantitativt och kvalitativt.

De övergripande målen för examensarbetet är att ägare av biogasanläggningar ska kunna fatta miljömässigt bra beslut för hur deras anläggningar ska försörjas med substrat. På samma sätt ska en substratägare få veta vilka möjliga användningsområden och behandlingsmetoder som finns för dennes organiska restprodukter samt vilka miljömässiga aspekter som finns kopplade till varje alternativ.

För att uppnå dessa övergripande mål är fokus för examensarbetet att uppnå ett antal direkta mål:

- Att med hjälp av metodik för strategiska miljöbedömningar redogöra för, jämföra och analysera den miljöpåverkan som kan uppkomma då organiskt hushållsavfall, slakteriavfall och flytgödsel genomgår olika behandlingsmetoder.
- Att finna det behandlingssätt som är det bästa ur miljösynpunkt för vart och ett av de studerade substraten.

1.2 Genomförande och avgränsningar

1.2.1 Genomförande

Examensarbetet kan delas in i tre faser: Litteraturstudie, inventering och analys av data. Dokumentering och rapportering har skett fortlöpande.

För att beskriva de studerade systemen så noggrant som möjligt ifråga om energi- och massflöden i form av emissioner, restprodukter och energibehov studerades aktuell och relevant litteratur. Tillgången till data och beräkningar i denna litteratur undersöktes.

Tillgängliga data och beräkningar samlades in från de viktiga källor som påträffades i litteraturstudien. Eftersom rapporten jämför olika alternativ med varandra på ett mer övergripande plan har inga anläggningsspecifika data använts. Att ta fram exakta data skulle vara ett mycket tidskrävande arbete och skulle därför inte vara möjligt inom ramen för detta examensarbete. Data och beräkningar har i första hand hämtats från svenska källor då detta varit möjligt. Äldre data och data från utländska studier har använts i de fall där nya, svenska uppgifter inte funnits tillgängliga.

Analysen genomfördes med hjälp av en metod inom strategisk miljöbedömning⁴. I denna metod sammanfogas kvantitativa och kvalitativa studier av miljöpåverkan till ett resultat. Miljöpåverkan har analyserats med utgångspunkt i systemens energibalanser och i sju av de nationella miljö kvalitetsmål som antagits av Sveriges riksdag. Dessa beskrivs ingående i bilaga A. Störst fokus har lagts på miljömålen som rör energi och klimat.

⁴ Finnveden et al (2004)

Resultatet presenteras som en jämförelse mellan de olika behandlingsmetoder som varje substrat kan genomgå. Presentationen av resultatet sker med hjälp av färgkoder och kommenterande text. Viktigt att påpeka är att bedömningen endast sker mellan de aktuella behandlingsmetoderna och är inte kopplade till hur stor påverkan behandlingsmetoden har på miljömålet. Det innebär att även om en behandlingsmetod bedöms vara det sämsta alternativet av de som studerats, så kan det ändå vara en miljövänlig metod.

1.2.2 Avgränsningar och systemgränser

Det system som studeras utgörs av en behandlingsanläggning som omvandlar organiska restprodukter till produkt. Utgångspunkten är olika organiska restprodukter som används som substrat till biogasproduktion och de alternativa behandlingsmetoder som de kan genomgå. Olika typer av organiska restprodukter har undersökts och den studerade enheten har därför olika egenskaper beroende på vilken typ av organisk restprodukt som analyseras.

Systemgränserna innefattar anläggningen och de processer som sker inom den samt användning av produkt och eventuell restprodukt. Studiens startpunkt är ankomsten av den organiska restprodukten till anläggningen och dess slut är efter användning av produkten samt eventuella restprodukter. För respektive anläggningstyp undersöks vilken miljöpåverkan som uppkommer då ett ton (våtvikt) av en viss organisk restprodukt behandlas i den. Emissioner från anläggningarna och användning av produkt och restprodukter inkluderas i systemet, men ingen hänsyn tas till några transporter.

De organiska restprodukterna som studerats beskrivs mer ingående i kapitel 5. Dessa är:

- Organiskt hushållsavfall
- Slakteriavfall
- Flytgödsel

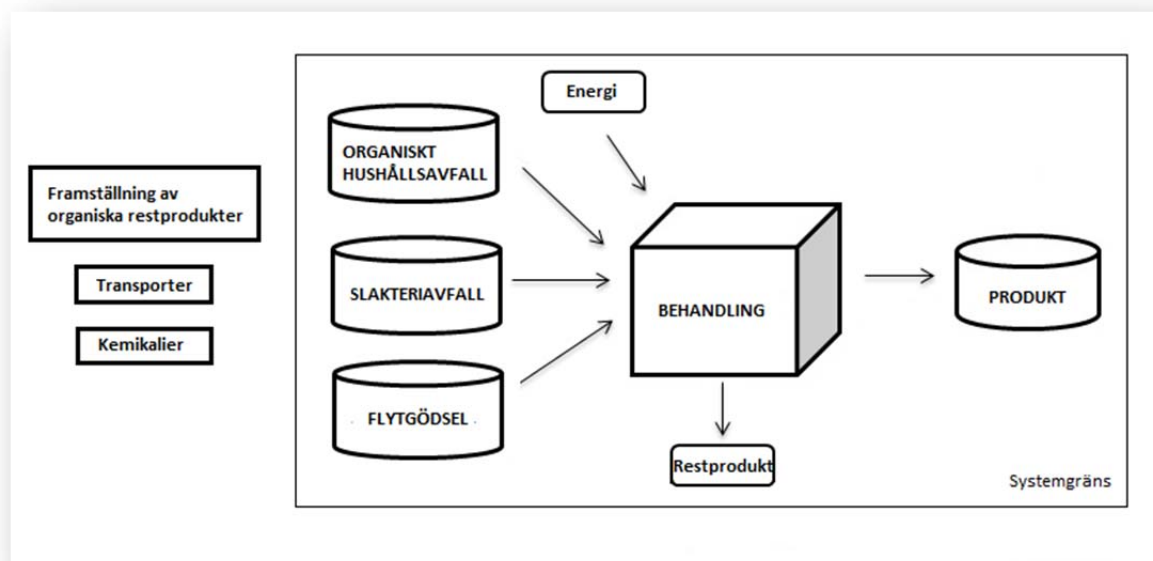
De alternativa behandlingsmetoder som de studerade organiska restprodukterna kan genomgå beskrivs mer ingående i teoridelen och utgörs av:

- Kompostering
- Förbränning
- Lagring och spridning av gödsel

Tabell 1 anger aktuella behandlingsmetoder för respektive organisk restprodukt och i Figur 1 nedan visas en schematisk skiss över det studerade systemet.

Tabell 1: Aktuella behandlingsmetoder för de studerade organiska restprodukterna.

	Rötning	Förbränning	Kompostering	Lagring och spridning
Org. hushållsavfall	X	X	X	
Slakteriavfall	X	X	X	
Flytgödsel	X			X



Figur 1: Schematisk skiss över det studerade systemet

2. Behandling av organiska restprodukter

I detta kapitel beskrivs röttningsprocessen och vilken miljöpåverkan produktionen av biogas och dess restprodukter har. Dessutom beskrivs de aktuella alternativa behandlingsmetoderna och deras potentiella miljöpåverkan. Till sist beskrivs resultat från tidigare studier som jämfört olika behandlingsmetoder för organiska restprodukter.

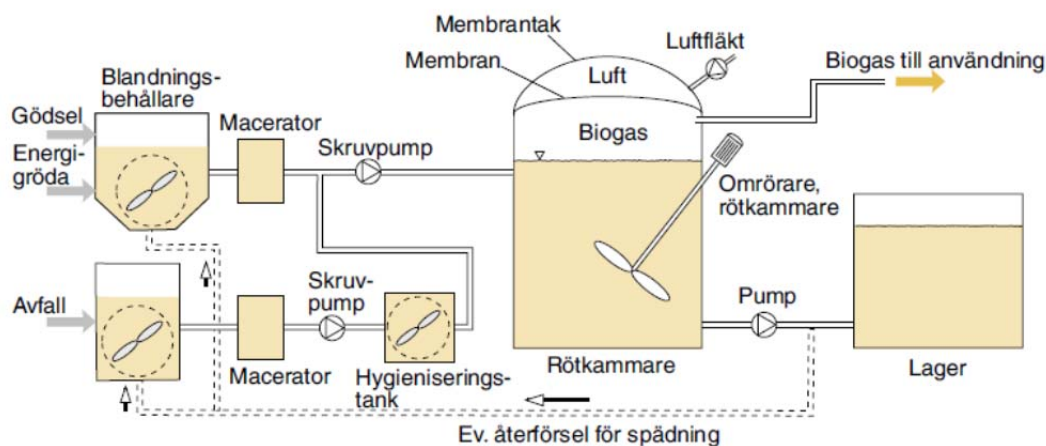
2.1 Rötning

Biogas bildas genom anaerob rötning av organiskt material. Nedbrytningen sker med hjälp av mikroorganismer i en syrefri miljö, där stora organiska molekyler såsom proteiner, fetter och socker stegvis bryts ned till biogas⁵.

Den producerade biogasen består till 50-70 volymprocent CH_4 och 25-40 volymprocent⁶ CO_2 , men även mindre mängder av andra gaser såsom NH_3 , H_2S , H_2 , N_2 och O_2 . Biogasen kan förbrännas för produktion av el och värme eller uppgraderas genom CO_2 -avskiljning för att sedan användas som fordonsbränsle eller införas på naturgasnätet. Restprodukten efter rötningen kallas för rötrest och kan användas som biogödsel vid livsmedelsproduktion om kvaliteten är god nog⁷.

2.1.1 Anläggningstyper

Biogas produceras i Sverige både i gårdsanläggningar och samröttningsanläggningar. Processen visas schematiskt i Figur 2 nedan. Den största mängden biogas produceras i samröttningsanläggningar, men de processer som sker i samröttnings- och gårdsanläggningar skiljer sig inte nämnvärt åt.



Figur 2: Schematisk bild av biogasanläggning. Figur från Edström, M & Nordberg, Å (2004)

2.1.2 Mottagning och förbehandling

Mottagningen av organiskt material vid en biogasanläggning ser olika ut beroende på vilket material det är som ska rötas. Förbehandling av material krävs för vissa material för att göra dem lämpliga för röttningsprocessen:

⁵ Jarvis, Å & Schnürer. A (2009)

⁶ Edström, M & Nordberg, Å (2007)

⁷ Jarvis, Å & Schnürer. A (2009)

- Material med animaliskt ursprung (exempelvis flytgödsel och slakteriavfall) måste i många fall hygieniseras. Den vanligaste metoden innebär att materialet upphettas till 70°C under minst en timma, men kan även ske på andra sätt.
- Material som inte kan brytas ned eller stör processen måste tas bort. Vid rötning av källsorterat organiskt hushållsavfall kan avskiljning av felsorterat avfall och förpackningar krävas. Avskiljningen sker i en flerstegsprocess där avfallsblandningen transporteras inom anläggningen, sönderdelas, separeras och avvattnas.
- Material där de organiska delarna måste göras mer tillgängliga behandlas mekaniskt eller termiskt för att öka lösligheten eller minska partikelstorleken. Materialet kan då sönderdelas med hjälp av knivar, kvarnar eller pressar, eller värmas upp.
- Material med alltför låg TS-halt förtjockas genom avvattning, ofta med hjälp av en skruvpress.

Därefter blandas och späds de ingående substraten i en substrattank och substratblandningen pumpas in i rötkammaren⁸.

2.1.3 Rötningen

Den anaeroba nedbrytningen sker i en sluten rötkammare. Nedbrytningen i rötkammaren är som mest effektiv om miljön är stabil med rätt pH, temperatur, materialsammansättning, vattenhalt, närvaro av inhiberande ämnen, uppehållstid och organisk belastning. Substratblandningen rörs om under hela röttningsprocessen och temperaturen hålls stabil tack vare en väl isolerad behållare, ofta med inbyggda värmeslingor eftersom organismerna själva endast producerar en mindre mängd värme. En röttningsprocess kan vara mesofil eller termofil: En mesofil process utförs vid 25-40° C, en termofil vid 50-60°C⁹. Processen går snabbare vid högre temperaturer, men mängden biogas skiljer sig inte nämnvärt åt så länge temperaturen överstiger 30° C. Ofta tillförs värme till anläggningen genom att en del av den producerade biogasen förbränns i en gasturbin eller värmepanna¹⁰.

Substraten pumpas in i anläggningen där det uppehåller sig i 15-30 dagar. Biogasen samlas upp från toppen av behållaren och förs vidare till slutanvändning. Det färdigrötade materialet kallas för rötrest och pumpas vidare ut till en lagringsbehållare från botten av anläggningen eller via bräddavlopp¹¹.

Röttningsprocessen kan vara kontinuerlig eller satsvis beroende på hur ofta nytt substrat tillförs rötkammaren. Den vanligaste metoden i Sverige är kontinuerlig rötning, där substrat hela tiden tillförs rötkammaren och biogas och rötrest bortförs. Vid satsvis rötning fylls rötkammaren med allt material på samma gång. Inget nytt material tillförs eller bortförs förrän materialet rötats färdigt, då hela rötkammaren töms på sitt innehåll och återfylls med nytt material¹².

⁸ Jarvis, Å & Schnürer. A (2009)

⁹ Jarvis, Å & Schnürer. A (2009)

¹⁰ Edström, M & Nordberg, Å (2007)

¹¹ Ibid.

¹² Jarvis, Å & Schnürer. A (2009)

Biogasutbytet påverkas bland annat av substrattyp och sammansättning och genom att samröta olika substrat kan gasutbytet bli högre än om substraten rötades var för sig. Detta fenomen beror på att den totala blandningens sammansättning då kan optimeras så att organismernas aktivitet blir så stor som möjligt¹³.

2.1.4 Produkt: Biogas

Den producerade biogasen används för produktion av el och värme, facklas bort eller uppgraderas till fordonsbränsle. Totalt, sett till alla typer av anläggningar, är det vanligaste användningsområdet förbränning för värmeproduktion. Biogas från samröttningsanläggningar används oftast som fordonsbränsle då 81,6 % av denna biogas går vidare till uppgradering¹⁴.

2.1.4.1 Uppgradering

Energibäraren i biogasen är CH₄ och för att kunna användas som fordonsbränsle eller injiceras på naturgasnätet måste energitätheten höjas genom att andra gaser renas bort, till en CH₄-halt på ungefär 97 %¹⁵. Biogasen måste också renas från korrosiva ämnen, partiklar och vatten. Dessutom komprimeras gasen. Detta sker i uppgraderingsanläggningar som kan använda sig av olika tekniker. De vanligaste teknikerna är att rena gasen med hjälp av skrubbrar eller PSA (Pressure Swing Adsorption). Separering med hjälp av membran eller rening med hjälp av kemisk absorption är exempel på andra tekniker¹⁶.

I Sverige finns 38 uppgraderingsanläggningar, varav 27 stycken använder sig av vattenskrubbtekniken. PSA används i sex anläggningar och kemisk absorption i fem stycken. Den största delen av den uppgraderade biogasen används som fordonsbränsle¹⁷.

2.1.5 Restprodukt: Rötrest

Rötresten är det organiska materialet som vid rötningsprocessen inte brutits ned fullständigt. Den innehåller vatten, organiskt material, mikroorganismer och näringsämnen från de ingående substraten. Då rötresten lämnat röt-kammaren fortsätter rötningsprocessen fortfarande eftersom en del näringsämnen och organismer finns kvar i blandningen. För att inte gaser som NH₃, CH₄ och N₂O ska slippa ut från rötrestlagret måste behållaren övertäckas och lagringen ska helst ske på ett sätt som håller nedbrytningen i materialet på en låg nivå¹⁸.

Rötrestens kvalitet och näringsinnehåll påverkas av rötningsprocessen: Vilken typ av substrat som rötats, förbehandling, processförhållanden, efterrötning och lagring. Biogas som produceras av rena fraktioner, såsom stallgödsel, växtmaterial och källsorterat organiskt hushållsavfall ger en rötrest som kan användas som gödsel inom livsmedelsproduktion och kallas för biogödsel. Den får då inte överskrida givna gränsvärden av föroreningar såsom metaller eller organiska föreningar¹⁹. Under 2009

¹³ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

¹⁴ Carlsson, M & Uldal, M (2009)

¹⁵ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

¹⁶ Svenskt Gastekniskt Center: Produktion och rening av biogas

¹⁷ Carlsson, M & Uldal, M (2009)

¹⁸ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 45

¹⁹ Jarvis, Å & Schnürer, A (2009)

producerades 498 752 ton biogödsel vid samrötningsanläggningar, varav 97 % återfördes till lantbruket, resten avvattnades och/eller efterkomposterades²⁰.

Som gödningsmedel är biogödseln jämförbar med mineralgödsel och har också en positiv inverkan på markens kemi och struktur samt mikroorganismer. Biogödseln innehåller bland annat N, P, K och Mg i varierande mängder och en stor andel NH_4^+ . Tack vare nedbrytningsprocessen i röt-kammaren är näringsämnena i biogödseln i växttillgänglig form. Eftersom allt organiskt material inte brutits ned finns en del organiskt kol och kväve kvar som fortsätter att brytas ned av mikroorganismer i jorden, vilket frigör näringsämnen. Biogödseln ökar också markens buffrande förmåga och hjälper till att hålla vatten och luft kvar i marken.

För biogödsel finns ett frivilligt certifieringssystem, SPCR 120, som kvalitetssäkrar hela produktionskedjan från substrat till produkt. Certifieringen utförs av SP – Statens Tekniska Forskningsinstitut. Av de 230 svenska biogasanläggningar som fanns år 2010 var 21 stycken certifierade anläggningar²¹. Den certifierade rötresten kallas ofta för biogödsel och får användas till KRAV-odling om substratet är källsorterat hushållsavfall²².

2.1.6 Miljöpåverkan från rötningsprocessen

Miljöpåverkan från rötningsprocessen utgörs av direkta emissioner till luft från anläggningen, från biogasanvändningen och från spridningen av rötresten. Storleken på emissionerna från anläggningen beror på anläggningens utformning, storlek och drift. Emissionerna från biogasanvändningen beror på var och hur gasen används och vid spridning av rötrest är lagrings- och spridningssättet avgörande för storleken på emissionerna.

Energi måste tillföras processen i form av el och värme för drift av anläggningen samt fossila drivmedel för spridning av rötresten. Produktionen av denna hjälpenergi genererar också vissa emissioner utöver de som beskrivs nedan. Emissionerna från energianvändningen beskrivs i bilaga B.

Biogasanläggningen

Direkta emissioner från biogasanläggningar består av biogas som slipper ut på grund av icke-täta anläggningar. Vid rötning i slutna reaktor uppstår förluster främst vid in- och utmatning i reaktorn, vid lagring av substrat och rötrest och vid behandling av biogas, såsom uppgradering. Biogasen som slipper ut uppgår endast till några få procent av den totala produktionen och de beståndsdelar i gasen som ger störst miljöpåverkan är CH_4 , NH_3 , N_2O och flyktiga organiska ämnen (VOC)²³.

Biogasanvändning

Då biogas används för värmeproduktion eller fordonsdrift uppkommer emissioner som påverkar miljön. Dessa emissioner finns detaljerat angivna i bilaga B.

Spridning av rötrest

²⁰ Carlsson, M & Uldal, M (2009)

²¹ Energimyndigheten m.fl (2010)

²² Palm, O (2010)

²³ Avfall Sverige (2005), bilaga 3

Den ökade aktiviteten hos mikroorganismer i marken skapar emissioner av N_2O och CH_4 , vilket dock även sker vid användning av mineralgödsel. NH_3 frigörs från biogödseln både under lagring och vid spridning. Även dessa emissioner kan förekomma vid användning av annan gödning, exempelvis mineralgödsel²⁴.

De toxiska föreningar såsom bekämpningsmedel, tungmetaller och dioxiner som finns i substraten bryts inte ned under rötningsprocessen och finns därför kvar i rötresten efter rotning. Då rötresten används som biogödsel sprids även dessa toxiska föreningar till marker och åkrar²⁵.

²⁴ Jarvis, Å & Schnürer, A (2009)

²⁵ Löfblad et al (2010)

2.2 Förbränning

Förbränning av organiska restprodukter är en form av energiutvinning som kan ske i olika typer av anläggningar, med olika panntyper och med varierande sammansättning av blandningen som förbränns. Tekniken för förbränning av bibränslen skiljer sig markant åt mellan små och stora anläggningar. I stora anläggningar är panntekniken mer avancerad och automatiserad, med en mer omfattande rökgasrening än i små anläggningar²⁶.

Avfall och material som varit i kontakt med förorenande ämnen måste förbrännas i en avfallsförbränningsanläggning. Vissa organiska bränslen klassas inte som avfall enligt avfallsdirektivet, till exempel GROT, halm, spannmål, blast, skal och djurkroppar och får då förbrännas i bibränsleanläggningar. För att detta ska vara gällande får materialet inte vara förorenat med andra ämnen²⁷. Stora bibränsleanläggningar och avfallsförbränningsanläggningar är uppbyggda på ett likartat sätt.

2.2.1 Anläggningstyper

Förbränningsanläggningar kan indelas i kraftvärmeverk, kondenskraftverk och värmeverk beroende på vad de producerar. El och värme produceras i ett kraftvärmeverk, medan en anläggning som bara producerar värme kallas värmeverk och en som enbart producerar el kallas för kondenskraftverk. I ett kraftvärmeverk förbränns ett bränsle för att förångas vatten. Ångan förs till en ångturbin som producerar el och efter expansionen i turbinen utvinns värmen i ångan till fjärrvärme²⁸. Ånga kan också avtappas från turbinen för att användas exempelvis inom industri, som visas i Figur 3 nedan.

2.2.2 Mottagning och förbehandling

Om bränslepartiklarna är av mycket varierande storlek kan förbehandling krävas i form av sönderdelning, till exempel i kvarnar. Vid avfallsförbränningsanläggningar kontrolleras avfallet vid mottagningen och mekanisk utsortering av exempelvis metaller är vanligt. Om avfallet inte ska förbrännas på en gång lagras det och matas sedan in i anläggningens panna²⁹.

Vid behandling av slakteriavfall tillkommer ett förbehandlingssteg som är mer omfattande än vanligt. Slakteriavfall behandlas innan förbränning med en metod vars produkt kallas för Biomal. Vid Biomal-metoden går materialet igenom en grovkross, metalldetektor och en kvarn innan det kan förbrännas³⁰. Detta kräver extra energiförbrukning.

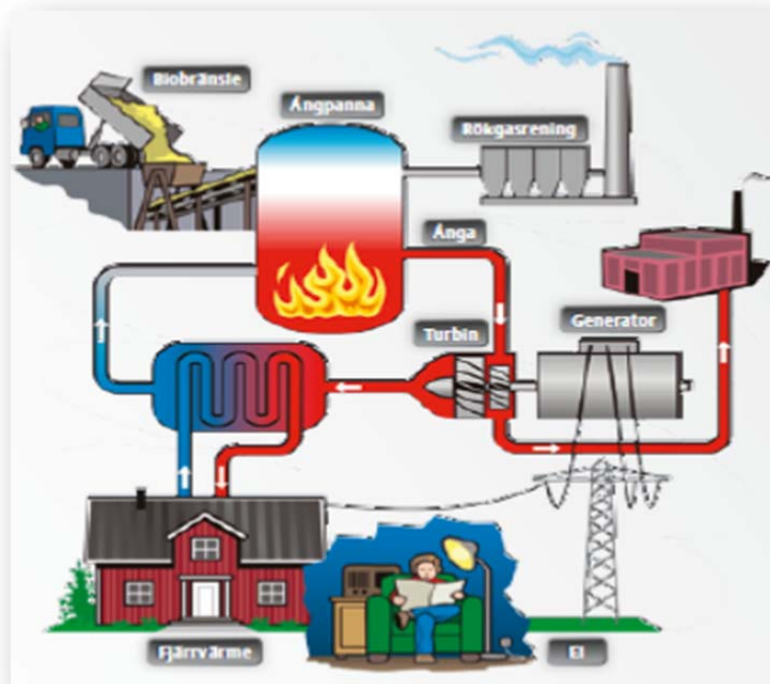
²⁶ Naturvårdsverket (2005)

²⁷ Strömberg, B (2005)

²⁸ Naturvårdsverket (2005)

²⁹ Sverige Bras-utredningen (2005)

³⁰ Konvex & S.E.P Scandinavian Energy Project AB (2004)



Figur 3: Schematisk bild över ett bibränsleeldat kraftvärmeverk.
Figur från Övik energi: Hörneborgsverket i Örnsköldsvik. Broschyr.

2.2.3 Förbränningen

I pannan förbränns det inkommande bränslet och olika typer av pannor kan användas vid förbränning av fasta bränslen. De vanligaste vid förbränning av bibränslen är fluidiserade bäddar och vid förbränning av avfall är de vanligaste rosterpannor³¹.

Rosterpanna

Rosterpannan är robust och kräver oftast ingen förbehandling av bränslet utöver eventuell utsortering. Avfallet matas in i pannan genom en tratt och rör sig nedåt på rostbädden där det torkas, förkolnas och brinner ut. Kvar blir aska som faller ned från rostkanten, släcks i ett vattenbad och förs bort som bottenaska. Rosterpannan kräver en mer omfattande rökgasrening än en panna med fluidiserande bädd³². Rökgasmängden från en rosterpanna är ungefär 5200 Nm³/ton avfall³³.

Fluidiserad bädd

Avfallet matas in i en sandbädd och luft blåses in underifrån vilket gör att bädden svävar och omblandningen som sker underlättar för en jämn förbränning. I en panna med fluidiserad bädd finns större krav på bränslets utformning. Bränslet måste vara homogent, med små partiklar, vilket gör att avfallet måste genomgå en omfattande förbehandling genom avskiljning av metaller och krossning. Denna typ av panna ger lägre emissioner av NO_x än rosterpannan tack vare lägre förbränningstemperatur³⁴. Rökgasflödet är lägre och kräver en mindre omfattande reningsprocess³⁵.

³¹ Naturvårdsverket (2005)

³² Tiberg et al (2008)

³³ Johansson et al (2009)

³⁴ Avfall Sverige: Avfallshantering/Energiåtervinning/Tekniken

³⁵ Johansson et al (2009)

Rökgasrening

Rökgaserna måste renas från föroreningar innan de kan släppas ut till atmosfären och innehåller efter rening främst gaserna CO₂, O₂, N₂ och H₂O. Det finns både torra och våta rökgasreningssystem och dessa kan kombineras för att reningen ska bli så effektiv som möjligt³⁶.

Rökgasrening skiljer sig åt mellan olika anläggningar, men sker alltid i olika steg. Redan i pannan kan reningen påbörjas, exempelvis genom insprutning av NH₃ eller CO(NH₂)₂ för att minska NO_x-emissionerna. Tillsatsen får NO_x att omvandlas till N och H₂O, men kan istället orsaka emissioner av NH₃ eftersom ett överskott av NH₃ oftast tillsätts. Det är oftast dock inte så stort att emissionerna överskrider tillåtna gränsvärden. Den större delen av överskottet kan avskiljas, men en viss del förs ut med rökgaserna. Avskiljning kan exempelvis ske vid rök-gaskondensering, som är en vanlig metod i de svenska avfallsförbränningsanläggningarna³⁷. Det innebär att värmen utvinns ur rökgaserna genom kylning och kondensering efter att de lämnat pannan. Föroreningarna samlas i processvattnet som därför måste renas innan det släpps ut³⁸. NH₃ är svårt att avskilja från vatten vilket medför att många anläggningar släpper ut för mycket NH₃ med processvattnet³⁹.

Efter pannan skiljs stoftet i rökgaserna bort med hjälp av elektrofilter eller ett textilt spårfilter. Kalk och aktivt kol sprutas in före reningen för att göra den mer effektiv. De våta reningsstegen som finns i vissa anläggningar kallas för skrubbrar och tvättar rökgaserna rena med hjälp av vatten som strilas över rök-gasflödet. Vattnet renas sedan i en process som liknar reningsverkens. Restprodukterna efter rök-gasreningen deponeras i form av slam eller gips^{40,41}.

2.2.4 Produkt: El och värme

El och värme som producerats i anläggningen förs ut på elnät och fjärrvärmenät efter att de interna behoven tillgodosetts.

2.2.5 Restprodukt: Aska

Vid förbränning av rena biobränslen kan askan återföras som gödningsmedel till mark och skog. I avfallsförbränningsanläggningar förbränns en blandning av material, vissa med föroreningar och skadliga komponenter. Därför kan askan inte återföras till mark och skog. De tre största komponenterna i aska från avfallsförbränning är kalcium-, kisel- och aluminiumoxider⁴². Aska uppkommer i många delar av förbränningsprocessen men brukar delas in i två kategorier: Bottenaska och flygaska.

Bottenaska

Bottenaskan kallas också slagg och består av det icke brännbara material som tillförts pannan, exempelvis metall, glas, sand och järnskrot. Bottenaskan är per definition ett avfall då den kommer ut från förbränningsugnen. Den bearbetas, sorteras, siktas och lagras till slaggrus, som efter kvalitetssäkring kan användas för konstruktion och

³⁶Avfall Sverige: Avfallshantering/Energiåtervinning/Tekniken

³⁷Naturvårdsverket (2005)

³⁸Avfall Sverige: Avfallshantering/Energiåtervinning/Tekniken

³⁹Naturvårdsverket (2005)

⁴⁰Sverige Bras-utredningen (2005)

⁴¹SYSAV: Värme och el ur avfall. SYSAVs avfallskraftvärmeverk.

⁴²Tiberg et al (2008)

ersätta vanligt grus vid anläggningsarbeten⁴³. Ungefär 15-20 % av den tillförda avfallsmängden blir till bottenaska vid avfallsförbränning⁴⁴.

Flygaska

Flygaskan är en restprodukt från rökgasreningen och innehåller bland annat dioxiner och tungmetaller som skiljts ut från rökgaserna⁴⁵. På grund av den ofta höga halten av tungmetaller hanteras flygaskan som miljöfarligt avfall och måste i de allra flesta fall deponeras⁴⁶. Ungefär 3-5 % av den tillförda avfallsmängden vid avfallsförbränning blir till flygaska. Flygaskan innehåller mer tungmetaller än slaggen, men de är hårt bundna i materialet och lakas därmed inte lätt ut från askan⁴⁷.

2.2.6 Miljöpåverkan från förbränningsprocessen

Emissioner till luft från avfallsförbränningsanläggningar idag är väldigt låga tack vare den omfattande rökgasrening som finns i anläggningarna. Föroreningarna hamnar då istället på deponi efter att ha renats bort från rökgaserna.

Energien som behövs i processen produceras internt i anläggningen och ger därför inte upphov till några emissioner.

Förbränningsanläggningen

NO_x - emissioner

NO_x bildas ur luften och/eller bränslets kväve, och mängden som bildas vid förbränning beror på bränslets kväveinnehåll och på omständigheter vid förbränningen. Emissionerna kan reduceras genom förbränningstekniska åtgärder såsom stegvis förbränning vid låg temperatur och lägre luftöverskott. Dessutom kan rökgasrening som använder NH₃-eller CO(NH₂)₂-tillförsel sänka NO_x-halten i rökgaserna, vilket dock ökar NH₃-halten i emissionerna⁴⁸.

SO_x- emissioner

SO_x bildas då bränslets svavel oxideras. Emissioner kan minskas genom förbränningstekniska åtgärder eller rökgasrening. Biobränslen har vanligtvis en låg svavelhalt och den största delen av svavlet binds naturligt till askan. Vid avfallsförbränning krävs dock någon form av rening, exempelvis tillsats av kalk som då reagerar med svavlet. Det sker ofta i en skrubber eller i en rökgaskondensor⁴⁹.

CO - emissioner

CO är en giftig gas som bildas då kolhaltiga bränslen genomgår en icke fullständig förbränning, vilket bland annat sker då syretillförseln är för låg. Tillsats av svavel kan minska emissionerna, liksom förändrade förbränningsförhållanden. En ökad syretillförsel påverkar dock NO_x-bildningen negativt⁵⁰.

⁴³ Avfall Sverige, rapport 2008:06

⁴⁴ Naturvårdsverket: Produkter och avfall/Avfall/Hantering och behandling av avfall/Avfallsförbränning/Utsläpp från avfallsförbränning

⁴⁵ Naturvårdsverket (2002)

⁴⁶ Tiberger et al (2008)

⁴⁷ Avfall Sverige: Avfallshantering/Energiåtervinning/Rester

⁴⁸ Naturvårdsverket (2005)

⁴⁹ Naturvårdsverket (2005)

⁵⁰ Ibid.

VOC - emissioner

VOC är ett samlingsnamn för Volatile Organic Compounds, det vill säga flyktiga organiska ämnen. De bildas vid ofullständig förbränning och kan vara skadliga för hälsa och miljö. Emissionerna av VOC korrelerar med CO-emissionerna då de bildas vid liknande förhållanden. Vid förbränning beräknas ofta emissioner av CH₄. CH₄ är en sorts VOC, men består bara av kol och väte medan VOC också kan innehålla andra ämnen⁵¹. Emissionerna kan endast minskas med förbränningstekniska åtgärder⁵².

N₂O - emissioner

N₂O bildas både genom reaktion med luftens eller bränslets kväve, ofta vid låga förbränningstemperaturer. Det kan också uppstå vid tillsats av NH₃ eller CO(NH₂)₂ för att minska NO_x-emissionerna, men problemet är inte särskilt vanligt längre tack vare ökad kunskap⁵³.

Partikelemissioner

Stoft består av fasta partiklar, exempelvis sot och aska från bränslet. Andelen stoft i rökgaserna beror både på förbränningen och på bränslets sammansättning⁵⁴. Förbränning av fasta bränslen ger upphov till en betydande andel stoftemissioner, medan gas endast genererar en mindre mängd. Stoftet kan renas bort genom dynamiska avskiljare såsom cykloner, elfilter, textila spärrfilter och skrubbrar samt till viss del i rögaskondensorer⁵⁵.

NH₃ - emissioner

Emissionerna av NH₃ beror främst på överskott från rökgasreningen där det används för NO_x-reduktion. Reduktionen blir bättre om ett överskott av NH₃ tillsätts och detta är det normala tillvägagångssättet, men bara till den grad att gränsvärdena för emissionerna underskrids. Även i anläggningar utan tillförsel av NH₃ vid rökgasreningen förekommer emissioner som då beror på förbränningsförhållandena.

Emissioner av tungmetaller

Bränslets innehåll av tungmetaller avgör vilka emissioner som sker vid förbränning och de kan i många fall renas bort tillsammans med stoftet. Tungmetaller återfinns därför både i bottenaskan, flygaskan och i rökgaserna⁵⁶.

Emissioner av dioxiner

Dioxiner är en grupp klorerade organiska ämnen som bildas vid förbränning av klorhaltiga bränslen vid närvaro av koppar. De bildas vid förbränning av biobränslen, men i större omfattning vid avfallsförbränning på grund av högre klorhalt. Dioxinbildningen beror på förbränningen och genom att hålla en hög temperatur och en tillräcklig tillförsel av luft kan man hålla halterna låga. Reningssteg som innefattar tillförsel av aktivt kol före filtret eller i en skrubber används också, speciellt vid avfallsförbränning. Huvuddelen av de dioxiner som finns i rökgaserna avskiljs med flygaskan, där de binds hårt och därmed inte lakas ut⁵⁷.

⁵¹ EU INTERREG IIIC & EU INTERREG IVC: Air Quality in Europe/Pollution Basics

⁵² Naturvårdsverket (2005)

⁵³ Ibid.

⁵⁴ Finnveden et al (1995)

⁵⁵ Naturvårdsverket (2005)

⁵⁶ Löfblad et al (2010)

⁵⁷ Ibid.

Askhantering

Bottenaska

Bottenaskan från rostereldning hanteras i vått tillstånd och är ofta väldigt grov, vilket gör att risken för damning är liten. Bottenaskan från avfallsförbränning används för konstruktion och anläggningsarbeten. Kontroll och uppföljning har skett i stor omfattning i många byggprojekt, men ingen omfattande miljöpåverkan har påvisats⁵⁸.

Flygaska

Flygaskan från avfallsförbränningsanläggningar lämnas till deponi. Metoden vid deponering i Sverige är att farligt avfall för en tid förvaras i ett utrymme som släpper ut begränsade och acceptabla mängder av miljöpåverkande ämnen. Materialen i deponin neutraliseras därmed på lång sikt genom att de antingen bryts ned eller sprids i omgivningen. På deponier för farligt avfall finns gränsvärden för utlakning och innehåll av vissa ämnen som flygaskor ibland överskrider. De får då inte deponeras i Sverige utan transporteras till Norge eller Tyskland⁵⁹. Enligt Avfall Sverige har miljöpåverkan från de svenska deponierna hittills varit mycket liten⁶⁰.

⁵⁸ Avfall Sverige, rapport 2008:06

⁵⁹ Tiberg et al (2008)

⁶⁰ Avfall Sverige: Avfallshantering/Deponering

2.3 Kompostering

Kompostering är en aerob process där organiskt material bryts ned av syreförbrukande mikroorganismer. I processen bildas mikrobiell biomassa, CO₂ och vatten. Energi i form av värme frigörs, vilket får temperaturen i komposten att stiga⁶¹. En mängd gaser skapas både genom den mikrobiella aktiviteten och genom kemiska processer. De största gasmängderna består av CO₂ och NH₃, men även små mängder N₂⁶².

Nedbrytningen i komposten sker till största delen i syrerik miljö, men i vissa delar uppstår lokal syrebrist eftersom syret i kompostmaterialets porer snabbt förbrukas av mikroorganismerna. Anaeroba bakterier kan överleva och växa i de syrefattiga miljöerna, exempelvis inuti större partiklar i kompostmaterialet⁶³. De anaeroba mikroorganismerna bryter också ned organiskt material vilket gör att gaserna CH₄ och N₂O bildas⁶⁴. Vissa av gaserna luktar illa, framför allt de gaser som uppkommer vid anaerob nedbrytning. Det gör att nytt syre måste tillföras komposten kontinuerligt, antingen genom att kompostmaterialet vänds med jämna mellanrum eller genom luftgenomströmning⁶⁵.

Storskalig kompostering sker i en rad kommuner runt om i landet, medan småskalig kompostering mestadels sker i hemmen. I Sverige finns ett hundratal storskaliga komposteringsanläggningar varav 25 anläggningar behandlar organiskt hushållsavfall. I resten av anläggningarna behandlas park- och trädgårdsavfall, framför allt genom strängkompostering⁶⁶. Produkten – som också kallas kompost – används som jordförbättringsmedel eller jordblandningar⁶⁷.

2.3.1 Anläggningstyper

Kompostering kan ske med hjälp av olika tekniker. De storskaliga svenska anläggningarna använder sig av sluten kompostering i boxar, bagkompostering, membrankompostering eller öppen strängkompostering.

Sluten boxkompostering innebär att materialet ligger i en behållare med styrd luftventilation. Vid bagkompostering matas materialet in i stora säckar av plast, som ligger på marken. Luft blåses in i säckarna som också har ventilationshål i sidorna. Utgående luft kan behandlas i olika typer av filter. Membrankompostering sker under en semipermeabel duk och materialet luftas kontinuerligt genom forcerad luftning. Luften kan passera genom duken, men på dukens insida bildas kondens då vattenånga inte släpps igenom materialet. Vattnet innehåller även vissa illaluktande ämnen och droppar så småningom tillbaka ned i materialet.

Den vanligaste anläggningstypen för kompostering av organiskt hushållsavfall är öppen strängkompostering utomhus, vilket används i 12 av de 25 svenska

⁶¹ Naturvårdsverket: Produkter och avfall/Avfall/Hantering och behandling av avfall/Biologisk behandling

⁶² Sonesson, U (1996)

⁶³ Sundberg, C (2005)

⁶⁴ Sonesson, U (1996)

⁶⁵ Avfall Sverige, rapport 2008:10

⁶⁶ Avfall Sverige: Avfallshantering/Biologisk återvinning/Kompostering

⁶⁷ Avfall Sverige (2010)

anläggningar som behandlar organiskt hushållsavfall. Materialet läggs i långa strängar och vänds kontinuerligt av hjullastare eller liknande minst en gång i veckan⁶⁸. Figur 4 nedan visar öppen strängkompostering vid Atleverket i Örebro.



Figur 4: Kompostering vid Atleverket i Örebro.
Bild från Örebro kommun, <http://www.orebro.se/302.html>

2.3.2 Mottagning och förbehandling

Om det organiska materialet är förpackat i plastpåsar, vilket det kan vara då organiskt hushållsavfall utsorterats i hemmen, avskiljs plastpåsar på mekanisk väg då materialet anländer till en komposteringsanläggning⁶⁹. Det organiska materialets vattenhalt, pH, kol/kväveförhållande och mikrobiella innehåll justeras sedan och strukturmaterial blandas in, ofta i form av parkavfall⁷⁰. Blandningen körs sedan ut till komposteringsplatsen eller matas in i anläggningen med hjälp av maskiner.

2.3.3 Komposteringen

Den storskaliga komposteringen sker oftast satsvis vilket innebär att inmatning av organiskt material endast sker en gång under processen. Under den första komposteringsfasen, som varar ungefär 2-4 veckor, sker den största nedbrytningsaktiviteten. Då frigörs en stor mängd värme, vilket kan höja temperaturen i komposten ända upp till 70° C. Den optimala temperaturen är dock 45-55 ° C⁷¹. I den så kallade efterkomposteringsfasen, eller mogningen, bryts mer svårnedbrytbart material ned⁷².

De viktigaste parametrarna för mikroorganismernas aktivitet är temperatur, tillgång till syre, fukthalt, pH och substratsammansättning. Substratets innehåll av näring, energi och vatten är avgörande för den mikrobiella tillväxten och dess struktur är viktig för tillgången till luft, som kyler komposten och tillför syre⁷³.

⁶⁸ Avfall Sverige, rapport 2007:04

⁶⁹ Sonesson, U (1996)

⁷⁰ Lagerkvist et al (2005)

⁷¹ Ibid.

⁷² Ibid.

⁷³ Sundberg, C (2005)

2.3.4 Produkt: Kompost

Produkten kompost innehåller till största delen humusliknande substanser och mineraliserat kväve, både i form av NH_4^+ och NO_3^- ⁷⁴. Efter kompostering i anläggningen efterbehandlas den färdiga komposten, bland annat genom siktning. Den görs klar för lagring eller användning, till exempel genom inblandning av annat material⁷⁵. Näringsinnehållet är för lågt för att kunna användas som gödselmedel inom jordbruket⁷⁶. Komposten kan istället användas för jordförbättring och anläggningsarbete, exempelvis på golfbanor eller i parker. För kompost finns det frivilliga certifieringssystemet, SPCR 152, som kvalitetssäkrar produkten kompost. Precis som för rötrest utförs av SP – Statens Tekniska Forskningsinstitut. Endast tre av de svenska komposteringsanläggningarna innehar certifikat⁷⁷.

2.3.5 Miljöpåverkan från komposteringsprocessen

Vid anläggningen krävs en energitillförsel i form av el som ger upphov till emissioner. Dessutom behövs bränslen till fordon som används vid vändning av komposten i anläggningen och vid spridning av kompostprodukten.

Kompostanläggningen

Olika typer av kompost har olika bra förutsättningar för att förhindra miljöpåverkan. Inneslutna anläggningar kan lätt minimera luftemissioner då processen är lätt att syresätta och frånluften kan samlas upp och behandlas. Övertäckta komposter kan lätt samla upp kondensvatten som till viss del innehåller NH_3 . Från öppna strängkomposter är det svårt att uppskatta hur mycket gas som avges och dessa anläggningar kan bara försöka att få komposteringsprocessen att fungera så bra som möjligt för att minska sina emissioner till luften⁷⁸.

Vid kompostering bildas CO_2 bildas i stora mängder, men också NH_3 , CH_4 , N_2O och olika luktframkallande ämnen. NH_3 -avgångarna kan vara stora, vilket bidrar till övergödning och försurning. CH_4 och N_2O bildas i varierande mängder i de anaeroba nedbrytningsprocesserna som lätt kan uppstå om lufttillförseln inte är tillräcklig⁷⁹.

Användning av kompost

Alla toxiska ämnen såsom tungmetaller, dioxiner, bekämpningsmedel och toxiska organiska föreningar antas hamna i slutprodukten.⁸⁰ Vid användning av komposten sprids de därmed till omgivningarna.

⁷⁴ Sonesson, U (1996)

⁷⁵ Lagerkvist et al (2005)

⁷⁶ Avfall Sverige (2005), RVF rapport 2005:06, bilaga 1c

⁷⁷ SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut (2009)

⁷⁸ Avfall Sverige (2005), RVF rapport 2005:06, bilaga 1c

⁷⁹ Sundberg, C (2003)

⁸⁰ Löfblad et al (2010)

2.4 Lagring och spridning av flytgödsel

Det finns olika typer av stallgödsel: Flytgödsel, fastgödsel och djupströ. Flytgödsel har en TS-halt som är mindre än 12 % och kan pumpas. Fastgödsel har en TS-halt över 20 %, djupströ på över 25 %. Båda de sistnämnda kan staplas och kräver förbehandling innan rötning, för att de ska kunna pumpas in i en biogasanläggning⁸¹. Två tredjedelar av allt stallgödsel i Sverige hanteras som flytgödsel⁸².

Hantering av flytgödsel inom ett jordbruk innefattar lagring och spridning. Från lagrad flytgödsel bildas framför allt CH₄, från fastgödsel främst N₂O⁸³. För att minska miljöpåverkan från gödslingen finns regler om hur gödsel och odling ska hanteras och planeras. Reglerna omfattar bland annat lagringsvolym samt tidpunkt och metod för spridning av gödsel.

2.4.1 Anläggningstyper

Flytgödsel bildas på alla jordbruk med djurhållning, både vid storskalig och vid småskalig djurproduktion.

2.4.2 Mottagning och förbehandling

Flytgödsel behöver inte genomgå någon förbehandling innan det kan spridas på åkrar och marker, men lagras ofta på gården under längre perioder. Lagringen krävs för att gödslet ska kunna spridas vid rätt tidpunkt.

2.4.3 Lagring och spridning av flytgödsel

Lagring av flytgödsel

Flytgödsel lagras på gårdar i en behållare, oftast gjord av betong, vars storlek bestäms av mängden flytgödsel som gården producerar⁸⁴. Ingen avrinning får ske från behållaren och i vissa delar av Sverige finns också krav på att lagringsbehållare för flytgödsel måste täckas över. Ett så kallat svämtäcke är det vanligaste materialet för övertäckning⁸⁵. Det består av foderrester och strömaterial och ska vara heltäckande och skorpliknande för att ge så bra täckning som möjligt⁸⁶. Andra täckningsmaterial är plastduk, halm, torv eller lecakulor. Lagringen av stallgödsel står för 27 % av de totala emissionerna av NH₃ i Sverige. Från en flytgödselbehållare utan täckning kan 5-10 % av kvävet försvinna, men med ett stabilt svämtäcke kan förlusterna minskas med 50-60 %⁸⁷.

Spridning av flytgödsel

Spridning av flytgödsel i Sverige sker vanligtvis med hjälp av tankvagn som dras av en traktor. Tankvagnen har en pump och en spridare som kan bestå av exempelvis en spridarplatta, släpslangsramp eller myllningsaggregat. Myllning eller nedbrukning av gödslet ger minskade emissioner av bland annat NH₃. För att undvika läckage är det

⁸¹ Linné et al (2008)

⁸² JTI: Bioenergiportalen/Råvaror /Gödsel

⁸³ Rodhe et al (2008)

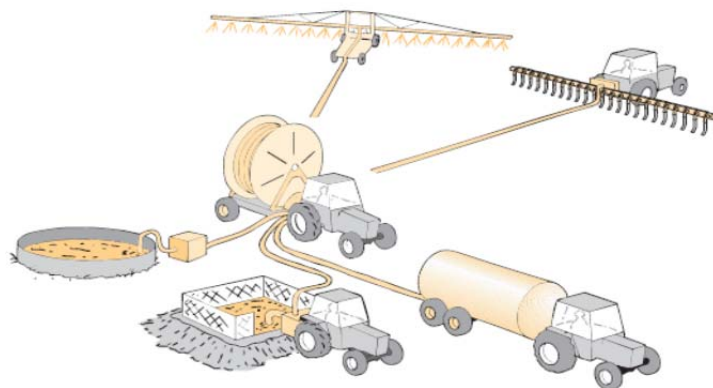
⁸⁴ Rodhe et al (2002)

⁸⁵ Rodhe et al (2008)

⁸⁶ Jordbruksverket (2010)

⁸⁷ Jordbruksverket (2010)

också viktigt att gödslingen sker vid rätt tidpunkt och i rätt mängd⁸⁸. Figur 5 nedan visar olika tekniker för gödselspridning.



**Figur 5: Olika system för spridning av flytgödsel:
Bevattningsmaskin eller traktordraget spridningsaggregat.
Bild från Rodhe et al (2002)**

2.4.4 Produkt: Växtnäringsämnen till åkrar och marker

Flytgödsel är ett fullgott gödselmedel som innehåller N, P, K och mikronäringsämnen. N förekommer både i organiskt bunden form och i form av oorganiskt kväve (NH_4^+). Växterna kan direkt ta upp NH_4^+ , vilket gör att denna form har samma effekt som mineralgödselkväve. I flytgödsel är andelen NH_4^+ 50-90 %. Den organiskt bundna formen blir tillgängligt för växterna först efter en tid. P och K är lika växttillgängligt som i mineralgödsel⁸⁹.

2.4.5 Miljöpåverkan från lagring och spridning av flytgödsel

Energibehovet vid spridning av flytgödsel utgörs av bränsle till fordon som används vid spridningen.

Direkta emissioner till luft från flytgödsel förekommer både vid lagring och vid spridning. Vid spridningen tillkommer dessutom emissioner till mark. Storleken på emissionerna avgörs av lagringsbehållarens utformning samt val av spridningsmetod. De svenska lagringsbehållarna är ofta övertäckta, men vissa gaser slipper ändå ut.

Lagring och spridning

Både vid lagring och vid spridning av flytgödsel förekommer emissioner av CH_4 , NH_3 , N_2O och VOC. I de fall då tungmetaller och dioxiner förekommer i flytgödseln sprids dessa till omgivningarna då den används på åkermark.

2.5 Tidigare studier

Studier som undersökt och jämfört miljöpåverkan från olika behandlingsmetoder av organiska restprodukter finns framför allt för organiskt hushållsavfall. För slakteriavfall har inga jämförande studier påträffats.

⁸⁸ Rodhe et al (2002)

⁸⁹ Rodhe et al (2002)

2.5.1 Organiskt hushållsavfall

I IVL-rapporten ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi”, jämförs olika behandlingsmetoder för matavfall i tre olika kommuner. Datormodellen ORWARE, som använder sig av livscykelmetodik, har använts för att genomföra jämförelsen. Rötning, förbränning och kompostering jämfördes med avseende på miljö, energi och ekonomi. Inga entydiga slutsatser kunde dras med avseende på miljöpåverkan, eftersom både för- och nackdelar finns med alla metoder. Slutsatser som dras i rapporten är att kompostering ger större miljöpåverkan än rötning, men i jämförelsen mellan rötning och förbränning var inget av alternativen entydigt bättre än det andra. Kompostering har både högre energiförbrukning och miljöpåverkan än rötning. Vid jämförelsen mellan förbränning och rötning beror energiförbrukningen på hur gasen används: Energiförbrukningen vid uppgradering till fordonsgas gör att förbrukningen i detta fall är högre än vid förbränning, men då biogasen inte uppgraderas utan används till värmeproduktion är energiförbrukningen lägre. Rötning ger lägre emissioner av växthusgaser än förbränning, men högre av försurande och övergödande ämnen. En generell reflektion är att energiutvinningen som är möjlig vid förbränning och rötning ger en betydande positiv miljöpåverkan. Därför är kompostering också ett sämre alternativ⁹⁰.

En annan rapport från IVL, ”Hur ska hushållsavfallet tas om hand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder” jämför olika behandlingsmetoder för lättnedbrytbart organiskt avfall med avseende på miljöpåverkan, energiförbrukning och ekonomi för en generell kommun i Sverige. Metoderna som jämförts är materialåtervinning, kompostering, rötning och förbränning, också med hjälp av ORWARE-modellen. Slutsatserna som dragits i rapporten liknar i stort de som nämnts ovan: Att det är svårt att jämföra metoderna med varandra eftersom alla har fördelar och nackdelar. Materialåtervinning, rötning och förbränning ska helst inte ses som konkurrerande behandlingsmetoder då de snarare kan komplettera varandra och mycket små skillnader finns mellan behandlingsmetoderna. Klart är dock att kompostering av lättnedbrytbart organiskt avfall från hushåll är det sämsta alternativet då det nästan inte har några fördelar alls jämfört med förbränning eller rötning. Miljöpåverkan från rötning och förbränning är ungefär lika och de är båda ett bättre alternativ än kompostering. Kompostering och rötning har en högre energiförbrukning än förbränning då biogasen uppgraderas till fordonsgas⁹¹.

I en kvalitativ studie genomförd på Chalmers, ”Biobränsle från hushållsavfall – kommunal kompostering ohållbar”, görs en jämförelse mellan rötning, kompostering och förbränning av källsorterat hushållsavfall. Här dras slutsatsen att förbränning är det miljömässigt bästa alternativet. Rötning klassas som ett sämre alternativ på grund av det låga energiutbytet och risken för spridning av toxiska föreningar såsom bekämpningsmedel, tungmetaller och dioxiner till åkermarker. Storskalig kompostering är, som titeln antyder, ohållbar enligt studien. Även detta beror på risken för förorening av åkermark samt på att energi inte kan utvinnas vid kompostering⁹².

⁹⁰ Sundqvist et al (1999a)

⁹¹ Sundqvist et al (2002)

⁹² Olsson, M & Petersson, G (2004)

I ett examensarbete från Luleå universitet jämförs kompostering, rötning och förbränning i Sundsvalls kommun. Slutsatsen är att med avseende på avsättning av restprodukt är kompostering det bästa alternativet. Rötning och kompostering har mindre miljöpåverkan än förbränning eftersom det bildas dioxiner och miljöfarlig flygaska vid förbränning⁹³.

2.5.2 Stallgödsel

En studie från JTI, "Gårdsbaserad biogasproduktion – system, ekonomi och klimatpåverkan", jämför orötad stallgödsel med rötad. Slutsatsen som dras är att orötad stallgödsel ger större klimatpåverkan både vid lagring och spridning än om den rötas och luktar dessutom mer. Rötad stallgödsel har en större halt växttillgängligt kväve, vilket ger möjlighet till större precision i gödningen och minskar kväveläckaget. Därför är alternativet att röta stallgödsel före spridning det mest fördelaktiga alternativet⁹⁴.

Samma slutsats dras i ett examensarbete från högskolan i Kristianstad, som studerat samma alternativ gällande stallgödsel: Rötning av stallgödsel innebär stora energi- och miljövinster jämfört med att sprida orötad stallgödsel⁹⁵.

⁹³ Forsberg & Olofsson (2003)

⁹⁴ Edström et al (2008)

⁹⁵ Ledström, M & Svensson, A (2005)

3. Metodik vid miljöbedömning

I detta kapitel beskrivs metodik som använts vid miljöbedömningen mer ingående.

Strategisk miljöbedömning är ett ramverk för hur olika miljöanalytiska metoder kan användas och kombineras. Ramverket består av olika verktyg i form av kvantitativa och kvalitativa metoder, som alla är olika ifråga om vilken roll de har, vilka indata de kräver, vilka resultat de ger och hur de kan kombineras. Vilket eller vilka verktyg som används vid en strategisk miljöbedömning beror på frågeställning, tillgång till data och önskad noggrannhet i resultatet⁹⁶. Eftersom exakta data inte finns tillgängligt för alla delar av studien krävs en metod som kan hantera både kvantitativ och kvalitativ information.

En strategi som omnämns inom strategisk miljöbedömning kan användas för att utvärdera olika scenarion eller handlingsvägar, där kvalitativ och kvantitativ miljöanalys sammanfogas. Denna strategi har använts i examensarbetet: De delar där data är tillgängliga och anses vara tillförlitliga har analyserats kvantitativt och kompletteras med metoder för kvalitativ miljöbedömning där data inte kan skaffas fram. De kvantitativa och kvalitativa studierna har utförts parallellt och resulterar i en analys som sammanfogar de olika resultaten.

3.1 Miljöanalys

I den kvantitativa delen av miljöanalysen har viss metodik från ISO-14040-serien använts. Metodiken består av flera delar. Först definieras analysens mål och avgränsningar, varefter data samlas in och dokumenteras. I den efterföljande miljöpåverkansanalysen klassificeras de insamlade data i olika kategorier beroende på vilken typ av miljöpåverkan de bidrar till. De relativa bidragen till olika typer av miljöpåverkan beräknas genom karakterisering. Viktigt att påpeka är dock att studien inte är en livscykelanalys, vilket är en mycket detaljerad och ingående beskrivning av ett system, medan denna miljöpåverkansbedömning inte är helt fullständig och ger endast en del av helheten. Principen för den kvalitativa bedömningen är att utgå ifrån från litteraturuppgifter om potentiella emissioner och miljöpåverkan då en viss organisk restprodukt behandlas med olika metoder. Inga beräkningar är gjorda för de kvalitativa bedömningarna eftersom data inte finns tillgängligt. Om underlaget från litteraturen inte anses vara tillräcklig grund för bedömning lyfts istället viktiga miljöaspekter fram.

De kvantitativa och kvalitativa studierna utgår främst från energibalans och klimatpåverkan men kopplas också till de nationella miljökvalitetsmål som antagits av Sveriges riksdag. De 16 nationella miljökvalitetsmålen fungerar som en vägledning för miljöarbetet i landet inom överskådlig tid.

3.2 Fokus: Klimat och energi

I studien läggs störst vikt vid systemens energibalans och klimatpåverkan, som berörs i Miljömål 1: Begränsad klimatpåverkan respektive Miljömål 15: God bebyggd miljö.

⁹⁶ Finnveden et al (2004)

Dessa två bedömningsgrunder behandlas mer ingående på grund av deras relevans, men också på grund av tillgänglighet till data.

Gällande energibalans bedöms de olika behandlingsmetoderna efter utvunnen energi och insatsenergi. I de olika delarna av de studerade behandlingsmetoderna krävs olika mängder och typer av energiinsatser. I vissa av behandlingsmetoderna kan energi också utvinnas, i andra inte. Behandlingsmetodernas energibalans anger hur stora energiinsatser som behövs i förhållande till den energi som utvinns. För att sätta ett mått på energibalansen används en energikvot, där utvunnen energi divideras med insatsenergin. Ju högre energikvot, desto mer energi kan utvinnas per enhet insatsenergi och desto bättre är systemet ur energisynpunkt. Dessutom beräknas och bedöms systemens nettoenergiutbyte, där energiinsatsen subtraheras från den utvunna energin.

I systemen kan även så kallade indirekta energivinster förekomma. En indirekt energivinst är en besparing som kan göras då produkt eller restprodukt från behandlingsmetoden kan ersätta något annat, exempelvis då rötrest från biogasproduktion kan ersätta mineralgödsel. Detta minskar mängden mineralgödsel som måste produceras och därmed minskar energibehovet för denna produktion. Indirekta energivinster räknas inte med i energibalansen, men de ger också upphov till sparade emissioner som istället används i bedömningen av påverkan på klimatet.

Gällande klimatpåverkan bedöms de olika behandlingsmetoderna efter emissioner av växthusgaser, omräknade till CO₂-ekvivalenter (CO₂e). CO₂e anger en mängd av en växthusgas uttryckt som den mängd CO₂ som ger samma påverkan på klimatet. Omräkningen görs med så kallade karakteriseringsfaktorer, som är olika för de olika växthusgaserna. Exempelvis är påverkan från 1 g CH₄ lika stor som från 21 g CO₂ – därmed är dess karakteriseringsfaktor 21 och multipliceras med denna för att få CO₂e⁹⁷. Därefter beräknas de sparade klimatmissioner som de indirekta energivinsterna ger upphov till och dras från de emitterade CO₂e. Därigenom tas hänsyn både till systemens belastning och till deras nytta.








Vid bedömningen av resterande miljömål tas hänsyn endast till direkta emissioner och de bedöms därmed på ett mer övergripande plan, utan att se till sparade emissioner. Därför belyses de inte lika ingående i analysen. På samma sätt som för CO₂e karakteriseras emissionerna som påverkar försurning och övergödning, då till SO₂- respektive PO₄³⁻ - ekvivalenter (SO₂e respektive PO₄³⁻e). Alla karakteriseringsfaktorer finns angivna i bilaga B.

⁹⁷ Naturvårdsverket: Frågor och svar/Klimat/Vad är koldioxidekvivalenter/CO₂e?

3.3 Miljökvalitetsmålen

De 16 miljökvalitetsmålen listas i Tabell 2 tillsammans med aktuella indikatorer, som också fastställts av riksdagen. Indikatorerna är ämnen som påverkar miljömålet negativt och vars förekomst i miljön visar hur väl miljömålet uppnås⁹⁸. Målen och en förklaring till vilka som anses relevanta i denna studie beskrivs mer ingående i bilaga A.

Tabell 2: De 16 nationella miljömålen med indikatorer. Mål och indikatorer som anges i kursiv stil behandlas inte i denna studie..

Mål	Indikatorer
 1. Begränsad klimatpåverkan	Koldioxid (CO₂) Metan (CH₄) Lustgas (N₂O)
 2. Frisk luft	Svaveldioxid (SO₂) Kvävedioxid (NO₂) Kolmonoxid (CO) Flyktiga organiska ämnen (VOC) Partiklar <i>Marknära ozon (O₃)</i>
 3. Bara naturlig försurning	Svaveldioxid (SO₂) Kväveoxider (NO_x) Ammoniak (NH₃) <i>Väteklorid (HCl)</i>
 4. Giffri miljö	Tungmetaller Dioxiner <i>Komplexa organiska föreningar</i>
 7. Ingen övergödning	Ammoniak (NH₃) Kväveoxider (NO_x) <i>Fosforföreningar (P-)</i> <i>Vissa kväveföreningar (N-)</i>
 13. Ett rikt odlingslandskap	Återföring näringsämnen och markförbättrande komponenter
 15. God bebyggd miljö	Mängd avfall som behandlas biologiskt Mängd aska till deponi Energianvändning <i>Luktspridning</i> <i>Buller</i>

Vissa av de avgränsade ämnena kan inte kvantifieras på grund av otillräckliga data eller information om vad som sker med dem då de genomgår de olika behandlingsmetoderna. En del ämnen är svårbedömda på andra sätt. Lukt och buller är svårt att jämföra eftersom det är svårt att kategorisera och mäta - människor upplever lukt och buller olika och beror också på yttre förhållanden som vind och placering av anläggningen.

⁹⁸ Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

3.4 Presentation av resultat

I presentationen av resultaten sammanvägs den påverkan på energibalans, klimatpåverkan och övriga miljömål som de aktuella behandlingsmetoderna ger upphov till. Klimat och energi utgör huvuddelen av bedömningen och presenteras separat på grund av att dessa utreds mer ingående, både med hänsyn till systemets belastning och till dess nytta, medan resterande miljömål enbart bedöms med avseende på dess miljöbelastande emissioner. Bedömningen sker genom en jämförelse mellan de olika behandlingsmetoder som är aktuell för varje typ av organisk restprodukt. Ett resonemang förs kring resultatet och en rangordning av behandlingsmetoderna sker, med hjälp av färgkoder.

4. Antaganden

I detta kapitel beskrivs de antaganden som gjorts för de olika behandlingsmetoderna, vilka emissioner som kan kvantifieras och hur de olika utsläppen påverkar miljömålen.

4.1 Generella antaganden för alla behandlingsmetoder

Här anges de generella antaganden som är giltiga för alla de studerade behandlingsmetoderna samt den kemiska sammansättningen för de studerade organiska restprodukterna.

- Studerade organiska restprodukter är organiskt hushållsavfall, slakteriavfall och flytgödsel. De har valts ut på grund av att de är tre av de vanligaste substraten vid svensk biogasproduktion. Ett undantag är avloppsslam: Trots att huvuddelen av den svenska biogasproduktionen kommer från avloppsreningsverk⁹⁹ är rötning av slam inte en del av studien. Detta på grund av att det projekt som examensarbetet är en del av enbart behandlar substrat som har ett marknadsvärde, vilket avloppsslam inte anses ha.
- Endast svenska förhållanden och behandlingsmetoder behandlas i denna studie. Studerade behandlingsmetoder beror på vilka som är möjliga för de utvalda organiska restprodukterna och endast storskaliga behandlingsmetoder inkluderas. Icke kommersiella metoder eller behandlingar som fortfarande befinner sig på forskningsstadiet är inte en del av studien.
- Beräkningarna för respektive behandlingsmetod är gjorda för ett ton av den aktuella organiska restprodukten (våtvikt) och ingen hänsyn tas därför till vilken mängd eller sammansättning av övrig materialblandning som finns i anläggningen, mer än att den totala blandningen ger optimala förhållanden för respektive behandlingsmetod.
- Kvantitativa bedömningar av systemen görs i så stor utsträckning som möjligt. Då data inte finns tillgängligt för uppskattningar bedöms aspekten kvalitativt. Vid bedömning av miljömålen tas hänsyn till den kvantitativa och kvalitativa studien av alla direkta emissioner och energiförbrukning.
- Studien tar endast hänsyn till direkta emissioner från de studerade systemen. Därmed innefattas utsläpp från de studerade systemen och från produktion av den energi som krävs för behandlingarna. Ingen omräkning till primärenergi görs.
- De delar i systemen där miljöpåverkan studerats är anläggningarna, användning av produkt och eventuell restprodukt samt energibehov.
- Transporter är avgränsade ur systemen, eftersom alla de betraktade systemen innehåller transporter vars längd kan variera mycket. Ytterligare en mängd

⁹⁹ Energimyndigheten m.fl (2010)

antaganden skulle krävas om dessa skulle inkluderas. Ingen hänsyn tas heller till tillverkning och underhåll av fordon, maskiner och byggnader.

- Elektriciteten i anläggningarna antas vara producerad av svensk elmix om inget annat anges.
- Emissioner av tungmetaller representeras av Hg och Pb, då data funnits tillgängliga för dessa i de flesta fall. Emissioner av andra tungmetaller förekommer dock också.
- I de fall antaganden görs utifrån miljörapporter från olika anläggningar sammanvägs de olika värdena, men ett högt värde kommer att antas för att inte riskera att emissionerna blir för låga.
- Ingen hänsyn tas till eventuella förluster i distribution av energi. Energiberäkningarna endast ungefärliga, då en mängd faktorer och verkningsgrader krävs för att göra exakta beräkningar. Eftersom denna studie jämför olika alternativ antas förlusterna påverka alla system ungefär lika mycket.
- All kemikalieanvändning avgränsas från studien då den är mycket liten eller obefintlig¹⁰⁰. I avfallsförbränningsanläggningar kan betydande mängder kemikalier användas vid rökgasreningen och släppas ut med lakvattnet, främst NH_3 och $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$. Denna användning inkluderas i emissionerna genom antagandet av högre emissioner av NH_3 via rökgaserna.
- Emissioner till luft och marker inkluderas studien, medan emissioner till lakvatten och processvatten avgränsas. Detta beror på att lak- och processvatten tas omhand vid anläggningarna och kan antingen återföras till processerna eller renas i ett reningsverk, internt eller externt. Ingen omfattande miljöpåverkan antas därför ske via vattnet¹⁰¹.
- För påverkan på klimat, försurning och övergödning räknas vissa de emissioner som påverkar dessa om till CO_2e , SO_2e respektive $\text{PO}_4^{3-\text{e}}$. Karakteriseringsfaktorerna anges i bilaga B.
- Den studerade tidsperioden är ett år. Tidsperiodens längd är särskilt viktig vid bedömning av emissioner från deponier.
- Endast fossila emissioner av CO_2 är relevanta. Då alla restprodukter kommer från förnybar råvara är emissionerna från behandlingsanläggningarna CO_2 -neutrala med undantag för emissioner från energibehovet.
- Sparade emissioner anges enbart vid bedömning av påverkan på miljömål 1, begränsad klimatpåverkan. För övriga miljömål sker inga avdrag av emissioner.

¹⁰⁰ Avfall Sverige, rapport 2005:06, bilaga 1a

¹⁰¹ Avfall Sverige, rapport 2005:06, bilaga 1a och Konvex & S.E.P Scandinavian Energy Project AB (2004)

- I redovisning av resultat från beräkningar är alla värden avrundade till tre värdesiffror. Beräkningarna är dock utförda med långt fler värdesiffror, varför resultaten kan variera vid omräkning med avrundade siffror. Därmed förekommer det att vissa summeringar inte ser ut att stämma i tabeller nedan.

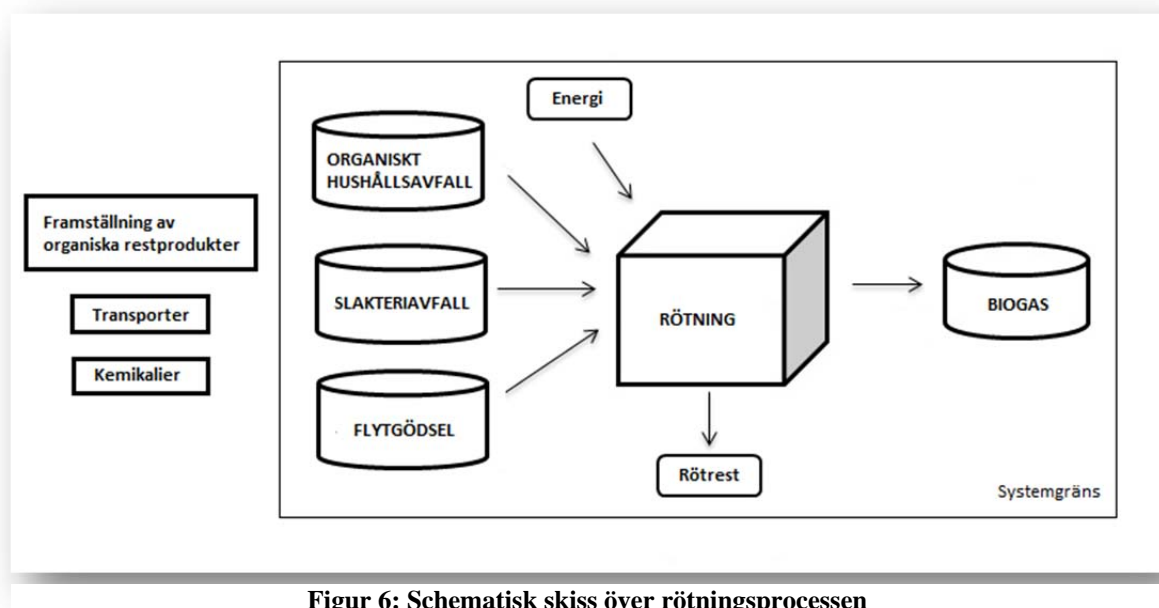
4.2 Antaganden för de olika behandlingsmetoderna

Specifikt antagna emissioner från respektive behandlingsmetod anges i följande avsnitt. De kvantifierade emissionerna anges i fet stil och de kvalitativt bedömda emissionerna är kursiverade. Antagandena om systemen är gjorda med utgångspunkt i vad som är de vanligaste förfaringssätten i det svenska energisystemet. För källor, utförlig förklaring och resonemang till antaganden, se bilaga C. För beräkningar, se bilaga D.

4.2.2 Antaganden för rötningsprocessen

Biogasanläggningen i systemet är en mesofil samrötningsanläggning, där TS-halten på substratblandningen är 10 %. I systemet anländer substratet till anläggningen, där det förbehandlas, rötas och uppgraderas till fordonsgas. El och värme krävs för drift av anläggningen. El tillförs anläggningen i form av svensk elmix och värmen produceras internt i en biogasdriven värmepanna med en verkningsgrad på 95 %. Energibehovet i anläggningen beror av substratets TS-halt – mer energi krävs ju högre halten är. Utöver detta krävs energi i form av fossila bränslen för spridning av rötresten. Se Figur 6 nedan för schematisk skiss över systemet.

Produkten är uppgraderad biogas som används till fordonbränsle i en personbil och rötresten används som gödningsmedel på åkrar. Fordonsgasen och rötresten antas ersätta fossila fordonbränslen respektive mineralgödsel. Toxiska ämnen går opåverkade genom rötningsprocessen och återfinns i rötresten.



Figur 6: Schematisk skiss över rötningsprocessen

I Tabell 3 nedan anges emissioner av ämnen som påverkar klimatmålen från de olika delarna i rötningsprocessen. Ämnen i fet stil har kvantifierats, medan de kursiverade bedöms kvalitativt. För källor, utförlig förklaring och resonemang, se bilaga C.

Tabell 3: Emissioner från biogasset och deras påverkan på miljömålen

Mål	Direkt från anläggningen	El, värme och diesel	Biogas i personbilar	Användning av rötrest
1. Begränsad klimatpåverkan	<i>CH₄, N₂O</i>	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	CH ₄	CH ₄ , N ₂ O
2. Frisk luft	VOC	SO ₂ , NO ₂ , CO, VOC	NO _x , CO, VOC, partiklar	-
3. Bara naturlig försurning	NH ₃	SO ₂ , NO _x , NH ₃	NO _x	NH ₃
4. Giffri miljö	-	Tungmetaller, dioxiner	-	Tungmetaller, Dioxiner
7. Ingen övergödning	NH ₃	NH ₃ , NO _x	NO _x	NH ₃
13. Ett rikt odlingslandskap	-	-	-	Näringsåterföring, markförbättring
15. God bebyggd miljö	Energibalans <i>Organiskt avfall behandlas biologiskt</i>	Energibalans	Energibalans	Energibalans

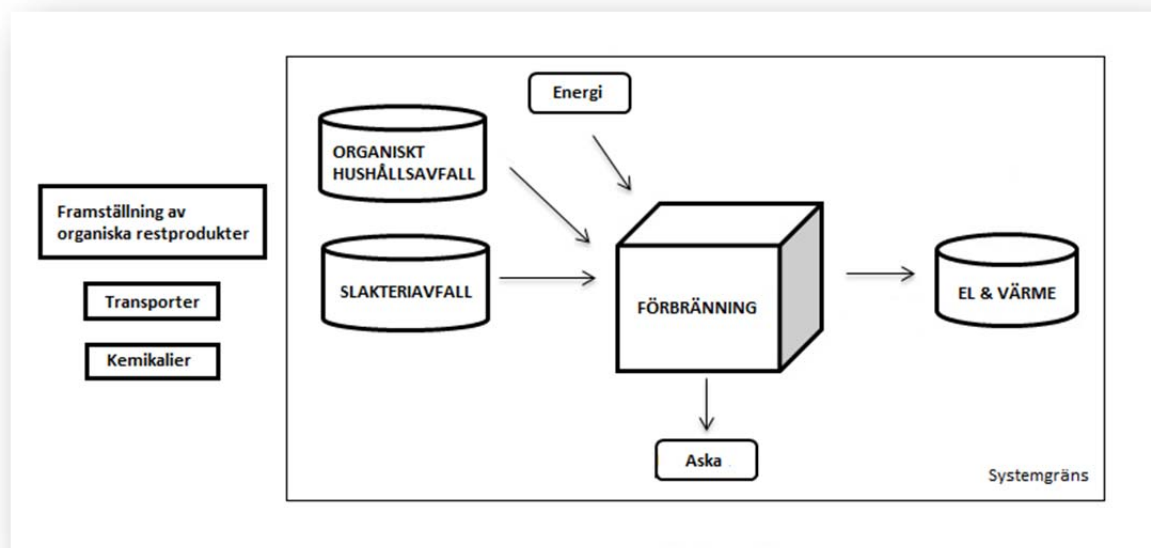
I Tabell 4 anges antagandena för de energiflöden och emissioner som kunnat kvantifieras i rötningsprocessen. För beräkningar av dessa för varje substrat, se bilaga D.

Tabell 4: Antagna värden för energiflöden och kvantifierade emissioner från rötningsprocessen.

Antagna värden	
Energibehov	
- Drift: El	46 MJ/ton substratblandning
- Drift: Värme	100 MJ/ton substratblandning
- Förbehandling (hög TS-halt)	15 MJ/ton substrat
- Avvattning av rötrest (hög TS-halt)	4,5 MJ/ton rötrest
- Uppgradering	1,71 MJ/m ³ uppgraderad biogas
- Spridning av rötrest	20 MJ/ton rötrest
Utvunnen energi i biogas	
	35,3 MJ/m ³ CH ₄
Indirekt energivinst: Mineralgödsel	
	Proportionellt mot NH ₄ och P i rötrest
Kvantifierade emissioner	
- CH ₄ från rötchammare	1,7 % av CH ₄
- CH ₄ från uppgradering	3,1 % av CH ₄
- NH ₃ , spridning av rötrest	310 g/ton rötrest
- N ₂ O, spridning av rötrest	25 g/ton rötrest

4.2.2 Antaganden för förbränningsprocessen

Anläggningen i systemet är en förbränningsanläggning som producerar el och värme. För drift av anläggningen krävs energi i form av el och värme, vilket tillgodoses från intern produktion. De största mängderna av toxiska ämnen renas bort och binds hårt till flygaskan, som deponeras. Askhantering och deponi av aska ger inte upphov till några emissioner eftersom den studerade tidsperioden, ett år, är för kort för att betydande mängder av miljöpåverkande ämnen ska kunna läcka ut från deponin. Figur 7 nedan visar en schematisk skiss över förbränningsprocessen. Produkterna el och värme antas ersätta svensk elmix och fjärrvärme.



Figur 7: Schematisk bild över förbränningsprocessen.

De ämnen som släpps ut från förbränningsanläggningen och deras påverkan på miljömålen anges i Tabell 5 nedan. De ämnen som är fetmarkerade har kvantifierats och de kursiverade är icke kvantifierade. Antagna värden på kvantifierade emissioner beskrivs i Tabell 6 nedan. För källor, utförlig förklaring och resonemang, se bilaga C. För beräkningar, se bilaga D.

Tabell 5: Emissioner från förbränningsprocessen och deras påverkan på miljömålen

Mål	Direkt från anläggningen
1. Begränsad klimatpåverkan	-
2. Frisk luft	SO _x , NO _x , CO, VOC, Partiklar
3. Bara naturlig försurning	SO _x , NO _x , NH ₃
4. Giftfri miljö	Hg, dioxiner
7. Ingen övergödning	NO _x , NH ₃
13. Ett rikt odlingslandskap	-
15. God bebyggd miljö	Energibalans
	<i>Aska går till deponi</i>

Tabell 6: Antagna värden för energiflöden och kvantifierade emissioner från förbränningsprocessen.

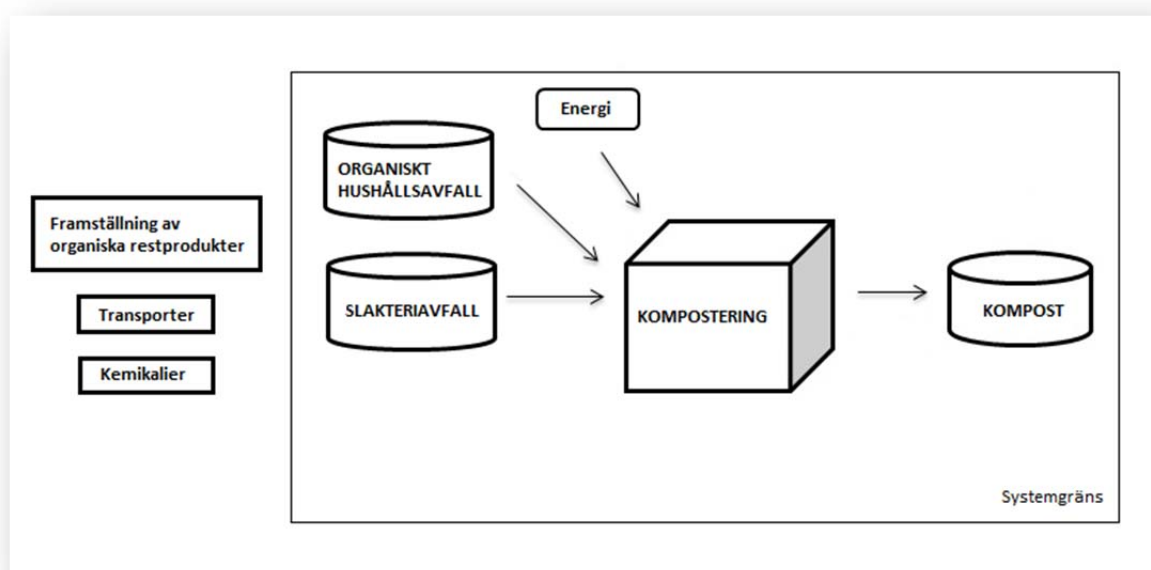
Antagna värden	

Energibehov	
- Drift: El	378 MJ/ton bränsle
- Drift: Värme	180 MJ/ton bränsle
- Förbehandling: El	267,77 MJ/ton bränsle
- Förbehandling: Värme	339,18 MJ/ton bränsle
Utvunnen energi	
- El	90 % av energin i bränslet
- Värme	1/3 av utvunnen energi
	2/3 av utvunnen energi
Indirekt energivinst	0
Kvantifierade emissioner	
- NO_x	0,15 g/MJ tillfört bränsle
- SO_x	1,30*(kg S/ton bränsle)
- CO	1 g/MJ tillfört bränsle
- VOC	0,1 g/MJ tillfört bränsle
- N₂O	10 mg/MJ tillfört bränsle
- Partiklar	10 g/ton tillfört bränsle
- NH₃	5 mg/MJ tillfört bränsle
- Hg	6 % av Hg i bränslet
- Dioxiner	0,0015 mg/ton bränsle

4.2.3 Antaganden för komposteringsprocessen

Anläggningen i studien är en öppen strängkomposteringsanläggning utan rening av frånluften. Det organiska materialet anländer till anläggningen, förbehandlas och komposteras. Kompostmaterialet håller en fukthalt på minst 50 % och vänds under komposteringen med hjälp av traktorer. Den färdiga produkten kompost används i anläggningsarbeten och sprids också med hjälp av traktorer. Toxiska ämnen går opåverkade genom komposten och återfinns i kompostjorden. Inga restprodukter finns. Figur 8 nedan visar en schematisk skiss över komposteringsprocessen.

Energi i form av el och fossila bränslen krävs för drift av anläggningen och vid spridning av kompost krävs ytterligare fossila bränslen. Ingen energiutvinning sker. Produkten kan inte ersätta något annat.



Figur 8: Schematisk skiss över komposteringsprocessen.

Emissioner från systemets delar och påverkan på miljömålen beskrivs i Tabell 7 nedan. Kvantifierade emissioner anges i fet stil och de icke kvantifierade är kursiva. Antagna värden på kvantifierade emissioner anges i Tabell 8. För källor, utförlig förklaring och resonemang, se bilaga C. För beräkningar, se bilaga D.

Tabell 7: Emissioner från komposteringsystemets och deras påverkan på miljömålen.

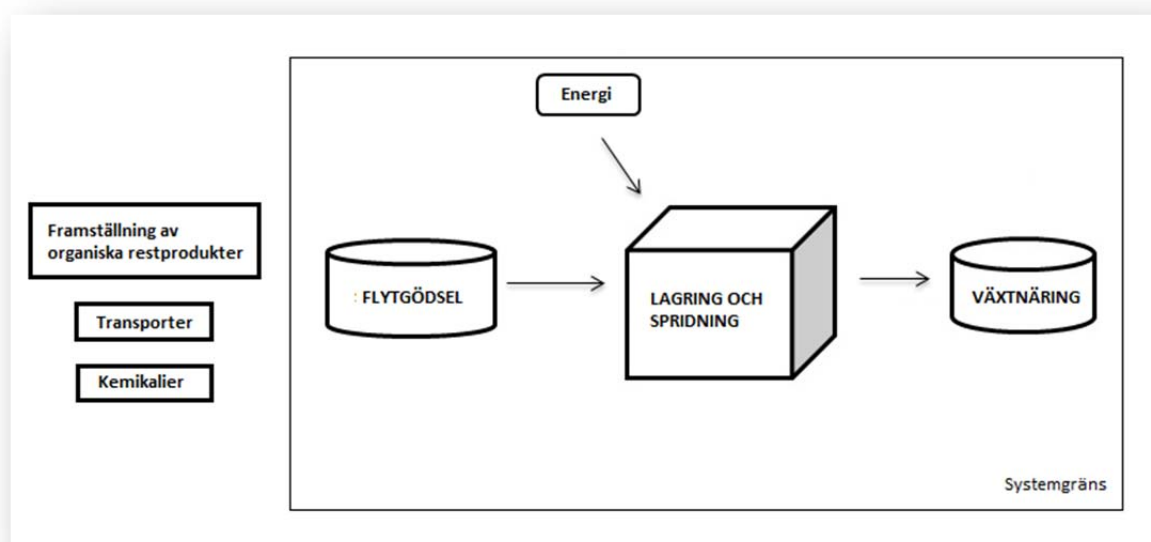
Mål	Direkt från anläggningen	El och diesel	Användning av kompost
1. Begränsad klimatpåverkan	CH₄, N₂O	CO₂, CH₄, N₂O	-
2. Frisk luft	<i>VOC</i>	SO₂, NO₂, CO, VOC	-
3. Bara naturlig försurning	NH₃	SO₂, NO_x, NH₃	-
4. Giftfri miljö		Tungmetaller, dioxiner	Tungmetaller, dioxiner
7. Ingen övergödning	NH₃	NH₃, NO_x	-
13. Ett rikt odlingslandskap	-	-	<i>Viss återföring av växtnäring och bättre markstruktur</i>
15. God bebyggd miljö	<i>Organiskt avfall behandlas biologiskt</i>	Energibalans	-

Tabell 8: Antagna värden för energiflöden och kvantifierade emissioner från komposteringsprocessen.

	Antagna värden
Energibehov	
- Drift: El	7 MJ/ton material
- Drift: Fordon	55 MJ/ton material
- Spridning av kompost	10,5 MJ/ton material
Utvunnen energi	0
Indirekt energivinst	0
Kvantifierade emissioner	
- CH₄	0,35 % av bildat CO ₂
- N-förlust	0,55903-0,01108*(C/N)
- N₂O	0,063*N-förlust
- NH₃	1,17*N-förlust

4.2.4 Antaganden för lagring och spridning av flytgödsel

I systemet studeras ett jordbruk där flytgödsel produceras, lagras och sprids. Flytgödseln antas här utgöras av flytgödsel och sprids med hjälp av en traktor som drar en spridare på släp. Energi i form av diesel behövs för driften av traktorerna. Flytgödseln antas kunna ersätta mineralgödsel. Eventuella toxiska ämnen följer med gödslet genom processen och inga restprodukter finns. Ingen energi utvinns vid lagring och spridning av gödsel. Figur 9 nedan visar en schematisk skiss över systemet.



Figur 9: Schematisk skiss över systemet lagring och spridning av flytgödsel

Emissioner från systemets delar och påverkan på miljömålen beskrivs i Tabell 9. De kursiverade ämnena har inte kunnat kvantifieras, vilket de fetmarkerade har. De kvantifierade emissionerna anges i Tabell 10 nedan. För källor, utförlig förklaring och resonemang, se bilaga C. För beräkningar, se bilaga D.

Tabell 9: Emissioner från lagring och spridning av flytgödsel och deras påverkan på miljömålen.

Mål	Diesel	Lagring	Spridning av flytgödsel
1. Begränsad klimatpåverkan	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	CH ₄ , N ₂ O	CH ₄ , N ₂ O
2. Frisk luft	SO ₂ , NO ₂ , CO, VOC	VOC	VOC
3. Bara naturlig försurning	SO ₂ , NO _x , NH ₃	NH ₃	NH ₃
4. Giftfri miljö	-	-	Tungmetaller, dioxiner
7. Ingen övergödning	NH ₃ , NO _x	NH ₃	NH ₃
13. Ett rikt odlingslandskap	-	-	Återföring av växtnäring
15. God bebyggd miljö	Energibalans	-	-

Tabell 10: Antagna värden för kvantifierade emissioner från lagring och spridning av flytgödsel.

Antagna värden

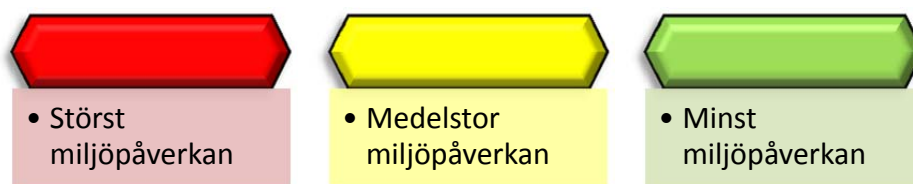
Energibehov	
Diesel för spridning av flytgödsel	20 MJ/ton flytgödsel
Utvunnen energi	
Indirekt energivinst: Mineralgödsel	0
	Proportionellt mot NH ₄ och P i flytgödsel
Kvantifierade emissioner	
- CH ₄	2,5 % av maximalt bildad CH ₄
- NH ₃ (spridning)	250 g/ton flytgödsel
- N ₂ O	41 g/ton flytgödsel

5. Resultat och analys

I detta kapitel presenteras resultaten från de kvantitativa och kvalitativa studierna i bilaga D. De analyseras med utgångspunkt i energibalans och klimatpåverkan, samt påverkan på resterande miljömål och är uppdelade efter typ av organisk restprodukt och de behandlingar de kan genomgå.

Den största vikten vid bedömningen läggs vid energi och klimat på grund av att dessa bedömningsgrunder genomgått en mer omfattande utredning. Därför dras slutsatsen i analysen framför allt utefter hur dessa två kategorier bedöms. Klimat och energi berörs av miljömål 1 och 15 och bedömningen av dem inkluderar systemens belastning på miljön i form av emissioner och förbrukad energi, samt systemens nytta i form av sparade emissioner och energiutvinning. Resterande miljömål kan inte bedömas i samma omfattning på grund av bristande data och bedöms därför översiktligt i en efterföljande, gemensam bedömning. I denna bedömning räknas endast den belastning som behandlingarna innebär på miljön med. Det innebär att nyttan med behandlingsmetoderna i form av sparade emissioner inte bedöms. Denna bedömning har därmed en underordnad betydelse för slutsatsen.

I studien jämförs de olika behandlingsmetoderna för varje studerad organisk restprodukt. Varje alternativ har tilldelats en färg, beroende på hur mycket de påverkar de studerade bedömningskategorierna. Det alternativ som påverkar kategorin negativt i störst utsträckning får en röd markering, det alternativ som påverkar kategorin negativt i minst utsträckning får en grön markering och alternativet i mitten får en gul markering. Två alternativ kan få samma färg om de anses påverka kategorin lika mycket. I Figur 10 nedan visas färgkoderna i sjunkande negativ miljöpåverkan från vänster till höger.



Figur 10: Färgkoderna som indikerar påverkan på bedömningskategorierna

Viktigt att påpeka är dock att bedömningen enbart jämför de studerade behandlingarna med varandra och har ingen koppling till hur mycket miljömålen egentligen påverkas av de olika behandlingsmetoderna. Ett behandlingsalternativ som egentligen är miljövänligt kan därmed få en röd markering om det ger större emissioner än de andra alternativen.

5.1 Organiskt hushållsavfall

I hushåll uppkommer en stor mängd organiskt hushållsavfall som efter utsortering kan behandlas biologiskt genom kompostering eller rötning. Av det hushållsavfall som uppkom år 2009 genomgick 13,8 %, det vill säga 1 166 430 ton, biologisk behandling. Mer än hälften av det biologiskt behandlade avfallet, 54 %, gick till kompostering och resterande mängd rötades. Det organiska avfall som inte utsorterades förbrändes tillsammans med övrigt avfall i avfallsförbränningsanläggningar.

De studerade alternativen är därmed:

- Biogasproduktion i en samröttningsanläggning
- Kompostering i en öppen strängkomposteringsanläggning
- Förbränning i en avfallsförbränningsanläggning

För beräkningar och kemisk sammansättning se bilaga D.

5.1.1 Emissioner från behandling av ett ton organiskt hushållsavfall

Alla efterföljande bedömningar utgår från dessa resultat från den kvantitativa och den kvalitativa studien av emissioner.

5.1.1.1 Kvantitativ studie

De kvantifierade emissionerna från behandling av ett ton organiskt hushållsavfall anges i Tabell 11 nedan.

Tabell 11: Kvantifierade emissioner från behandling av ett ton organiskt hushållsavfall

	Påverkar miljömål nr	Rötning	Förbränning	Kompostering
Energiförbrukning (MJ)	15	778	558	72,5
Utvunnen energi (MJ)	15	4 010	3 150	0
Indirekt energivinst (MJ)	1	143	0	0
Energikvot	15	5,16	5,65	0
Nettoenergiutbyte	15	3 230	2 590	-72,5
Emissioner (g)				
Fossil CO ₂	1	37 700	0	5 270
NO _x	2, 3, 7	2 140	525	1 970
SO _x	2, 3	28,2	103	0,53
CO	2	1 450	3 500	1 180
HC (=VOC)	2	396	350	307
N ₂ O	1	170	35,0	83,9
CH ₄	1	4 260	0	1 330
Partiklar	2	167	10,0	144
NH ₃	3, 7	1 030	17,5	29,0
Pb	4	3,01	0	3,00
Hg	4	0,01	0	0,01
Dioxiner	4	0	0	0
CO ₂ e	1	180 000	10 900	59 300
Sparade CO ₂ e	1	331 000	105 000	0
Netto, CO ₂ e	1	- 152 000	- 93 700	59 300
SO ₂ e	3	3 460	503	1 560
PO ₄ ³⁻ e	7	639	74,4	267

5.1.1.2 Kvalitativ studie

I Tabell 12 anges de emissioner som inte kan kvantifieras vid behandling av organiskt hushållsavfall, grupperade efter vilket miljömål de påverkar.

Tabell 12: Icke kvantifierade emissioner från behandling av organiskt hushållsavfall

Miljömål nr	Rötning	Förbränning	Kompostering
1. Begränsad klimatpåverkan	CH_4 , N_2O	-	-
2. Frisk luft	VOC	-	VOC
3. Bara naturlig försurning	NH_3	-	-
4. Gifrfri miljö	-	-	-
7. Ingen övergödning	NH_3	-	-
13. Ett rikt odlingslandskap	Näringsåterföring, markförbättring	-	Viss återföring av växtnäring och bättre markstruktur
15. God bebyggd miljö	Organiskt avfall behandlas biologiskt	Aska går till deponi	Organiskt avfall behandlas biologiskt

5.1.2 Miljöbedömning: Energi och klimat

Energi och klimat utgör huvuddelen av bedömningen och berörs av Miljömål 15 och Miljömål 1. Resterande miljömål bedöms översiktligt i en efterföljande, gemensam bedömning.

5.1.2.1 Energibalans

Miljömål 15 berör bland annat energiförbrukning. Energibalansen och nyttan med behandlingsmetoderna bedöms med hjälp av energikvoten och nettoenergiutbyte. Energitvoten är lika stor för rötning och förbränning. Ingen energi utvinns ur kompostering, vilket alltså får energikvot 0. Även nettoenergiutbytet är ungefär lika stort vid rötning som vid förbränning. Kompostering får ett negativt resultat och därför är det sämsta alternativet. Rötning och förbränning får dock anses vara lika bra alternativ sett till energibalans.

5.1.2.2 Klimatpåverkan

Miljömål 1 som berör klimatet påverkas av emissioner av CO_2 , CH_4 och N_2O som karakteriserats till CO_2e . Hänsyn tas både till emitterade och sparade CO_2e . Den absolut minsta klimatpåverkan står rötningen för, som till och med ger stora negativa emissioner av CO_2e . Även förbränning ger negativa emissioner av CO_2e , men inte lika stora som för rötning. Utöver de kvantifierade utsläppen tillkommer emissioner av N_2O från biogasanläggningen. Emissionerna är dock inte stora på grund av att halten N_2O i biogas är mycket liten och mängden biogas som slipper ut inte heller är stor. Vid spridning av rötrest uppkommer dock även emissioner av CH_4 , vilket ytterligare spår på rötningens miljöpåverkan. Totalt sett kommer den minsta klimatpåverkan från rötningen. Förbränning ger något större påverkan på klimatet, medan kompostering ger störst klimatpåverkan.

5.1.3 Miljöbedömning: Resterande miljömål

I bedömningen av de resterande miljömålen tas ingen hänsyn till sparade emissioner och denna bedömning ska därför betraktas som mer översiktlig. För emissioner, se

Tabell 11 (kvantifierade emissioner) och Tabell 12 (icke kvantifierade emissioner) ovan.

Miljömål 2: Frisk luft påverkas av emissioner av SO_x, NO_x, CO, VOC och partiklar. Rötning är den behandlingsmetod som ger mest emissioner för de flesta ämnen av dessa ämnen och den ger aldrig minst emissioner. Den största sammanlagda påverkan på miljömålet kommer därför från röttningsprocessen. Förbränningen ger något mindre emissioner som påverkar målet, och minst av allt påverkar kompostering.

Miljömål 3: Bara naturlig försurning påverkas av emissioner av SO₂, NO_x och NH₃ som karakteriserats till SO₂e. Eftersom röttningsprocessen både har störst kvantitativ och kvalitativ inverkan är det denna behandlingsmetod som påverkar miljömålet mest. Kompostering bidrar med ungefär hälften så stora emissioner som röttningsprocessen, och minst påverkan har förbränningen. Mängderna som inte kan kvantifieras är så små att de inte påverkar resultatet.

Miljömål 4: Giftfri miljö påverkas av emissioner av tungmetaller och dioxiner. Sett till spridning av tungmetaller påverkar rötning och kompostering mest, då alla toxiska ämnen går rakt igenom processerna och sedan sprids i naturen. Sett till emissioner av dioxiner är förbränningsprocessen den som påverkar miljömålet i störst utsträckning.

Miljömål 7: Ingen övergödning påverkas av emissioner av kväveföreningar (N-), bland annat NH₃ och NO_x, som karakteriserats till PO₄³⁻e. Rötning är den behandlingsmetod som ger den största sammanlagda påverkan på detta miljömål. Komposteringsprocessen ger mindre påverkan, och minst påverkan ger förbränning. De små emissionerna av NH₃ som inte kan kvantifieras påverkar inte utfallet.

Miljömål 13: Ett rikt odlingslandskap bedöms endast kvalitativt utifrån mängd återförd växtnäring och förbättrad markstruktur. Rötningens positiva påverkan på miljömålet är att rötresten efter rötning av rena produkter är näringsrik och då den används som biogödsel återförs näringsämnen och markstrukturen förbättras. De näringsämnen som finns kvar efter förbränning finns i askan och denna läggs på deponi eller används till anläggningsarbete sker ingen förbättring av vare sig näringsåterföring eller markstruktur i detta fall. Inte heller komposten kan användas för näringsåterföring i större skala, då näringsinnehållet inte är stort nog för att använda som gödsel. Komposten ger därför mindre nytta än rötresten och används ofta i rabatter eller till golfbanor, vilket gör att åkermarken inte får del av näringen som återförs. Rötningen ger alltså mest positiv påverkan på miljömålet eftersom den ger näring till marker där livsmedelsproduktion kan ske, och näringen sprids över ett större område. Kompost ger näringsåterföring till vissa platser, och förbränning inte alls.

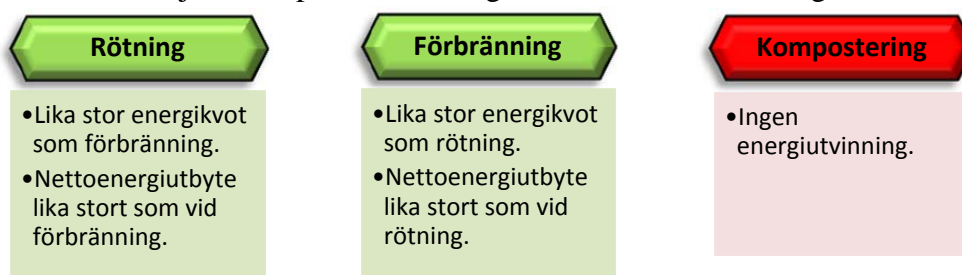
Miljömål 15: God bebyggd miljö har redan bedömts ur energisynpunkt vilket gör att andra delmål än energi bedöms här. Detta miljömål bedöms också kvalitativt på grund av dess omfattning och natur. Ett delmål är att organiskt avfall ska genomgå biologisk behandling. Både rötning och kompostering är ju biologisk behandling och förbränning är då det enda som påverkar delmålet negativt. Mängd avfall till deponi är ett annat delmål. Aska är det enda i studien som påverkar delmålet och ger ett negativt resultat för förbränning. Förbränning ger mest negativ påverkan på miljömålet då askan deponeras och förbränning inte är en biologisk behandlingsmetod.

Sammantagen bedömning av resterande miljömål

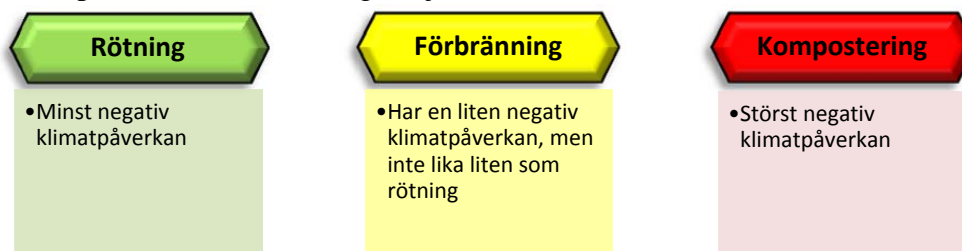
Den sammanlagda bedömningen av den påverkan som behandling av organiskt hushållsavfall på de utvalda miljömålen förutom energi och klimat, är att rötning har störst negativ påverkan på flest antal miljömål – fyra stycken. Detta beror på att energibehovet vid rötning är relativt stort, speciellt vid uppgradering. Då ingen hänsyn tas till sparade emissioner räknas inte heller den stora nytta som biogas har ur miljösynpunkt med i bedömningen. Förbränning påverkar nästan lika många miljömål mest negativt, tre stycken, medan kompostering är det bästa alternativet - det har störst negativ påverkan på endast ett av miljömålen.

5.1.4 Sammantagen miljöbedömning

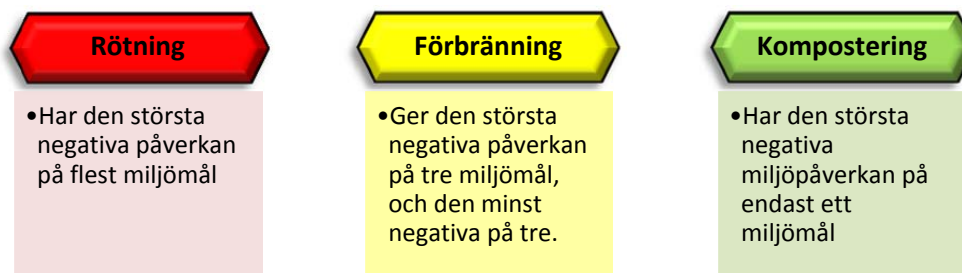
Miljöbedömningen som gjorts ovan kan visualiseras genom de färgmarkeringar som beskrivits i början av kapitlet. För energibalansen blir bedömningen:



Klimatpåverkan bedöms enligt följande:



Påverkan på övriga miljömål ger upphov till rangordningen:



Bedömningen ovan ger slutsatsen att med avseende på energi och klimat är rötning är den mest fördelaktiga behandlingsmetoden för slakteriavfall. Förbränning är den näst mest fördelaktiga behandlingsmetoden medan kompostering är den minst fördelaktiga ur klimat- och energisynpunkt. Påverkan på övriga miljömål har som beskrivits innan en underordnad betydelse, men rötningen är i detta avseende den sämsta behandlingsmetoden och kompostering den bästa.

5.2 Slakteriavfall

Slakteriavfall delas in i olika kategorier med avseende på hygieniska risker. Enligt EU:s förordning om hantering av animaliska biprodukter ska avfall från de olika kategorierna hanteras på olika sätt. Den största mängden avfall tillhör kategori 3 vilket innefattar delar av slaktade djur som inte visar tecken på sjukdom såsom mjukdelar, blod, hudar och skinn. I kategorin ingår också matavfall med animaliskt innehåll¹⁰². Kategori-3-avfall är det enda slakteriavfall som ingår i denna studie. Materialet måste genomgå veterinärbesiktning innan det får användas¹⁰³, men måste inte hygieniseras om det är det enda animaliska material som behandlas i en anläggning för biologisk behandling¹⁰⁴. Under 2009 rötades 114 727 ton slakteriavfall i Sverige, inklusive verksamhets slam¹⁰⁵.

De vanligaste hanteringsmetoderna av kategori 3-avfall från slakterier är rötning, förbränning och kompostering¹⁰⁶. Förr var en vanlig behandlingsmetod för animaliska biprodukter att separera fett och tillverka kött- och benmjöl av resterande material. Införda restriktioner rörande användandet av kött- och benmjöl som djurfoder gör att stora mängder av mjölet nu går till cementtillverkning eller förbränning. Tillverkningsprocessen av kött- och benmjöl kräver stora mängder energi och en annan, mer energisnål metod har därför införts. I metoden krossas och mals slakteriavfallet till ett bränsle kallat "Biomal", som sedan förbränns¹⁰⁷.

Animaliska biprodukter kan också användas inom kosmetiska, farmaceutiska eller tekniska produktioner samt till produktion av djurfoder. Denna användning är relativt liten och ingår därför inte i studien.

De studerade alternativen är därmed:

- Biogasproduktion i en samrötningsanläggning
- Kompostering i en öppen strängkomposteringsanläggning
- Förbränning i en förbränningsanläggning

För kemisk sammansättning samt beräkningar se bilaga D.

¹⁰² Norén et al (2008)

¹⁰³ Liljenström, S (2010)

¹⁰⁴ Jordbruksverket: Djur/Djurprodukter/Godkännande av anläggning

¹⁰⁵ Energimyndigheten m.fl (2010)

¹⁰⁶ Jordbruksverket: Djur/Djurprodukter/Döda djur och slaktbiprodukter

¹⁰⁷ Konvex: Biomal-konceptet samt Strömberg, B (2005)

5.2.1 Emissioner från behandling av ett ton slakteriavfall

Alla efterföljande bedömningar utgår från dessa resultat från den kvantitativa och den kvalitativa studien av emissioner.

5.2.1.1 Kvantitativ studie

De kvantifierade emissionerna från behandling av ett ton slakteriavfall anges i Tabell 13 nedan.

Tabell 13: Kvantifierade emissioner från behandling av ett ton slakteriavfall

	Påverkar miljömål nr	Rötning	Förbränning	Kompostering
Energiförbrukning (MJ)	15	846	1 160	72,5
Utvunnen energi (MJ)	15	6 390	4 077	0
Sparad energi (MJ)	1	641	0	0
Energikvot	15	7,56	3,50	0
Nettoenergiutbyte	15	5 550	2 910	-72,5
Emissioner (g)				
Fossil CO ₂	1	46 200	0	5 270
NO _x	2, 3, 7	2 040	680	1 970
SO _x	2, 3	35,6	999	0,53
CO	2	1 470	4530	1 180
HC (=VOC)	2	414	453	307
N ₂ O	1	156	45,3	89,3
CH ₄	1	6 680	0	1 940
Partiklar	2	162	10,0	144
NH ₃	3, 7	936	22,7	130
Pb	4	0,01	i.u	0
Hg	4	0	i.u	0
Dioxiner	4	i.u	0	0
CO ₂ e	1	235 000	14 000	73 700
Sparade CO ₂ e	1	564 000	114 000	0
Netto, CO ₂ e	1	-329 000	-100 000	73 700
SO ₂ e	3	3 220	1 520	1 630
PO ₄ ³⁻ e	7	593	96,3	302

5.2.1.2 Kvalitativ studie

Data för innehåll av tungmetaller saknas för slakteriavfallet. Djuren har troligtvis i de flesta fall varit ämnade för livsmedelsproduktion och därför antas inga skadliga mängder förekomma i slakteriavfallet. Dessutom saknas data för andra emissioner, som anges i Tabell 14 nedan.

Tabell 14: Icke kvantifierade emissioner vid behandling av slakteriavfall

Mål	Rötning	Förbränning	Kompostering
1. Begränsad klimatpåverkan	CH_4 , N_2O	-	-
2. Frisk luft	VOC	-	VOC
3. Bara naturlig försurning	NH_3	-	-
4. Giftfri miljö	Tungmetaller, Dioxiner	-	Tungmetaller, dioxiner
7. Ingen övergödning	NH_3	-	-
13. Ett rikt odlingslandskap	Näringsåterföring, markförbättring	-	Viss återföring av växtnäring och bättre markstruktur
15. God bebyggd miljö	Organiskt avfall behandlas biologiskt	Aska går till deponi	Organiskt avfall behandlas biologiskt

5.2.2 Miljöbedömning: Energi och klimat

Energi och klimat utgör huvuddelen av bedömningen och berörs av Miljömål 15 och Miljömål 1. Resterande miljömål bedöms översiktligt i en efterföljande, gemensam bedömning.

5.2.2.1 Energibalans

Miljömål 15 berör bland annat energiförbrukning. Energibalansen och nyttan med behandlingsmetoderna bedöms med hjälp av energikvoten och systemets nettoenergiutbyte. Rötning har den största energikvoten och nettoenergiutbytet och är alltså det bästa alternativet då mest energi kan utvinnas per enhet insatsenergi. Förbränning har en avsevärt mindre energikvotkvot och nettoenergiutbyte och kompostering innebär ingen energiutvinning alls.

5.2.2.2 Klimatpåverkan

Miljömål 1, som är kopplat till klimat, påverkas av emissioner av CO_2 , CH_4 och N_2O som karakteriserats till CO_2e . Hänsyn tas både till emitterade och sparade CO_2e . Kompostering ger störst negativ påverkan på detta mål. Rötning är den behandlingsmetod som påverkar miljömålet mest positivt, även om vissa icke kvantifierade emissioner förekommer. Dessa är dock inte nog stora för att minska den positiva effekt som rötningen innebär så mycket att förbränning ska bli det bästa alternativet. Förbränning har också en positiv påverkan på miljömålet, men inte lika stor som rötningen.

5.2.3 Miljöbedömning: Resterande miljömål

I bedömningen av de resterande miljömålen tas ingen hänsyn till sparade emissioner och denna bedömning ska därför betraktas som mer översiktlig. För emissioner, se Tabell 13 (kvantifierade emissioner) och Tabell 14 (icke kvantifierade emissioner) ovan.

Miljömål 2: Frisk luft påverkas av emissioner av SO_x, NO_x, CO, VOC och partiklar. Kompostering ger minst påverkan i detta fall, rötning och förbränning ger störst påverkan. Förbränning har i vissa fall mycket större utsläpp och anses därför ge en större negativ påverkan.

Miljömål 3: Bara naturlig försurning påverkas av emissioner av SO₂, NO_x och NH₃ som karakteriserats till SO₂e. Rötning påverkar miljömålet negativt i störst omfattning. Förbränning och kompostering har ungefär lika stor negativ påverkan på miljömålet, men kompostering något mer än förbränning då emissionerna är något större.

Miljömål 4: Giftfri miljö påverkas av emissioner av tungmetaller och dioxiner. Gällande spridning av tungmetaller påverkar rötning mest. Ingen uppgift finns för förbränning, men nästan alla tungmetaller renas bort. Kompostering ger därför något större påverkan. Den enda behandlingsmetod som släpper ut dioxiner är förbränning.

Miljömål 7: Ingen övergödning påverkas av emissioner av kväveföreningar (N-), bland annat NH₃ och NO_x som karakteriserats till PO₄³⁻ e. Rötning är den behandlingsmetod som har störst negativ påverkan på miljömålet. Kompostering påverkar näst mest och förbränning minst av alla.

Miljömål 13: Ett rikt odlingslandskap bedöms endast kvalitativt utifrån mängd återförd växtnäring och förbättrad markstruktur. Rötning har positiv påverkan på miljömålet då rötresten är näringsrik och vid användning av rötrest som biogödsel återförs näringsämnen och markstrukturen förbättras. Efter förbränning finns näringsämnena kvar i askan som läggs på deponi eller används till anläggningsarbete. Därför sker ingen förbättring av vare sig näringsåterföring eller markstruktur. Kompost är inte nog näringsrikt för att kunna användas som gödsel, utan används i rabatter eller till golfbanor. Därmed får åkermarken inte del av näringen som återförs och komposten ger mindre nytta än rötresten. Rötningen är den mest fördelaktiga behandlingsmetoden eftersom den ger näring till marker där livsmedelsproduktion kan ske, och näringen sprids över ett större område.

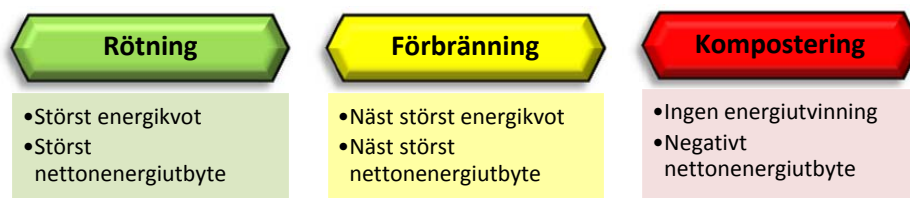
Miljömål 15: God bebyggd miljö bedöms efter andra delmål än energi, då en bedömning av denna redan gjorts. Detta miljömål bedöms också kvalitativt på grund av dess omfattning och natur. Ett delmål är att organiskt avfall ska genomgå biologisk behandling. Både rötning och kompostering är biologisk behandling och ger en positiv påverkan på delmålet, medan förbränning påverkar delmålet negativt. Mängd avfall till deponi är ett annat delmål. Aska är det enda i studien som påverkar delmålet och ger ett negativt resultat för förbränning. Totalt sett blir därför förbränning är det sämsta alternativet, bäst är rötning och kompostering.

Sammantagen bedömning av resterande miljömål

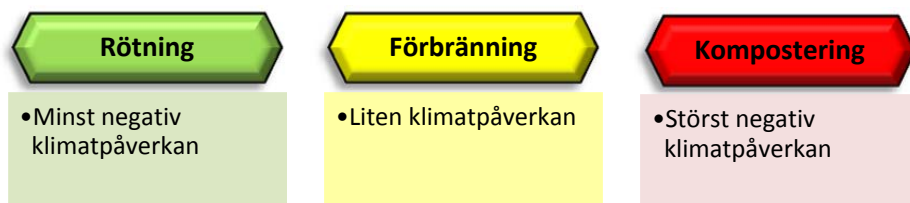
Förbränning har den största negativa miljöpåverkan på flest antal miljömål i bedömningen – fyra stycken. Rötningen är nästan lika illa då den påverkar tre miljömål mest negativt, men tack vare att det också har minst negativ påverkan på tre miljömål anses det vara ett bättre alternativ. Det bästa alternativet är kompostering. Detta beror främst på att energiförbrukningen inte är så hög. Däremot tas inte hänsyn till positiv miljöpåverkan, vilket skulle medföra mer positiva resultat för de två andra behandlingsmetoderna.

5.2.4 Sammantagen miljöbedömning

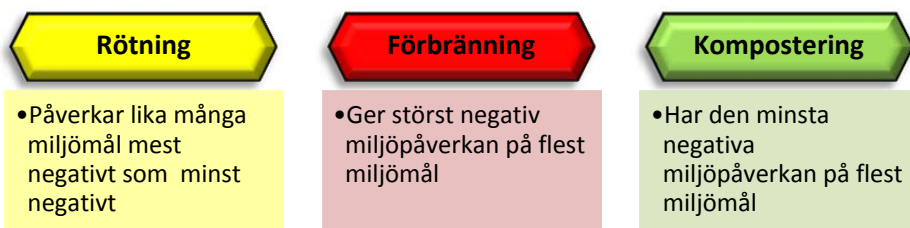
Miljöbedömningen som gjorts ovan kan visualiseras genom de färgmarkeringar som beskrivits i början av kapitlet. För energibalansen blir bedömningen:



Klimatpåverkan bedöms enligt följande:



Påverkan på övriga miljömål ger upphov till rangordningen:



Bedömningen ovan ger slutsatsen att med avseende på energi och klimat är rötning är den mest fördelaktiga behandlingsmetoden för slakteriavfall. Förbränning är den näst mest fördelaktiga behandlingsmetoden och kompostering den minst fördelaktiga. Påverkan på övriga miljömål har som beskrivits innan en underordnad betydelse, men här är förbränning det sämsta alternativet och kompostering det bästa.

5.3 Flytgödsel

Sammansättning av gödsel varierar mellan olika djurslag beroende på kost- och ströförhållanden¹⁰⁸. I Sverige produceras varje år ungefär 21 miljoner ton stallgödsel. Av stallgödseln är nötgödsel den vanligaste typen, 84 %, och svinggödsel uppgår till 13 %. Frånsett slam är stallgödsel det vanligaste substratet för biogasproduktion i de svenska anläggningarna idag och varje år tillförs ungefär 205 000 ton stallgödsel till rötningsanläggningar.

Stallgödseln delas in i olika kategorier efter TS-halt. Flytgödsel har en TS-halt som är mindre än 12 %¹⁰⁹. Flytgödsel är en typ av stallgödsel och i denna studie behandlas endast flytgödsel från nöt, då de största gödselmängderna är av denna typ. Förutom att rötas kan flytgödsel spridas som gödsel på åkrar och marker. De studerade alternativen är därmed:

- Biogasproduktion i en samrötningsanläggning
- Lagring och spridning inom ett jordbruk

För kemisk sammansättning och beräkningar se bilaga D.

¹⁰⁸ Schuster, R & Strömberg, B (1997)

¹⁰⁹ JTI: Bioenergiportalen/Råvaror /Gödsel

5.3.1 Emissioner från behandling av ett ton flytgödsel

Alla efterföljande bedömningar utgår från dessa resultat från den kvantitativa och den kvalitativa studien av emissioner.

5.3.1.1 Kvantitativ studie

De kvantifierade emissionerna från behandling av ett ton flytgödsel anges i Tabell 15 nedan.

Tabell 15: Kvantifierade emissioner från behandling av ett ton flytgödsel

	Påverkar miljömål nr	Rötning	Lagring och spridning av flytgödsel
Energiförbrukning (MJ)	15	171	20
Utvunnen energi (MJ)	15	423	0
Sparad energi (MJ)	1	117	0
Energikvot	15	2,48	0
Nettoenergiutbyte	15	252	-20
Emissioner (g)			
Fossil CO ₂	1	6 680	1 420
NO _x	2, 3, 7	561	603
SO _x	2, 3	4,69	0,01
CO	2	359	360
HC (=VOC)	2	94,4	93,6
N ₂ O	1	45,9	66,2
CH ₄	1	468	275
Partiklar	2	42,8	43,9
NH ₃	3, 7	280	251
Pb	4	0	i.u
Hg	4	0	i.u
Dioxiner	4	i.u	i.u
CO ₂ e	1	30 700	27 700
Sparade CO ₂ e	1	41 800	7 770
Netto, CO ₂ e	1	-11 000	20 000
SO ₂ e	3	925	895
PO ₄ ³⁻ e	7	171	166

5.3.1.2 Kvalitativ studie

De icke kvantifierade emissionerna anges i Tabell 16 nedan.

Tabell 16: Icke kvantifierade emissioner vid behandling av flytgödsel

Mål	Rötning	Lagring och spridning
1. Begränsad klimatpåverkan	CH_4 , N_2O	N_2O
2. Frisk luft	VOC	VOC
3. Bara naturlig försurning	NH_3	NH_3
4. Giftfri miljö	Tungmetaller, dioxiner	Tungmetaller, dioxiner
7. Ingen övergödning	NH_3	NH_3
13. Ett rikt odlingslandskap	Näringsåterföring, markförbättring	Näringsåterföring, markförbättring
15. God bebyggd miljö	Organiskt avfall behandlas biologiskt	-

5.3.2 Miljöbedömning: Energi och klimat

Energi och klimat utgör huvuddelen av bedömningen och berörs av Miljömål 15 och Miljömål 1. Resterande miljömål bedöms översiktligt i en efterföljande, gemensam bedömning.

5.3.2.1 Energibalans

Miljömål 15 berör bland annat energiförbrukning. Energibalansen och nyttan med behandlingsmetoderna bedöms med hjälp av energikvoten och systemets nettoenergiutbyte. Rötning är det bästa alternativet ur energisynpunkt, både sett till energikvot och nettoenergiutbyte.

5.3.2.2 Klimatpåverkan

Miljömål 1 påverkas av emissioner av CO_2 , CH_4 och N_2O som karakteriserats till CO_2e . Hänsyn tas både till emitterade och sparade CO_2e . Lagring och spridning av flytgödsel ger klart störst negativ påverkan på klimatet då emissionerna av växthusgaser är större än från rötningen. De icke kvantifierade emissionerna är inte stora nog för att påverka det kvantifierade resultatet.

5.3.3 Miljöbedömning: Resterande miljömål

I bedömningen av de resterande miljömålen tas ingen hänsyn till sparade emissioner och denna bedömning ska därför betraktas som mer översiktlig.

Miljömål 2: Frisk luft påverkas av emissioner av SO_x, NO_x, CO, VOC och partiklar. Rötning samt lagring och spridning påverkar miljömålet i ungefär lika stor utsträckning.

Miljömål 3: Bara naturlig försurning påverkas av emissioner av SO₂, NO_x och NH₃ som karakteriserats till SO₂e. De båda behandlingsmetoderna har ungefär lika stor påverkan på miljömålet. Möjligtvis kan de icke kvantifierbara emissionerna vara något större från lagring av flytgödsel, då rötningen utförs i helt täta behållare. Det är dock svårt att ge ett entydigt svar om vilken som påverkar miljömålet mest.

Miljömål 4: Giftfri miljö påverkas av emissioner av tungmetaller och dioxiner. De båda behandlingsmetoderna ger upphov till lika stor spridning av tungmetaller och dioxiner från spridning av gödningsmedel, men på grund av energiförbrukningen ger rötningen större sammantagen miljöpåverkan gällande tungmetaller.

Miljömål 7: Ingen övergödning påverkas av emissioner av kväveföreningar (N-), bland annat NH₃ och NO_x, som karakteriserats till PO₄³⁻e¹¹⁰: Eftersom de kvantitativa resultaten är så lika i detta avseende får de kvalitativa argumenten avgöra. Generellt är näringen i örötad flytgödsel relativt svårtillgänglig och kan inte tas upp direkt av växterna. Om flytgödseln istället rötas omvandlas det organiskt bundna kvävet till ammoniumkväve som är lättare för växterna att ta upp. Därmed minskar andelen kväve som lakas ut från marken till grundvattnet och orsakar övergödning i vattendrag. Lagring och spridning av örötad flytgödsel är därmed det alternativ som påverkar miljömålet mest.

Miljömål 13: Ett rikt odlingslandskap bedöms endast kvalitativt utifrån mängd återförd växtnäring och förbättrad markstruktur. Neringen i örötad flytgödsel är, som beskrivits ovan, relativt svårtillgänglig för växterna, men om flytgödseln istället rötas blir andelen lättillgängligt kväve större. Dessutom minskar lukten vid gödslingen avsevärt om biogödsel sprids istället för örötad flytgödsel. Rötning medför också att andelen sjukdomsalstrande organismer i flytgödseln sjunker¹¹¹. Rötad och örötad flytgödsel innehåller samma mängd tungmetaller och dioxiner, som ju inte bryts ned i rötammaren. I båda fallen sprids innehållet till miljön vid gödslingen. Rötning totalt sett har en större positiv påverkan på miljömålet då andelen växttillgänglig näring är större.

Miljömål 15: God bebyggd miljö bedöms genom andra delmål än energi, då detta delmål redan har behandlats. Miljömål 15 bedöms också kvalitativt på grund av dess omfattning och natur. Ett delmål gäller att organiskt avfall ska genomgå biologisk behandling. Enbart rötning innebär biologisk behandling, som då påverkar delmålet positivt. Ett annat delmål rör mängd avfall till deponi, men ingen av behandlingsmetoderna innebär deponering av material. Totalt påverkar rötning miljömålet mest positivt.

¹¹⁰ Baumann, H & Tillman, A-M (2004)

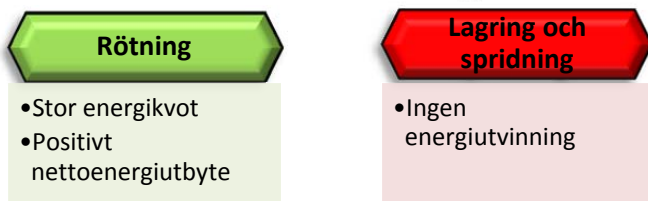
¹¹¹ Avfall Sverige (2007), rapport U2007:02

Samman tagen bedömning av resterande miljömål

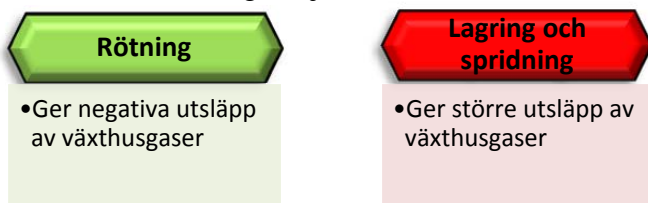
Lagring och spridning av flytgödsel har störst negativ påverkan på tre miljömål, medan rötning endast har det i ett fall. Rötning har den minsta påverkan negativa på tre miljömål, medan lagring och spridning enbart har det i ett fall. Påverkan på tre av miljömålen anses vara lika stor. Rötning är därför det bästa alternativet gällande emissioner som påverkar alla miljömål i studien förutom energi och klimat.

5.3.4 Samman tagen miljöbedömning

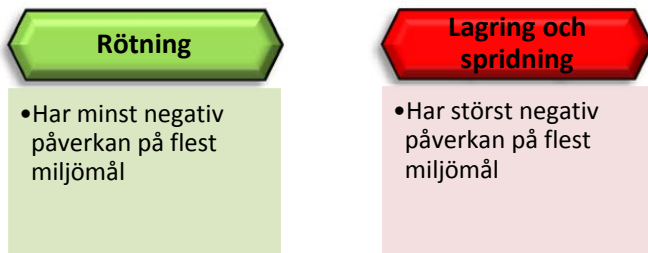
Miljöbedömningen som gjorts ovan kan visualiseras genom de färgmarkeringar som beskrivits i början av kapitlet. För energibalansen blir bedömningen:



Klimatet bedöms enligt följande:



Påverkan på övriga miljömål ger upphov till rangordningen:



Bedömningen ovan ger slutsatsen att med avseende på energibalans och klimatpåverkan är rötning är den mest fördelaktiga behandlingsmetoden för flytgödsel. Detsamma gäller för påverkan på resterande miljömål, vilket är av underordnad betydelse då denna bedömning inte är fullständig.

6. Diskussion och förslag till fortsatt arbete

I detta kapitel diskuteras studiens upplägg och resultat. Förslag ges till ytterligare arbete inom området.

6.1 Diskussion

6.1.1 Metod

Den metod för strategisk miljöbedömning som använts i studien tar både hänsyn till kvantitativa och kvalitativa aspekter. Valet av metod beror till stor del på den avsaknad av data som finns inom delar av systemen. Ett alternativ till denna metod skulle kunna vara en fullständig LCA av de studerade systemen. Detta är en tidskrävande och omständlig metod som skulle innebära en långt större tidsåtgång och arbetsbelastning än examensarbetet tillåter. För att underlätta arbetet skulle olika modeller eller beräkningsverktyg kunna användas, exempelvis den datorbaserade modellen ORWARE eller liknande. Sådana modeller är ofta utformade för analyser av specifika avfallshanteringssystem och inte för generella fall. Ett analysverktyg av det slaget kan inte ta hänsyn till de kvalitativa aspekterna av studien, varför de inte kunnat användas i denna studie. Dock skulle en beräknande modell eller analysverktyg ha givit mer omfattande resultat för de kvantitativa beräkningarna, eftersom sparade emissioner då enkelt skulle kunna räknas fram för alla miljömål. De kvalitativa delarna måste dock fortfarande vägas in i resultatet, vilket skulle bli ett omfattande arbete. Tillförlitligheten till resultaten från beräkningarna beror på hur korrekta indata är, vilket ju inte skulle förändras. Därmed behöver resultaten inte nödvändigtvis vara mer tillförlitliga.

6.1.2 Jämförelse med tidigare studier

I kapitel 2.5 beskrivs resultat från tidigare studier.

För organiskt hushållsavfall kan resultaten från IVL-rapporterna ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi” och ”Hur ska hushållsavfallet tas om hand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder” delvis jämföras med resultaten från denna studie då samma behandlingsmetoder jämförts, men på kommunnivå. I IVL-rapporterna dras slutsatsen att kompostering ger större miljöpåverkan än rötning och förbränning och att ingen energiutvinning är möjlig vid kompostering, vilket påverkar resultaten. Ingen entydig slutsats i miljöpåverkan kan dras mellan rötning och förbränning. Då biogasen uppgraderas till fordonsgas innebär rötningen en större energiförbrukning än förbränning gör. Dessutom ger rötning lägre utsläpp av växthusgaser¹¹². Dessa resultat stämmer väl överens med de från denna studie.

Denna studie skiljer sig något från Chalmers-studien ”Biobränsle från hushållsavfall – kommunal kompostering ohållbar”, då biogasen i Chalmers-studien antas användas till produktion av el och värme, medan den här uppgraderas till fordonsgas. Dess slutsats att förbränning är ett bättre alternativ än rötning baseras på det låga energiutbyte som biogasproduktionen innebär, vilket inte är sant enligt denna studie

¹¹² Sundqvist et al (1999a) och Sundqvist et al (2002)

trots uppgradering. Chalmers-studien är en kvalitativ studie medan denna studie inkluderar både kvantitativa och kvalitativa aspekter, varför resultaten kan skilja sig åt. Att kompostering är det miljömässigt sämsta alternativet är dock en slutsats i båda studierna.

Jämfört med examensarbetet från Luleå universitet skiljer sig resultatet något i denna studie. Där dras slutsatsen att förbränning är ett sämre alternativ än rötning och kompostering, vilket beror på att dioxiner och flygaska bildas vid förbränning. I denna studie har miljöpåverkan från flygaskan avgränsats och fokus ligger på energi och klimat, varför slutsatserna blir annorlunda¹¹³.

Med avseende på behandling av stallgödsel har slutsatserna i JTI-studien ”Gårdsbaserad biogasproduktion – system, ekonomi och klimatpåverkan” och ett examensarbete från högskolan i Kristianstad, studerats. Enligt studierna kommer den största miljöpåverkan från orötad gödsel, jämfört med rötad. Att röta gödsel innebär stora klimat- och miljövinster, jämfört med att sprida orötad gödsel¹¹⁴. Dessa slutsatser stämmer väl överens med de som framkommit gällande flytgödsel i denna studie.

Inga jämförande studier av slakteriavfall har påträffats.

6.1.3 Felkällor

Indata är hämtade från flertalet olika källor. Trots att dessa har bedömts som trovärdiga kan felaktigheter i indata eller beräkningar förekomma. Data har hämtats från en mängd olika källor som alla baseras på olika antaganden och har olika systemgränser. Detta kan ge upphov till fel i de beräkningar som utförts i denna studie.

6.1.4 Vått djurfoder

Vid behandling av slakteriavfall är en alternativ behandlingsmetod tillverkning av vått djurfoder. Även denna behandlingsmetod har undersökts i denna studie, men kan inte inkluderas i resultatet. Detta beror på svårigheter gällande antaganden för tillverkningsprocessen, vad produkten ersätter samt bristande tillgång till data. En form av tillverkning av vått djurfoder har studerats och processen samt beräkningar för den beskrivs närmare i bilaga D5.

Då dessa resultat jämfördes med övriga de från övriga behandlingsmetoder var slutsatserna att med avseende på energibalans och klimatpåverkan var behandlingsmetoden den sämsta, jämte kompostering. Detta beror på avsaknaden av energiutvinning i de båda behandlingarna. Vid påverkan på resterande miljömål gav tillverkning av djurfoder den allra minsta påverkan av alla behandlingsmetoder. Anledningen till detta är de antaganden som gjorts – de enda emissioner som förekommer är de som härrör från energianvändningen. Detta är inte en helt rimlig slutsats och inkluderas därmed inte i studien.

¹¹³ Forsberg & Olofsson (2003)

¹¹⁴ Edström et al (2008) och Ledström, M & Svensson, A (2005)

6.2 Förslag till fortsatt arbete

Då bedömningen av påverkan på andra miljömål än de som berör energi och klimat inte är fullständig i detta examensarbete är det av största vikt att färdigställa denna analys i ett fortsatt arbete. I denna studie har systemens belastning på miljön bedömts för alla studerade miljömål, men nyttan med dem har endast bedömts för energi och klimat. Nyttan som systemen innebär för resterande miljömål, i form av sparade emissioner, måste bedömas för att ge en fullständig bild av den miljöpåverkan de studerade systemen har.

I arbetet har vissa antaganden gjorts för att kvantifiera emissioner från systemen. Dessa antagna emissioner skulle kunna utökas till att innefatta studier av fler ämnen. Då viss data inte är tillgänglig skulle en mer omfattande undersökning av framför allt utländsk litteratur kunna göras. Om möjligt skulle litteraturstudier även kunna kompletteras med försök eller provtagning för de områden där data saknas helt. För att göra studien mer omfattande skulle de studerade systemen med kunna utökas till att även innefatta kemikalieanvändning och utsläpp av föroreningar via vatten. De dragna systemgränserna kan också på andra sätt utvidgas till en mer omfattande studie. Möjligheten att genomföra en livscykelanalys på systemen är intressant och kan utforskas vidare.

För att verifiera resultaten kan ett analysverktyg användas för de kvantitativa delarna av studien. Detta är dock inte applicerbart för den kvalitativa studien.

En annan intressant infallsvinkel är att beräkna emissioner per energienhet eller liknande.

Denna studie visar endast på vilken av de aktuella behandlingsmetoderna som påverkar miljömålen mest, men inte hur stor deras faktiska påverkan på miljömålen egentligen är. Att visa på detta i en vidare studie kan ge en större förståelse till vilken miljöpåverkan de studerade behandlingsmetoderna verkligen ger och vilka alternativ som är de bästa.

I studien kan vissa generaliseringar eller resonemang ge upphov till att resultatet inte helt överensstämmer med verkligheten. Det kan gälla olika typer av antaganden eller tillvägagångssätt i behandlingsmetoderna, som i sådana fall kan behöva korrigeras.

7. Slutsats

I detta kapitel presenteras slutsatserna om vilken behandlingsmetod som är den bästa ur miljösynpunkt för varje organisk restprodukt.

Följande slutsatser utgår från miljöbedömning med fokus på energibalans och klimatpåverkan:

- Vid behandling av organiskt hushållsavfall är den mest fördelaktiga behandlingsmetoden rötning. Den näst bästa behandlingsmetoden med avseende på energibalans och klimatpåverkan är förbränning och minst fördelar har kompostering.
- Vid behandling av slakteriavfall är den fördelaktiga behandlingsmetoden rötning. Den näst bästa behandlingsmetoden med avseende på energibalans och klimatpåverkan är förbränning. Kompostering bedöms som det sämsta alternativet.
- Vid behandling av flytgödsel är den mest fördelaktiga behandlingsmetoden rötning. Lagring och spridning ger den största negativa påverkan på energibalans och klimatpåverkan och är därmed det sämsta alternativet av de två.

För bedömning av påverkan på miljömål 2, 3, 4, 7, 13 och vissa delmål under miljömål 15 krävs ytterligare studier för att kunna dra en slutsats som ger en bild av systemens belastningar och deras nytta. Systemens belastningar på ovan nämnda miljömål har bedömts i studien, genom bedömning av de emissioner som påverkar dem. Detta utan hänsyn till den nytta som systemen innebär genom att produkt eller restprodukt kan ersätta något annat. Detta kan därför inte ses som en slutgiltig miljöbedömning av ovan nämnda miljömål, utan enbart en redogörelse för vilken behandlingsmetod som innebär de största belastningarna.

- Vid behandling av organiskt hushållsavfall är den behandlingsmetod som ger störst negativ påverkan på ovan nämnda miljömål rötning. Förbränning ger mindre negativ påverkan och minst påverkan ger kompostering.
- Vid behandling av slakteriavfall är den behandlingsmetod som ger störst negativ påverkan på ovan nämnda miljömål förbränning. Rötning ger något mindre negativ påverkan och kompostering ger den minsta påverkan av alla behandlingsmetoder.
- Vid behandling av flytgödsel kommer den största negativa påverkan på ovan nämnda miljömål från lagring och spridning.

Referenser

Alpha-Gamma Technologies, Inc (2000). *Emission factor documentation for AP-42, Section 3.1: Stationary gas turbines.*

Andersson, Arne (1999). *Stallgödsel användningen – miljö – och uthållighetsaspekter.* Fakta jordbruk nr 19, 1999, SLU.

Avfall Sverige

- *Avfallshantering/Biologisk återvinning/kompostering*
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/biologisk-atervinning/kompostering/> (uppdaterad 2010, besökt oktober 2010)
- *Avfallshantering/Deponering.*
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/deponering/> (uppdaterad 2010, besökt oktober 2010)
- *Avfallshantering/Energiåtervinning/Tekniken.*
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/energiatervinning/tekniken/> (uppdaterad 2010, besökt september 2010)
- *Avfallshantering/Energiåtervinning/Rester.*
<http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/energiatervinning/rester/> (uppdaterad 2010, besökt oktober 2010)

Avfall Sverige (2005). *Användning av biogödsel.* RVF Utveckling 2005:10. En rapport från BUS-projektet.

Avfall Sverige (2005). *Utvärdering av storskaliga system för kompostering och rötning av källsorterat bioavfall. Bilaga 1a: Teknisk utvärdering röttningsanläggningar.* RVF Utveckling 2005:06. En rapport från BUS-projektet.

Avfall Sverige (2005). *Utvärdering av storskaliga system för kompostering och rötning av källsorterat matavfall. Bilaga 1c: Teknisk utvärdering kompostanläggningar.* RVF rapport 2005:06 - En rapport från BUS-projektet.

Avfall Sverige (2005). *Utvärdering av storskaliga system för kompostering och rötning av källsorterat bioavfall. Bilaga 3: Utvärdering av miljöpåverkan.* RVF Utveckling 2005:06 - En rapport från BUS-projektet.

Avfall Sverige (2007). *Åtgärder mot lukt. Erfarenheter från svenska anläggningar för behandling av bioavfall.* Rapport 2007:04.

Avfall Sverige (2007). *Frivilligt åtagande – inventering av utsläpp från biogas- och uppgraderingsanläggningar.* Rapport U2007:02. ISSN 1103-4092.

Avfall Sverige (2008). *Minimering av lukt från kompostering av matavfall genom processoptimering. Ett nordiskt samarbetsprojekt.* Rapport 2008:10.

Avfall Sverige (2008). *Slaggrus för sammansatta obundna material i väg- och anläggningsbyggande. Handbok.* Rapport 2008:06. ISSN 1103-4092.

Avfall Sverige (2009). *Frivilligt åtagande. Kartläggning av metanförkluster från biogasanläggningar 2007-2008.* ISSN 1103-4092.

Avfall Sverige (2010). *Svensk avfallshantering 2010*.

Baumann, Henrikke & Tillman, Anne-Marie (2004). *The Hitch Hiker's guide to LCA. An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Studentlitteratur.

Bendz et al (2006). *Projekt Vändöra: En studie av långtidsegenskaper hos en väg anlagd med bottenaska från avfallsförbränning*. Värmeforsk rapport 964. ISSN 1653-1248.

Bollnäs kommun (2006). *Miljörapport 2005, Säverstaverket*.

Börjesson, P & Berglund, M. (2003). *Energianalys av biogassystem*. Lunds tekniska högskola, rapport nr 44. ISSN 1102-3651.

Börjesson, P & Berglund, M. (2003). *Miljöanalys av biogassystem*. Lunds tekniska högskola, rapport nr 45. ISSN 1102-3651.

Carlsson, My & Uldal, Martina (2009). *Substrathandbok för biogasproduktion*. SGC-rapport nr 200.

CEWEP – Confederation of European Waste-toEnergy Plants (2010). *Country Report 2010 Sweden*. Broschyr.

CPM: Center for Environmental Assessment of Product and Material Systems.
SPINE@CPM database.
<http://www.cpm.chalmers.se/CPMDatabase/Scripts/General.asp?QBase=Process>
(uppdaterad 2008, besökt oktober – november 2010)

Cuetos et al (2007). *Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. Elsevier B.V.

Cylinda. *Våra produkter/Kyl/frys, Kylskåp & frysar/Frysboxar/Frysbox FB 500*
<http://www.cylinda.se/Vara-produkter/Kok/Kylskap--Frysar/Frysboxar/FRYSBOX-FB-500/?vy=detaljer> (uppdaterad 2010, besökt december 2010)

Edström, M. & Nordberg, Å.(2004). *Producera biogas på gården – gödsel, avfall och energigrödor blir värme och el*. JTI informerar, nr 107.

Edström et al (2006). *Metoder för avfallshantering vid småskalig slakt*. JTI-rapport 37, kretslopp & avfall.

Edström et al (2007). *Energiutbyte från åkergrödor – några exempel från odling till användning*. JTI informerar, nr 117.

Edström et al (2008). *Gårdsbaserad biogasproduktion – system, ekonomi och klimatpåverkan*. JTI-rapport 42, kretslopp & avfall.

Energimyndigheten m.fl.(2010) *Produktion och användning av biogas år 2009*. ES 2010:05. ISSN 1654-7543

Engman, Per-Ola. Klassfoder AB, Sundsvall. Telefonintervju november 2010.

Eriksson, Agneta. Fodax Foder AB, Nässjö. Telefonintervju november 2010.

EU INTERREG IIIC & EU INTERREG IVC. *Air Quality in Europe/Pollution basics*. http://www.airqualitynow.eu/pollution_home.php (uppdaterad 2010, besökt november 2010)

Finnveden et al (2004). *Strategisk miljöbedömning inom energisektorn*. FMS-rapport 2004:3. ISSN 1652-5442.

Finnveden et al (1995). *Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment*. J. Cleaner Prod. Vol. 3, No 4, pp 189-199.

Forsberg, Maria & Olofsson, Anna (2003). *Köksavfallskvarnar – ett behandlingsalternativ för blött organiskt avfall?* Examensarbete, Luleå universitet.

GEF – Global Environment Facility (2009). *Technical report on energy efficiency and production of unintended POPs*.

Jarvis, Å. & Schnürer, A.(2009). *Mikrobiologisk handbok för biogasanläggningar*. SGC rapport 207.

Johansson et al (2009). *Drift och underhåll av avfallsförbränningsanläggningar – utveckling av en metod för kostnadsjämförelser av olika teknik- och strategival*. Waste Refinery projektnummer WR-09. ISSN 1654-4706.

Jordbruksverket

- *Djur/Djurprodukter/Godkännande av anläggning*
<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/djur/djurprodukter/godkannandeavanlaggning.4.207049b811dd8a513dc80004115.html> (uppdaterad 2010, besökt december 2010)
- *Djur/Djurprodukter/Döda djur och slaktbiprodukter*
<http://www.sjv.se/amnesomraden/djur/djurprodukter/dodadjurochslaktbiprodukter.4.207049b811dd8a513dc80003872.html> (uppdaterad 2010, besökt december 2010)

Jordbruksverket (2009). *Växthusgaser från jordbruket – en översikt av utsläppsmekanismer och möjliga åtgärdsområden inför arbetet med ett handlingsprogram*. Promemoria, bioenergienheten.

Jordbruksverket (2009). *Riktlinjer för gödsling och kalkning 2010*. Jordbruksinformation 13 – 2009.

Jordbruksverket (2010). *Gödsel och miljö – lagring och spridning av gödsel, -höst och vinterbevuxen mark*.

JTI. *Bioenergiportalen/Råvaror/Gödsel.*

<http://www.bioenergiportalen.se/?p=1500&m=973> (uppdaterad 2008, besökt december 2010)

Karlsson et al (2007). *Biomalkonceptet – En livscykelanalys över hur animaliska biprodukter hanteras.* Växjö Universitet.

Kindbom, Karin & Persson, Karin (1999). *Kartläggning av emissioner från arbetsfordon och arbetsredskap i Sverige.* IVL-rapport B 1342.

Konvex. *Biomal-konceptet.*

<http://www.konvex.se/index.php?id=52> (besökt december 2010)

Konvex & S.E.P Scandinavian Energy Project AB (2004). *Biomal.*

Köpings kommun (2010). *Miljörapport 2009, Norsa avfallsförbränningsanläggning.*

Lagerkvist et al (2005). *Behandling av organiskt avfall. BOA. Inventering och litteraturstudie avseende Norrbotten och Nord-Norge.* Luleå tekniska universitet & Norut Teknologi.

Ledström, Maria & Svensson, Andreas (2005). *Lantbruksbaserad biogasproduktion, miljö-och energivinster.* Examensarbete, högskolan i Kristianstad.

Liljenström, Susanne (2010). *Animaliska biprodukter.* Jordbruksverket, presentation.

Linné et al (2008). *Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter.* BioMil AB, Envium AB.

Ljungkvist, Hanna (2008). *Miljö- och samhällsekonomisk analys av behandling av biologiskt avfall.* Examensarbete, Chalmers.

Löfblad et al (2010). *Miljöpåverkan från toxiska ämnen vid hantering av avfall.* Waste Refinery, projektnummer WR-28. ISSN 1654-4706.

Naturvårdsverket. *Miljömålsportalen.*

<http://www.miljomal.se> (uppdaterad 2010, besökt september – december 2010)

Naturvårdsverket

- *Frågor och svar/Klimat/Vad är koldioxidekvivalenter/CO2e?*
<http://www.swedishepa.se/sv/Nedre-meny/Fragor-och-svar/Klimat/Vad-ar-koldioxidekvivalenter/> (uppdaterad 2008, besökt januari 2011)
- *Produkter och avfall/Avfall/Hantering och behandling av avfall/Avfallsförbränning/Utsläpp från avfallsförbränning*
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Hantering-och-behandling-av-avfall/Avfallsforbranning/Utslapp-fran-avfallsforbranning/>
(uppdaterad 2009, besökt oktober 2010)
- *Produkter och avfall/Avfall/Hantering och behandling av avfall/Biologisk behandling*

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Produkter-och-avfall/Avfall/Hantering-och-behandling-av-avfall/Biologisk-behandling/> (uppdaterad 2009, besökt september 2010)

Naturvårdsverket (2002). *Utsläpp av ammoniak och lustgas från förbränningsanläggningar med SNCR/SCR*. Naturvårdsverket Fakta.

Naturvårdsverket (2005). *Förbränningsanläggningar för energiproduktion inklusive rökgaskondensering (utom avfallsförbränning)*. Naturvårdsverket Branschfakta, utgåva 2.

Nordström, Jenny (1999). *Livscykelanalys av industriell avfallshantering – en studie vid Örstrands Massafabrik*. Luleå Tekniska Universitet. ISSN 1402-1617.

Norén et al (2008). *Lokal behandling av slakteriavfall från småskalig slakt*. JTI-rapport 43, Kretslopp & Avfall.

Olsson, Maria & Petersson, Göran (2004). *Biobränsle från hushållsavfall – kommunal kompostering ohållbar*. Chalmers.

Palm, Ola (2010). *Certifierad återvinning av biogödsel och kompost*. JTI, presentation.

Preem. *Företag/Produkter/Diesel/ACP Diesel utan RME MK1*. <http://ipreem.preem.se/sm/prod3NySite.nsf/vProductsByLinkID/717?OpenDocument> (uppdaterad 2007, besökt november 2010)

Reeh, Ulrik & Møller, Jacob. *Evaluation of different biological waste treatment strategies*. Danish Forest and Landscape institute.

Regeringskansliet (2009). *En sammanhållen klimat- och energipolitik*. Informationsblad om propositionerna 2008/09:162 och 163.

Regeringskansliet. *Detta arbetar departementen med/Miljö, energi och klimat*. <http://www.regeringen.se/sb/d/1583> (Uppdaterad 2010, besökt januari 2011)

Renova (2010). *Miljörapport 2009 för avfallskraftvärmeverket och sorteringsanläggningen, inklusive återvinningscentralen vid Sävernäs*.

Rodhe et al (2008). *Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel. Förhållanden i gårdsbehållare, metodikutveckling av gasmätning samt bestämning av emissioner från nötflytgödsel*. JTI-rapport 370, lantbruk & industri.

Rodhe et al (2002). *Lösam stallgödselhantering – teknik, växtnäringshushållning, kvalitet och ekonomi*. JTI-rapport 99, teknik för lantbruket.

SABO – Sveriges Allmännyttiga Bostadsföretag. *Miljövärdering av energianvändningen i ett fastighetsbestånd*. Broschyr.

- Schuster, R & Strömberg, B (1997). *Förbränning av gödsel – en orienterande litteraturstudie med kommentarer*. Värmeforsk rapport 600.
- Sonesson, Ulf (1996). *Modelling of the compost and transport process in the ORWARE simulation model*. Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut (2009). *SPCR 152 - Certifieringsregler för kompost*. Broschyr.
- SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut (2010). *SPCR 120 - Certifieringsregler för biogödsel*. Broschyr.
- Statoil Produktblad. *Gasol Propan 95*. Broschyr.
- Strömberg, Birgitta (2005). *Bränslehandboken*. Värmeforsk rapport 911. ISSN 0282-3772.
- Sundberg, Cecilia (2003). *Food waste composting – effects of heat, acids and size*. Licentiatavhandling, SLU, Uppsala
- Sundberg, Cecilia (2005). *Improving compost process efficiency by controlling aeration, temperature and pH*. Doktorsavhandling, SLU, Uppsala.
- Sundqvist et al (1999a). *Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi*. IVL-rapport B 1379.
- Sundqvist et al (2002). *Hur skall hushållsavfallet tas om hand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder*. IVL-rapport B1462.
- Svensk Fjärrvärme. *Statistik & Pris/Fjärrvärme/Tillförd energi*.
<http://www.svenskfjarrvarme.se/Statistik--Pris/Fjarrvarme/Energitillforsel/>
(besökt november 2010)
- Svensk Energi (2010). *Den svenska elens miljöpåverkan*.
- Svenskt Gastekniskt Center. *Produktion och rening av biogas*.
<http://www.sgc.se/index.asp?Menu=Energigas&ID=435> (uppdaterad 2009, besökt september 2010)
- Sverige Bras-utredningen (2005). *En BRASkatt? – Beskattning av avfall som förbränns*. SOU rapport 2005:23.
- SYSAV. *Värme och el ur avfall. SYSAVs avfallskraftvärmeverk*. Broschyr.
- Tiberg et al (2008). *Miljöriskvärdering av askor – kursutveckling av SIG och SLU i samarbete*. Värmeforsk rapport 1061. ISSN 1653-1248.

Bilaga A: De 16 nationella miljö kvalitetsmålen

Här beskrivs de nationella miljö kvalitetsmålen, vilka som är relevanta för denna studie och varför.

Den svenska miljöpolitiken arbetar främst av ett övergripande mål som antagits av regeringen: Att kunna lämna över ett samhälle till nästa generation, där de största miljöproblemen har lösts utan att ge konsekvenser inom miljö eller hälsa utanför Sverige. Utifrån detta mål har 16 miljö kvalitetsmål med delmål arbetats fram, som ska uppnås innan år 2020. Undantaget är klimatmålet, som ska uppnås innan år 2050. En förklaring till målen och deras relevans inom denna studie följer nedan¹.



1. Begränsad klimatpåverkan

Målet innebär att halten av växthusgaser i atmosfären ska stabiliseras på en nivå som innebär att den antropogena påverkan på klimatsystemet inte blir skadlig². För att detta ska uppnås ska åtgärder vidtas för att halten CO₂ i atmosfären inte ska överstiga 550 ppm samt att halterna av övriga växthusgaser inte ska öka³.

Utsläpp av CO₂ påverkar miljömålet mest och sker vid alla typer av förbränning, främst vid förbränning av fossila bränslen⁴.



2. Frisk luft

Luften ska vara så ren att inga skador uppkommer på människors hälsa, växter, djur eller föremål med kulturellt värde. Det innebär att vissa gränsvärden för luftföroreningar inte får överskridas, nämligen de som medför risk för cancer, sjukdomar i luftvägar eller allergier. Därför begränsas utsläppen av SO₂, NO_x, marknära ozon, flyktiga organiska ämnen (VOC), partiklar och benso(a)pyren⁵.

Dessa utsläpp genereras vid förbränning. Utsläpp av NO_x beror till stor del på förbränningsteknik, medan utsläpp av SO₂ härrör från valet av rökgasrening och bränslets svavelinnehåll⁶.



3. Bara naturlig försurning

Försurningen från markanvändning och nedfall får inte överstiga gränsen för vad mark och vatten klarar av. Inte heller får nedfallet påverka korrosionen i vattenledningar, hållristningar, tekniska material och

¹ Bilder från Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

² Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

³ Finnveden et al (2004)

⁴ Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

⁵ Ibid.

⁶ Finnveden et al (2004)

arkeologiska föremål. Begränsningar gäller utsläpp av NO_x och SO_2 ⁷. Även NH_3 kan ha en försurande påverkan⁸.

Utsläpp av NO_x och SO_2 uppstår som beskrivits ovan vid förbränning. Viktigt för miljömålet är också markens innehåll av baskatjoner, som buffrar mot försurande ämnen. Baskatjoner tas upp av växter under sin livstid och återförs normalt till marken då växten dör, men vid avverkning eller andra biomassa uttag bortförs dessa baskatjoner. Detta kan motverkas av askåterföring. Bortförel av biomassa kan dock även påverka markerna positivt, då även kväve som lagrats i biomassan bortförs vilket motverkar upplagring av kväve i marken.⁹



4. Gifrfri miljö

Förekomsten av ämnen som skapats i samhället får inte utgöra ett hot mot den biologiska mångfalden eller människors hälsa. Halterna av naturligt förekommande ämnen som exempelvis olika metaller ska vara nära sina naturliga bakgrundsnivåer och halterna av icke-naturligt förekommande ämnen ska vara så nära noll som möjligt¹⁰.

Förbränning är även orsaken till utsläpp och spridning av vissa metaller, dioxiner och andra toxiska organiska ämnen. Storleken på utsläppen beror på bränslesammansättning och förbränningsteknik¹¹.



5. Skyddande ozonskikt

Utvecklingen av ozonskiktet ska vara sådan att det på lång sikt skyddar jorden mot skadlig UV-strålning¹².

Användningen av ozonnedbrytande ämnen i Sverige är i stort sett utfasad¹³ och målet är därför inte aktuellt i denna studie.

⁷ Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

⁸ Baumann, H & Tillman, A-M (2004)

⁹ Finnveden et al (2004)

¹⁰ Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

¹¹ Finnveden et al (2004)

¹² Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

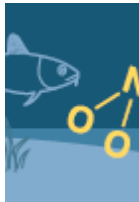
¹³ Finnveden et al (2004)



6. Säker strålmiljö

Skadlig strålning ska inte påverka den biologiska mångfalden eller människors hälsa¹⁴.

Detta miljömål rör kärnkraftsbranschen och är inte aktuellt i denna studie.



7. Ingen övergödning

Människors hälsa, den biologiska mångfalden och möjligheterna till att använda mark och vatten får inte påverkas negativt av förekomsten av gödande ämnen i mark och vatten. Därför finns gränsvärden för utsläpp av fosfor- och kväveföreningar, NO_x och NH_3 .

Övergödning orsakas av för höga halter av kväve och fosfor i marken eller vattnet. Vid förbränning skapas NO_x som sprids via luften till mark och vatten¹⁵. Vid förbränning är tillförsel av NH_3 också en vanlig NO_x -reducerande åtgärd vilket kan ge utsläpp av NH_3 till omgivningarna. Vid gödsling av marker kan kväve frigöras om den tillförda mängden är större än vad växterna kan ta upp. Kväve kan också anrikas i marken vilket ökar risken för urlakning. Det kan motverkas genom uttag av biomassa¹⁶.



8. Levande sjöar och vattendrag

Livsmiljöerna i sjöar och vattendrag ska bibehållas och vattnen ska även vara ekologiskt hållbara. Biologisk mångfald får inte minskas av näringsämnen och föroreningar, eller genom införsel av nya arter och genmodifierade organismer. Samtidigt är det viktigt att kulturmiljövärden och friluftsliv tillvaratas och att landskapets vattenhushållande egenskaper värnas.¹⁷

Detta miljömål påverkas först och främst av vattenkraft samt av viss bränslehantering som kan orsaka läckage av näringsämnen, metaller och andra gifter. Dessa fångas dock upp av andra miljömål och målet är därför inte relevant i denna studie.



9. Grundvatten av god kvalitet

Grundvattnet ska, genom sina bidrag till sjöar och vattendrag, hjälpa till att skapa en bra miljö för djur och växter. Dricksvattnet ska stabilt och säkert kunna tas ur grundvattnet, både med anseende på renhet och mängd. Kvaliteten på grundvattnet ska inte påverkas av antropogen aktivitet¹⁸.

¹⁴ Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

¹⁵ Ibid.

¹⁶ Finnveden et al (2004)

¹⁷ Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

¹⁸ Ibid.

Näringsämnen och föroreningar kan läcka till grundvattnet vid jord- och skogsbruk¹⁹, men dessa fångas upp av andra miljömål och detta mål kommer därför inte att vara en del av studien.



10. Hav i balans samt levande kust och skärgård

Den biologiska mångfalden och produktionsförmågan ska bevaras i de hav som omger Sverige och alla näringar som nyttjar hav ska bedrivas så att detta uppfylls. Känsliga områden ska skyddas mot störningar. Målet omfattar även kustremsan och skärgården²⁰.

Miljömålet berör exempelvis utsläpp av olja och placering av vindkraftverk, vilket gör att det inte är relevant i denna studie²¹.



11. Myllrande våtmarker

Våtmarkerna ska bevara den funktion de innehar – både ekologiskt och sett till vattenhushållning²².

Målet kan påverkas av exempelvis torvbrytning, men är inte relevant i studien.



12. Levande skogar

Skogens biologiska mångfald och dess funktion som reproduktionsplats ska tillvaratas. Även skogens kulturella och sociala betydelse ska bevaras.

Många faktorer påverkar skogen, framförallt skogsnäringen²³. Därmed berör målet inte denna studie.



13. Ett rikt odlingslandskap

Biologisk mångfald och produktion samt produktion av livsmedel ska skyddas. Detta innebär bland annat att åkermarken har bra struktur, näringsinnehåll och mullhalt, samt låga halter av föroreningar²⁴.

Målet är aktuellt inom studien då åkermarker påverkas av vissa av de aktiviteter som studeras.

¹⁹ Finnveden et al (2004)

²⁰ Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

²¹ Finnveden et al (2004)

²² Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

²³ Ibid.

²⁴ Ibid.



14. Storslagen fjällmiljö

Fjällen bevara sin ursprungliga biologiska mångfald samt kulturella värden och natur- och upplevelsevärden. Näring som bedrivs i fjällen ska ta hänsyn till dessa värden och främja en hållbar utveckling. Känsliga områden ska skyddas mot ingrepp och störningar²⁵.

Målet berör exempelvis rennäring, vattenkraft och vindkraftverk och är inte relevant i denna studie.



15. God bebyggd miljö

Den bebyggda miljön ska vara en hälsosam livsmiljö och bidra till att den globala och regionala miljön är god. God mark- vatten- och resurshushållning är av stor vikt och byggnader ska uppföras på ett miljövänligt sätt. Natur- och kulturvärden ska tillvaratas och utvecklas.

I målet ingår minskade luftföroreningar och buller, minskade mängder av hushållsavfall och deponerat avfall såsom askor. Ett annat delmål är att en så stor mängd avfall som möjligt ska genomgå biologisk behandling. Så lite energi som möjligt ska användas, och en så stor del som möjligt av den använda energin ska vara förnybar²⁶.



16. Ett rikt växt- och djurliv

Den biologiska mångfalden, ekosystemen och arternas livsmiljöer ska bibehållas och brukas på ett hållbart sätt, nu och i framtiden. Människan ska ha möjlighet att utnyttja en god naturmiljö, vilket ligger till grund för hälsa, välfärd och livskvalitet²⁷.

Miljömålet är inte relevant inom studien.

²⁵ Naturvårdsverket: Miljömålsportalen

²⁶ Ibid.

²⁷ Ibid.

Bilaga B: Emissioner

Här redovisas relevanta emissioner från produktion och användning av energi, tillverkning av mineralgödsel samt viktiga karakteriseringsfaktorer.

Emissioner från svensk elmix

Emissioner från svensk elmix enligt Svensk Energi visas i Tabell 1 nedan²⁸.

Tabell 1: Emissioner från svensk elmix.

Emissioner	mg/MJ producerad el
CO ₂	86 400
NO _x	108
SO _x	72
CO	324
NM VOC	36
N ₂ O	10,8
CH ₄	36
Partiklar	36
NH ₃	2,88
Pb	0,018
Hg	7,2*10 ⁻⁴
Dioxiner	0

Emissioner från biobränslebaserad fjärrvärme

Avfall står för 15 % av fjärrvärmeproduktionen, Biobränsle för 48 %²⁹. Ett mått på utsläppen från fjärrvärmerna är emissionsfaktorer i g CO₂e. Medelvärdet för hela landets fjärrvärmesystem är 82 g CO₂e/kWh³⁰.

²⁸ Svensk Energi (2010).

²⁹ Svensk fjärrvärme: Statistik & Pris/Fjärrvärme/Tillförd Energi

³⁰ SABO: Miljövärdering av energianvändningen i ett fastighetsbestånd

Emissioner från värmepanna vid förbränning av biogas

Emissioner vid förbränning av biogas per MJ tillfört bränsle tas fram med hjälp av utsläppen från förbränning av naturgas³¹, med vissa modifieringar: Vid förbränning av biogas ökar emissionerna av SO₂, HC och partiklar något. Minskar gör utsläppen av NO_x och CO. Pannan antas ha en verkningsgrad på 95 %. En viss andel CH₄ antas gå igenom pannan oförbränt. Emissionerna anges i Tabell 2 nedan³².

Tabell 2: Emissioner från förbränning av biogas i värmepanna

Emissioner	mg/MJ värme
CO ₂	0
NO _x	2,6
SO _x	2
CO	2
HC (= VOC)	3
N ₂ O	0
CH ₄	4
Partiklar	2
NH ₃	0
Pb	0
Hg	0
Dioxiner	0

Emissioner från personbil, biogas och fossila bränslen

Tabell 3 visar de emissioner som bildas då biogas och fossila fordonsbränslen används i personbilar³³.

Tabell 3: Emissioner från biogas och fossila fordonsbränslen vid användning i personbilar.

Emissioner	Fossilbränsle (mg/MJ)	Biogas (mg/MJ)
CO ₂	74 000	0
NO _x	35	28
SO _x	9,2	0
CO	180	35
NMVOG	28	18
N ₂ O	20	0
CH ₄	7	20
Partiklar	3,5	1,9
NH ₃	0	0
Pb	0	0
Hg	0	0
Dioxiner	0	0

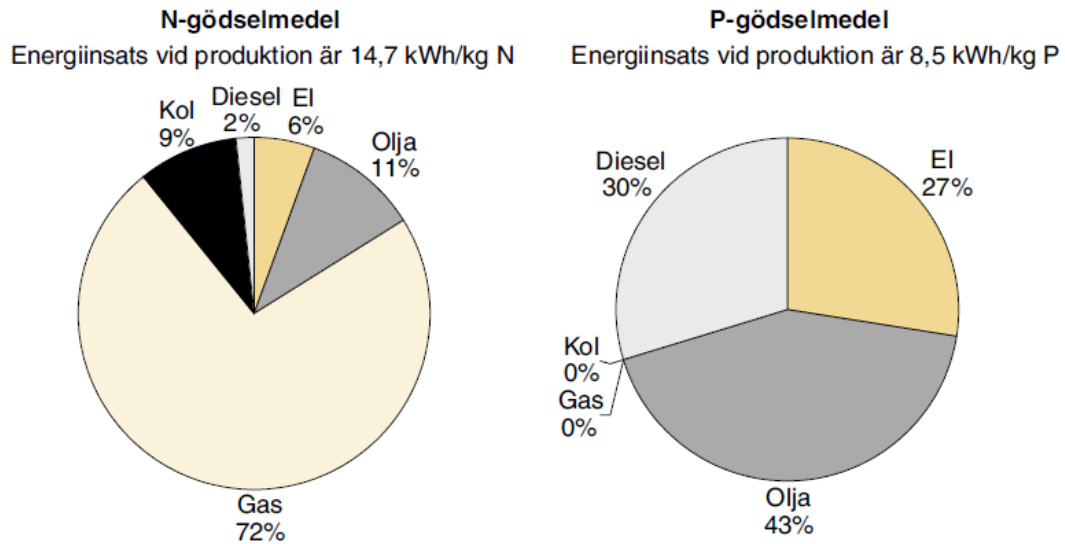
³¹ CPM: SPINE@CPM database

³² Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 45

³³ Avfall Sverige, rapport 2005:06 bilaga 3

Tillverkning av mineralgödsel

Vid tillverkning av N- och P-gödsel krävs en energiinsats från olika energikällor, vars fördelning visas i Figur 1 nedan³⁴.



Figur 1: Energiinsats och fördelning av energislag vid tillverkning av 1 kg P-gödsel och 1 kg N-gödsel. Figur från Edström et al (2007).

³⁴ Edström et al (2007)

Energibehov och växthusgasemissioner vid tillverkning av mineralgödsel

Tillverkningen av mineralgödsel kräver energi och genererar emissioner av växthusgaser, som karakteriseras till CO₂e i Tabell 4 nedan³⁵.

Tabell 4: Emissioner av växthusgaser vid tillverkning av mineralgödsel.

	1 kg N	1 kg P
Energibehov (MJ)	52,92	30,6
CO ₂ (g) (*1)	3250	2920
CH ₄ (g) (*21)	0,82	9,5
Summa CO ₂ e (g)	3267,22	3119,5

Emissioner från traktorer, dieseldrivna (75-130 kW nettoeffekt)

En dieseldriven hjullastare med cirka 75-130 kW nettoeffekt används vid utspridning och vändning av kompostmaterialet samt vid spridning av gödsel och rötrest. Emissioner enligt Tabell 5 nedan³⁶.

Tabell 5: Emissioner från hjullastare, driven med fossil diesel

Emissioner (g/MJ diesel)	
CO ₂	71,15
NO _x	30,132
SO _x	4,5*10 ⁻⁴
CO	18
NM VOC	4,68
N ₂ O	1,26
CH ₄	0,18
Partiklar	2,196
NH ₃	0,072
Pb	0
Hg	0
Dioxiner	0

³⁵ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 45, bilaga 4

³⁶ Kindbom, K & Persson, K (1999) och Preem: Företag/Produkter/Diesel/ACP Diesel utan RME MK1

Karakterisering av emissioner

För påverkan på klimat, försurning och övergödning påverkar olika ämnen olika mycket. För att kunna summera påverkan görs en karakterisering till CO₂e, SO₂e och PO₄³⁻ e med hjälp av de karakteriseringsfaktorer som anges nedan³⁷.

CO₂, CH₄ och N₂O karakteriseras till CO₂e genom faktorerna:

$$\text{CO}_2 = 1$$

$$\text{CH}_4 = 21$$

$$\text{N}_2\text{O} = 310$$

SO₂, NO_x och NH₃ karakteriseras till SO₂e genom faktorerna:

$$\text{NO}_x = 0,7$$

$$\text{SO}_2 = 1$$

$$\text{NH}_3 = 1,88$$

NH₃ och NO_x karakteriseras till PO₄³⁻ e genom faktorerna:

$$\text{NO}_x = 0,13$$

$$\text{NH}_3 = 0,35$$

$$\text{PO}_4^{3-} = 1$$

³⁷ Baumann, H & Tillman, A-M (2004)

Bilaga C: Antaganden för behandlingsmetoderna

Här redovisas de antaganden som gjorts för de olika behandlingsmetoderna med motivering till varför dessa antaganden gjorts.

Innehållsförteckning för Bilaga C

Struktur för bilaga C:

- Systemet
 - Anläggning
 - Behandlat material
 - Produkt
 - Restprodukt
- Miljöpåverkan från systemet
 - Energi
 - Emissioner
 - Sparad energi och klimatemissioner

Bilaga C1: Antaganden för rötningsprocessen.....	2
Bilaga C2: Antaganden för förbränningsprocessen.....	7
Bilaga C3: Antaganden för komposteringsprocessen.....	12
Bilaga C4: Antaganden för lagring och spridning av flytgödsel....	15

Bilaga C1: Antaganden för rötningsprocessen

Endast biogasproduktion genom anaerob nedbrytning av organiska restprodukter behandlas i studien.

Systemet

Anläggning

I studien studeras mesofila samrötningsanläggningar vilket innebär att gårdsanläggningar, deponier och avloppsreningsverk avgränsas. Biogas bildas spontant på deponier, men då det sedan år 2005 finns ett förbud mot deponi av organiskt material i Sverige har denna produktion avtagit. Den vanligaste typen av anläggning rötter avloppsslam vid kommunala reningsverk, men inte heller dessa anläggningar anses vara intressanta. Detta beror främst på att rötresten från rötning av avloppsslam inte kan användas som gödningsmedel på åkermark på grund av dess höga halt av föroreningar. Dessutom rötas en stor del av slammet redan³⁸. Bortsett från avloppsreningsverk och deponier är de vanligaste typerna av biogasanläggningar i Sverige samrötningsanläggningar och gårdsanläggningar³⁹. Antal samrötningsanläggningar är större än antalet gårdsanläggningar, och mer biogas uppkommer också i dem. Då tillgänglig information om mesofila anläggningar är långt mycket större än för termofila begränsas de studerade anläggningarna till mesofila samrötningsanläggningar.

Samrötningsanläggningen antas ha en storskalig produktion av biogas och antas också ha helt slutna system, även vid lagring av substrat och rötrest. Trots detta finns vissa förluster av gas ur systemet, se nedan. I anslutning till biogasanläggningen antas en uppgraderingsanläggning finnas, där biogasen uppgraderas med hjälp av vattenskrubbteknik. Även från denna anläggning förekommer vissa gasemissioner.

Behandlat material

I studien antas TS-halten hos substratblandningen i anläggningen vara 10 % och upprätthålls genom blandning av våta och torra substrat och eventuell tillsats av vatten. Då tillsats av vatten för torra substrat eller avvattning av blöta substrat krävs allokeras detta till de torra substraten. Det innebär att ett substrat med en TS-halt på 8 % motsvarar 0,8 ton substratblandning, och ett substrat med en TS-halt på 23 % motsvarar 2,3 ton substratblandning⁴⁰. Ett ton substratblandning antas motsvara ett ton rötrest.

Produkt

Produkten från rötningsprocessen är uppgraderad biogas, som antas användas som fordonsbränsle då detta är det vanligaste användningsområdet för biogas från samrötningsanläggningar.

Restprodukt

Restprodukten från rötningsprocessen är rötrest, som antas användas som biogödsel då detta är det vanligaste förfaringsättet vid samrötningsanläggningar.

³⁸ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

³⁹ Produktion av biogas 2009

⁴⁰ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

Miljöpåverkan från rötningsprocessen

Energibalans

Energi tillförs anläggningen i form av el och värme och utvinns i form av biogas som används som fordonsbränsle i personbilar. En indirekt energivinst fås genom att rötrest kan ersätta mineralgödsel.

Förbrukad el och värme i anläggningen

Energi tillförs en biogasanläggning i form av el och värme. Elen krävs för drift av anläggningen såsom förbehandling, pumpning av substrat och rötrest och omblandning i substratbehållare. Värmen tillförs vid förbehandling, uppvärmning av rötkammare och hygienisering. Vissa substrat kräver mer förbehandling än andra, exempelvis torra eller svårnedbrytbara substrat, vilket genererar en större elförbrukning.

Produktionen av denna hjälpenenergi genererar emissioner och då olika material kräver olika förbehandling innan rötning varierar också storleken på emissionerna från olika substrat⁴¹. I många anläggningar återvinns värme från den färdiga rötresten genom värmeväxlare⁴².

I små gårdsanläggningar används biogas ibland till att producera el, men detta sker inte i någon av de svenska samrötningsanläggningarna⁴³. Däremot produceras värme till processen genom förbränning av biogas. El tillförs anläggningen genom elnätet och utgörs av svensk elmix, för emissioner se bilaga B. Detsamma gäller vid uppgradering. Värme tillförs anläggningen genom förbränning av biogas i en värmepanna med verkningsgraden 95 %. Energivärdet⁴⁴ för CH₄ är 50 MJ/kg, eller 35,3 MJ/m³. Utsläppen från förbränning av biogas finns i bilaga B.

Hur mycket energi som förbrukas för anläggningsdrift beror på typ av anläggning och substrat. Energianvändningen beskrivs bäst i MJ per ton total substratblandning då det finns begränsade möjligheter att ta hänsyn till deras varierande sammansättning och olika stora energibehov, förutom i förbehandlingssteget⁴⁵. Energin som krävs för eventuell tillförsel av vatten för spädning inkluderas inte i studien, men däremot inkluderas energin som krävs för avvattning av rötresten. Anläggningens elbehov antas vara 46 MJ/ton substratblandning och värmebehovet antas vara 100 MJ/ton substratblandning⁴⁶.

⁴¹ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

⁴² Avfall Sverige, rapport 2005:06, bilaga 1a

⁴³ Energimyndigheten m.fl (2010)

⁴⁴ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

⁴⁵ Ibid.

⁴⁶ Ibid.

Förbehandling och hygienisering

För substrat som har en hög TS-halt (ca 30 %) krävs ytterligare förbehandling som ökar elförbrukningen med 15 MJ/ton tillfört substrat. Vid rötning av dessa substrat antas även att rötresten avvattnas och att den flytande resten återförs till röt-kammaren för att späda substratblandningen. Detta innebär vidare en energiinsats på 4,5 MJ i form av el per ton rötrest⁴⁷. Ett ton substratblandning motsvarar ett ton rötrest.

På grund av att inga uppgifter för energiförbrukning vid hygienisering finns tillgängliga inkluderas detta energibehov i uppvärmningen av röt-kammaren. Antagandet görs eftersom hygieniseringen sker under relativt kort tid och värmen som tillförs substraten även till viss del kan utnyttjas för uppvärmning av röt-kammaren⁴⁸.

Uppgradering

Energibehovet vid uppgradering utgörs av el till vattenskrubber och komprimering. Elbehovet vid uppgraderingen uppgår till ungefär 5 % av energiinnehållet i biogasen⁴⁹, vilket för biogas med 97 % CH₄-halt motsvarar 1,71 MJ/m³ uppgraderad biogas.

Spridning av rötrest

Energibehovet vid spridning av rötrest antas vara 20 MJ per ton rötrest⁵⁰. Spridningen sker med hjälp av dieseldrivna traktorer, för emissioner se bilaga B.

Utvunnen energi

Energien i den uppgraderade fordonsgasen beräknas med hjälp av att värmevärdet för CH₄ är 35,3MJ/m³.

Indirekt energivinst

Användningen av rötrest kan ersätta mineralgödsel och därmed kan en mindre mängd mineralgödsel produceras. Detta innebär en energibesparing som beror av näringsinnehållet i rötresten. Se bilaga B för energibehov vid tillverkning av mineralgödsel.

Direkta emissioner från rötningsprocessen

De enda emissioner som kartlagts och kan kvantifieras från biogasanläggningarna är emissioner av CH₄⁵¹.

Vid slutanvändningen av biogasen uppkommer också emissioner. Emissionernas storlek och sammansättning beror hur användningen ser ut – i detta fall vilken typ av motor som förbränner gasen. Här antas gasen förbrännas i en personbil. Se bilaga B för emissioner.

Vid hantering och lagring av rötrest i icke-täta utrymmen avgår framför allt CH₄, men även N₂O och NH₃. Direkt nedmyllning ger minst miljöpåverkan och vid rätt väderförhållanden kan kväveförlusterna bli så små som 5 % av det totala

⁴⁷ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

⁴⁸ Ibid.

⁴⁹ Ibid.

⁵⁰ Ibid.

⁵¹ Avfall Sverige, rapport 2005:06, bilaga 3

kväveinnehållet. Under varma, blåsig sommarkar utan nedmyllning kan dock förlusterna bli så stora som 30 %⁵². Spridningen av rötresten antas ske genom nedmyllning och gynnsamma väderförhållanden vilket minimerar förluster vid spridning.

Emissioner av CH₄

Ungefär 1,7 % av den totala CH₄-produktionen i de svenska röttningsanläggningarna avgår till luft⁵³. Vid uppgraderingsanläggningar för biogas med hjälp av vattenskrubbar är medeltalet för CH₄-utsläppen 3,1 % av den biogas som går till uppgradering⁵⁴. Dessa mängder antas gälla i denna studie för de olika delarna av biogasanläggningen.

Mängden CH₄ som slipper ut vid hantering och spridning av biogödsel är ej kvantifierad.

Emissioner av NH₃, VOC och N₂O

Emissioner av NH₃, flyktiga organiska ämnen (VOC) och N₂O förekommer också vid anläggningen.

Data saknas dock för uppskattning av mängd⁵⁵.

Ungefärligt uppskattade luftemissioner från spridning av ett ton rötrest uppskattas till 310g NH₃⁵⁶.

Ungefärligt uppskattade luftemissioner från spridning av ett ton rötrest uppskattas till 25 g N₂O⁵⁷.

Emissioner av tungmetaller och dioxiner

Alla toxiska ämnen såsom tungmetaller, dioxiner, bekämpningsmedel och toxiska organiska föreningar hamnar i rötresten och inga emissioner av tungmetaller antas ske från anläggningen⁵⁸. Då rötresten används som gödning sprids de tungmetaller och dioxiner till omgivningen⁵⁹. Spridningen ligger dock under gränsvärden för maximalt tillåtna nivåer för tillförsel till åkermark⁶⁰.

Sparade klimatemissioner

Vid användning av biogas och biogödsel sparas emissioner av klimatpåverkande ämnen in, då fordonsbränsle och mineralgödsel kan ersättas. Besparade emissioner från förbränning av fossila fordonsbränslen och mineralgödseltillverkning karakteriseras till CO₂e.

Emissioner från förbränning av fossila bränslen

⁵² Börjesson, P & Berglund, M (2003) , rapport nr 45

⁵³ Avfall Sverige (2009)

⁵⁴ Ibid.

⁵⁵ Avfall Sverige, rapport 2005:06, bilaga 3

⁵⁶ Börjesson, P & Berglund, M (2003) , rapport nr 45

⁵⁷ Börjesson, P & Berglund, M (2003) , rapport nr 45

⁵⁸ Löfblad et al (2010)

⁵⁹ Ibid.

⁶⁰ Ibid.

Förbrukningen av bensin i personbilar som motsvarar energimängden i biogasen uppskattas genom emissioner i bilaga B.

Emissioner från mineralgödseltillverkning

Tillverkningen av N- och P- gödsel kräver energi och ger upphov till emissioner. Emissionerna från tillverkningen redovisas i bilaga B och beräknas utifrån biogödselns uppskattade innehåll av N och P. Hänsyn tas endast till det N som finns tillgängligt för växterna med en gång, det vill säga NH_4^+ . Det N som är organiskt bundet blir tillgängligt för växterna först efter ett tag.

Bilaga C2: Antaganden för förbränningsprocessen

Olika typer av anläggningar lämpar sig för storskalig förbränning av olika material och därför krävs fler än en anläggning i studien. Studien har begränsats till att studera avfallsförbränningsanläggningar och bibränsleanläggningar, med rosterpannor respektive fluidiserade bäddar. Bara en av dessa anläggningar är dock aktuell för varje organisk restprodukt.

Systemet

Anläggning

De flesta organiska restprodukter som inte blandats med annat avfall klassas normalt inte av avfallsförbränningsdirektivet⁶¹. De organiska restprodukter som klassas som avfall antas i denna studie förbrännas i en avfallsförbränningsanläggning, som är en robust anläggning med tåliga material i panna och rökgaskanaler och därmed kan förbränna en mängd olika material. Övriga restprodukter förbränns i en bibränsleanläggning.

Förbehandling av inkommande material antas ske i en anläggning i anslutning till förbränningsanläggningen, där materialet sorteras och finfördelas vid behov. Detta energibehov räknas också med i beräkningarna.

Anläggningen i studien antas vara ett kraftvärmeverk som antingen förbränner avfall i en rosterpanna eller bibränsle i en fluidiserad bädd. Detta är de vanligaste panntyperna vid respektive förbränningsanläggning⁶². Rökasmängden från rosterpannan antas till $5200 \text{ Nm}^3/\text{ton avfall}^{63}$, något mindre för fluidiserade bäddar. El och värme produceras i kraftvärmeverket och det interna el- och värmebehovet tillgodoses innan överskottet säljs till el- respektive fjärrvärmenätet.

Vid förbränning i fluidiserade bäddar krävs mer förbehandling men mindre rökgasrening och därför kan energimängden som krävs vid båda panntyperna antas vara densamma. Produkterna är också desamma i båda typen av pannor. Rökgas- och askmängden är dock mindre i fluidiserade bäddar.

Behandlat material

Innan de studerade organiska restprodukterna förbränns blandas det med annat bränsle och denna blandning antas vara sådan att en optimal process kan upprätthållas vid förbränning av de studerade organiska restprodukterna. Vattnet i restprodukten förångas i pannan, varför mängden restprodukt inte räknas om beroende på TS-halt vilket görs i beräkningarna för rötningsprocessen. Beräkningar för värmevärdet i bränslet tar dock detta i beaktande.

Produkt

Produkten från förbränningsanläggningen är el och värme. Mängden avgörs av bränslets sammansättning.

⁶¹ Strömberg, B (2005)

⁶² CEWEP country report 2010 Sweden och Johansson et al (2009)

⁶³ Johansson et al (2009)

Restprodukt

Restprodukten vid förbränning är aska. I studien avgränsas miljöpåverkan från askan på grund av den korta tidsperiod som studeras (ett år).

Miljöpåverkan från förbränningsprocessen

Energibalans

En förbränningsanläggning kräver energi i form av el till förbehandling av bränsle och drift av anläggning. Energin för driften av anläggningen antas komma från den el- och värmeproduktion som finns i anläggningen och ingen extern tillförsel av hjälpenergi behövs. Därmed uppstår inga ytterligare emissioner från energitillförseln i anläggningen. Energiförbrukningen vid askhanteringen är medräknad i anläggningsdriften. Energin som inte förbrukas internt förs ut på el- och fjärrvärmenätet. Inga indirekta energivinster finns.

Energibehov

Efter studier av befintliga avfallsförbränningsanläggningar och litteratur som beskriver typiska avfallsförbränningsanläggningar⁶⁴ antas det interna elbehovet i anläggningen uppgå till 378 MJ/ton organisk restprodukt och det interna värmebehovet 180 MJ/ton organisk restprodukt. Dessa siffror antas också för biobränsleanläggningen.

Vid förbränning av svårbehandlade organiska restprodukter såsom slakteriavfall tillkommer en mer omfattande förbehandling som kräver ytterligare 267,77 MJ el och 339,18 MJ värme per ton organiskt material⁶⁵.

Energiutvinning

Energin som kan utvinnas ur ett bränsle vid förbränning beror på dess värmevärde, vilket i sin tur avgörs av bränslets sammansättning. Det effektiva värmevärdet H_i (MJ/kg bränsle) används här och C, H, S, N, O och H₂O i formeln nedan representerar de viktprocentandelar i bränslet som dessa ämnen utgör.

$$H_i = 34,83 * C + 93,87 * H + 10,47 * S + 6,28 * N - 10,8 * O - 2,5 * H_2O \quad [Formel FI]$$

Kombinationen av el- och värmeproduktion ger en hög verkningsgrad hos avfallsförbränningsanläggningen som här antas till 90 %. Ungefär 1/3 av energin blir el och 2/3 blir värme.

Direkta emissioner från förbränningsanläggningen

I rökgaserna finns både föroreningar som kan relateras till produkten och till processen. Produktrelaterade emissioner beror på bränslets sammansättning, processrelaterade på förbränningen i pannan⁶⁶. De produktrelaterade emissionerna kan beräknas efter det förbrända materialets sammansättning. I avfallsförbränningsanläggningar kan vissa föroreningar, men inte alla, renas bort

⁶⁴ GEF Global Environment Facility (2009), Renova: Miljörapport 2009, Köpings kommun: Miljörapport 2009, Bollnäs kommun: Miljörapport 2005

⁶⁵ Karlsson et al (2007) och Statoil Produktblad

⁶⁶ Finnveden et al (1995)

innan rökgaserna släpps ut. Utsläppen från dessa anläggningar antas inte överstiga de gränsvärden som finns, vilka i realiteten är individuellt bestämd för varje anläggning.

Emissioner av NO_x

I denna studie antas ett värde på 0,15 g NO_x/MJ tillfört bränsle släppas ut från anläggningen⁶⁷.

Emissioner av SO_x

Svavelemissioner kan beräknas ur bränslets svavelinnehåll, men 35 % av svavlet binds i slaggen och släpps därför inte ut⁶⁸. I formeln nedan motsvarar siffrorna 64,1 och 32,1 molmassorna för SO₂ och S, respektive. S_{bränsle} anger svavelhalten i bränslet (kg per ton bränsle).

$$\text{Emission av SO}_2 = 0,65 * S_{\text{bränsle}} * 64,1 / 32,1 \quad [\text{formel F2}]$$

Emissioner av CO

Utsläppen av kolmonoxid beror på otillräcklig oxidering av kolet, vilket är helt beroende av processen. I studien antas en emissionsfaktor på 1 g/MJ tillfört bränsle⁶⁹.

Emissioner av VOC

Emissionsfaktorn som används är 0,1 g CH/MJ biobränsle⁷⁰. Här antas detta motsvara 0,1 g VOC/MJ tillfört bränsle.

Emissioner av N₂O

Ett riktvärde från naturvårdsverket föreslogs till 10 mg/MJ tillfört bränsle, vilket också antas här⁷¹. Observera att detta riktvärde endast var ett förslag och individuella gränser nu satts för anläggningarna.

Emissioner av partiklar

Inga uppskattningar finns för stoftmängder, men en uppskattning efter studier av miljörapporter är ett emissioner på 10 g stoft/ton tillfört bränsle⁷².

Emissioner av NH₃

Här antas att endast mindre rening av NH₃ sker vid rökgasreningen, vilket gör att enbart utsläppen via luft behöver tas i beaktande. I många anläggningar anges gränsvärden som totala emissioner till luft och vatten. För att förenkla studien antas dessa gränsvärden till samma mängder men istället endast gälla emissioner till luft, se nedan.

Ett föreslaget riktvärde från Naturvårdsverket är att totalt 5 mg NH₃ får släppas ut per MJ tillfört bränsle⁷³. Observera att detta riktvärde endast var ett förslag och individuella gränser nu satts för anläggningarna. Studier av miljörapporter visar att

⁶⁷ CPM: SPINE@CPM database

⁶⁸ Nordström, J (1999)

⁶⁹ CPM: SPINE@CPM database

⁷⁰ Ibid.

⁷¹ Naturvårdsverket (2002)

⁷² Renova: Miljörapport 2009, Köpings kommun: Miljörapport 2009, Bollnäs kommun: Miljörapport 2005

⁷³ Naturvårdsverket (2002)

anläggningar kan ligga under detta värde⁷⁴, men värdet används ändå här för att kvantifiera utsläppen av NH₃ till luft.

Emissioner av tungmetaller

Hg avges i gasform då det inte kan renas bort. I Tabell 6 anges de andelar av tungmetaller som förs ut med luft och vatten från avfallsförbränningsanläggningar.

Tabell 6: Emissioner av tungmetaller från avfallsförbränning

	As	Cd	Cu	Hg	Pb
% av inkommande som förs ut med luft eller vatten	0,03	0,57	0,02	6,10	0,05

I studien antas att alla tungmetaller kan renas bort och därför binds i flygaskan som går till deponi. Undantaget är Hg som avges med rökgaserna och halten som antas avges denna väg är 6 % av ingående mängd⁷⁵.

Emissioner av dioxiner

Förbränningen förstör alla organiska partiklar på ett effektivt sätt, men en viss nybildning av dioxiner sker. Dock är det osäkert om mängden är proportionell mot förbrända avfallsmängder. I denna studie antas ändå en mängd på 0,0015 mg per ton bränsle⁷⁶ släppas ut till omgivningarna med luft och vatten. Resten renas bort och hamnar i flygaskan.

Bottenaska

Lättlösliga salter som Ca, K, Na, Cl, Mg, Mo och SO₄ har visat sig utlakats från bottenaska då den använts till vägbyggen, men utöver dessa sker ingen utlakning⁷⁷. Därför antas miljöpåverkan från denna användning kunna förbises.

Flygaska

Vid miljöpåverkansbedömningar av deponier är tidsaspekten viktig. Utsläppen från en deponi är framskjutna i tiden, under en lång tidsperiod - tusentals år eller längre. Det innebär att utsläppen inte kan mätas exakt utan snarare uppskattas. Dessutom måste en tidsrymd bestämmas, under vilken utsläppen från deponin ska uppskattas⁷⁸. Antagandet i denna studie är att ett år studeras, eftersom restprodukterna från de olika behandlingsmetoderna ska jämföras med varandra och samma tidsrymd därmed borde tillämpas för alla olika metoder. Gödsel tillförs till marker varje år, men har förutom de direkta effekterna också vissa långtidseffekter på marken, eftersom fosfor, kalium och det mineraliserade kvävet verkar under flera år⁷⁹. Endast det direkt tillgängliga ammoniumkvävet räknas med då rötrestens gödande egenskaper bedöms och därför sätts tidsperioden till ett år.

De dioxiner och tungmetaller som hamnat i flygaskan antas vara relativt stabilt bundna i askan och risken för utlakning bedöms som liten inom den studerade

⁷⁴ Renova: Miljörapport 2009, Köpings kommun: Miljörapport 2009, Bollnäs kommun: Miljörapport 2005

⁷⁵ Löfblad et al (2010)

⁷⁶ Ibid.

⁷⁷ Bendz et al (2006)

⁷⁸ Finnveden et al (1995)

⁷⁹ Jordbruksverket (2009): Jordbruksinformation

tidsrymden, eftersom de lättnedbrytbara föreningarna har förbränts⁸⁰. Inga emissioner från deponin medräknas därför.

Sparade klimatemissioner

Då el och värme som blir kvar efter den interna användningen förs ut på el- och fjärrvärmenäten ersätter de andra energikällor. Vissa förluster sker vid distributionen, vilket bortses från i denna studie. Elen antas ersätta svensk elmix och värmen ersätter fjärrvärmeproduktion vilket i Sverige till största delen baseras på förbränning av biobränslen⁸¹. För emissioner vid produktion av svensk elmix se bilaga B. Emissioner från svensk fjärrvärmeproduktion är svårare att bestämma då de beror på vilket bränsle som används. Idag förbränns till största delen biobränslen (48 %) och avfall (15 %)⁸². Medelvärdet av klimatpåverkande emissioner för hela landets fjärrvärmesystem är 82 g CO₂e/kWh⁸³.

⁸⁰ Naturvårdsverket (2002)

⁸¹ Svensk fjärrvärme: Statistik & Pris/Fjärrvärme/Tillförd Energi

⁸² Ibid.

⁸³ SABO: Miljövärdering av energianvändningen i ett fastighetsbestånd

Bilaga C3: Antaganden för komposteringsprocessen

Systemet

Anläggning

Det finns flera olika sorters komposterings tekniker och komposteringsanläggningar av olika storlek, men eftersom den mikrobiella processen inte skiljer sig mellan dem kan den grundläggande processen antas vara densamma. Både slutprodukten och gasutsläppen är likartade trots att olika tekniker används och endast nedbrytningstiden varierar märkbart. De stora skillnaderna mellan anläggningar är energibehov och möjligheterna till att rena utflödet av luft från anläggningen. Den studerade anläggningen är av typen öppen strängkomposteringsanläggning, utan rening av frånluften eftersom detta är den vanligaste typen av anläggning för kompostering av matavfall i Sverige idag⁸⁴.

Behandlat material

I denna studie studeras kompostering av enskilda organiska restprodukter som lämpar sig för biogasproduktion. Innan materialet komposteras blandas det med annat avfall för att ge en bättre struktur. Denna blandning ska, för att ge bra komposteringsförhållanden, ha en fukthalt på över 50 %. Så länge det studerade materialet har en likvärdig fukthalt eller högre räknas mängden komposterat material inte om.

Produkt

Produkten är kompost som används till gräsmattor, planteringar och anläggningsarbeten. Ett ton ingående material förväntas motsvara 700 kg färdig kompost⁸⁵.

Restprodukt

Ingen restprodukt finns från komposteringsprocessen.

Miljöpåverkan från komposteringsprocessen

Energibalans

Vid ankomsten till anläggningen antas de organiska restprodukterna genomgå förbehandling i form av sönderdelning och utsortering av föroreningar såsom metaller. Till detta krävs energi i form av el. Om organiskt hushållsavfall behandlas kan det vara förpackat i plastpåsar som också måste avlägsnas och skickas till förbränning. Vid öppen strängkompostering luftas materialet genom vändning med hjälp av en dieseldriven traktor som har en uteffekt på 75-130 kW, för emissioner se bilaga B⁸⁶.

I komposteringsprocessen frigörs energi i form av värme, men den enda nyttan som denna energi kan göra är att värma upp kompostmaterialet vilket får processen att gå snabbare. Inte heller finns några indirekta energivinster.

⁸⁴ Avfall Sverige, rapport 2008:10

⁸⁵ Avfall Sverige (2005), RVF rapport 2005:06, bilaga 1c

⁸⁶ Ibid.

Energibehov

Värden för energibehov vid strängkomposteringsanläggningar antas uppgå till⁸⁷:

- Elektricitet: 7 MJ/ton organiskt material
- Maskiner (diesel): 55 MJ/ton organiskt material

Spridningen av slutprodukten kompost ger upphov till emissioner från dieseldrivna traktorer och en traktor av samma typ som vänder kompostmaterialet vid anläggningen används: En traktor med en uteffekt på 75-130 kW, för emissioner se bilaga B. Spridning av kompost antas motsvara 15 MJ per ton kompost⁸⁸. Ett ton organiskt material antas ge 700 kg färdig kompost⁸⁹, vilket gör att för ett ton organiskt material krävs 10,5 MJ energi.

Direkta emissioner från komposteringsprocessen

Eftersom luften inte renas avgår de emissioner som uppkommer till atmosfären. Detta antagande görs eftersom endast ett fåtal anläggningar idag renar frånluften med hjälp av biofilter. Från kompostprocessen emitteras CO₂ (vilket inte inkluderas i studien då den inte är fossil), NH₃, CH₄, N₂O och olika luktframkallande ämnen. NH₃-avgångarna kan vara stora, vilket bidrar till övergödning och försurning. CH₄ och N₂O bildas i varierande mängder i de anaeroba nedbrytningsprocesserna⁹⁰. Att mängden emissioner av olika ämnen beror på förhållandena i komposten försvårar en uppskattning av mängder. Gällande VOC är förhållandena inte undersökta då det gäller kompostering⁹¹.

Emissioner av CO₂

I formeln nedan motsvarar siffrorna 44 och 12 molmassorna för CO₂ och C, respektive. C_a anger hur stor halt av C som blir CO₂ (kg/ton material).

$$\text{Emission av CO}_2 = C_a * 44/12 \quad [\text{formel K1}]$$

Nedbrytningen av kolet i det komposterade materialet anges i Tabell 7 nedan.

Tabell 7: Nedbrytning av organiskt material i komposten⁹²

Ämne	% C som blir CO ₂	% C som blir humus
Lignin	30	70
Cellulosa	90	5
Stärkelse och socker	80	20
Fett	60	40
Protein	65	35

⁸⁷ Sonesson (1996)

⁸⁸ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

⁸⁹ Avfall Sverige (2005), RVF rapport 2005:06, bilaga 1c

⁹⁰ Sundberg, C (2003)

⁹¹ Avfall Sverige (2005), RVF rapport 2005:06, bilaga 1c

⁹² Sonesson (1996)

Emissioner av CH₄

I studien antas goda komposteringsförhållanden vilket gör att mängden CH₄ som bildas antas vara 0,35 % av bildat CO₂⁹³.

Emissioner av N-tot

Gällande kväve från protein förloras en del i gasform, medan en del stannar kvar i komposten. Viss andel kväve förloras i gasform och mängden kan grovt uppskattas genom C/N-kvoten hos materialet⁹⁴:

$$\text{N-förlust (\% av inkommande)} = 0,55903 - 0,01108 * (\text{C/N}) \quad [\text{formel K2}]$$

Av denna förlust antas att:

- 2 % är i form av N₂O
- 2 % är i form av N₂
- 96 % är i form av NH₃

I formlerna nedan är N_a andel N som blir N₂O (kg per ton material), N_b är andelen N som blir N₂ och N_c är andel N som blir NH₃. Värdena 44, 14, 28 och 17 är molmassorna för N₂O, N, N₂ och NH₃, respektive.

$$\text{Emission av N}_2\text{O} = \text{N}_a * 44/14 \quad [\text{formel K3}]$$

$$\text{Emission av N}_2 = \text{N}_b * 28/14 \quad [\text{formel K4}]$$

$$\text{Emission NH}_3 = \text{N}_c * 17/14 \quad [\text{formel K5}]$$

Emissioner av toxiska ämnen

Viss nedbrytning av lättnedbrytbara toxiska ämnen sker i komposten⁹⁵, men tillförlitliga data om mängder saknas. Alla tungmetaller och dioxiner som förs in i anläggningen finns kvar i slutprodukten och sprids till omgivningarna då komposten används.

Sparade klimatemissioner

Kompostjorden kan inte ersätta mineralgödsel eller någon annan produkt på grund av dess låga näringsinnehåll. Därför finns inga minskade emissioner från denna process.

⁹³ Sonesson (1996)

⁹⁴ Ibid.

⁹⁵ Löfblad et al (2010)

Bilaga C4: Antaganden för lagring och spridning av flytgödsel

Systemet

Anläggning

Gödslet antas produceras, lagras och spridas inom ett jordbruk.

Behandlat material

Stallgödsel kan vara av flertalet typer, exempelvis fast eller flytande. I studien behandlas endast en typ av gödsel, nämligen flytgödsel från nöt då det finns större mängder av denna typ av stallgödsel i Sverige.

Både nöt- och svinflytgödsel har en TS-halt på cirka 8-9 %. Sammansättningen på gödslet kan skilja sig åt mellan svin och nöt, speciellt kan kvävehalten vara högre hos svin och fiberhalten lägre⁹⁶. Dock kan sammansättningen på stallgödsel också variera mellan djur inom samma djurslag och dessa skillnader förbises därför.

Produkt

Produkten vid behandlingen är de växtnäringsämnen som tillförs åkrar och marker genom gödsling.

Restprodukt

Inga restprodukter finns från denna behandlingsmetod.

Miljöpåverkan från lagring och spridning av flytgödsel

Energibalans

Energi krävs i form av diesel till traktorer. Ingen energiutvinning sker, men indirekta energivinster uppstår då flytgödsel kan ersätta mineralgödsel.

Energibehov

Energibehovet vid spridning av flytgödsel utgörs av diesel till traktorer och antas uppgå till 20 MJ per ton flytgödsel⁹⁷. Spridningen görs med hjälp av en traktor som har en uteffekt på 75-130 kW, för emissioner se bilaga B.

Indirekt energivinst

Flytgödsel kan ersätta mineralgödsel, vilket innebär en minskad produktion och en energibesparing. Hur mycket mineralgödsel som kan ersättas beror på näringsinnehållet i flytgödseln. För energibehov vid tillverkning av mineralgödsel, se bilaga B.

Direkta emissioner från lagring och spridning av flytgödsel

Emissioner till luft och mark uppkommer vid denna behandlingsmetod.

⁹⁶ Carlsson, M & Uldal, M (2009)

⁹⁷ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

Emissioner av CH₄

Lagringsbehållaren antas vara av betong och övertäckt med ett stabilt svämtäcke, men vissa gaser slipper ändå ut. Enligt undersökningar av svenska förhållanden slipper ungefär 2,5 % av maximalt bildad CH₄ ut från lagringsbehållarna⁹⁸. Den maximalt bildade mängden CH₄ antas här vara densamma som biogasutbytet vid rötning av materialet, se bilaga D. Vid spridning förekommer emissioner av CH₄ som inte är kvantifierade, men då utsläppen av CH₄ främst sker i stall eller lager bortses här från dessa emissioner⁹⁹.

Emissioner av NH₃

Vid lagring förekommer emissioner av NH₃ som inte är kvantifierade. Spridningen av gödslet antas ske genom nedmyllning och gynnsamma väderförhållanden vilket minimerar förluster. Precis som vid spridning av biogödsel är det svårt att kvantitativt bedöma förluster, men en uppskattning är att för varje ton flytgödsel försvinner 250 g NH₃¹⁰⁰.

Emissioner av VOC

Dessa emissioner förekommer men är inte kartlagda i dagsläget.

Emissioner av N₂O

Emissioner av N₂O vid lagring är inte kvantifierade. Vid spridning antas emissionerna vara 41 g N₂O per ton flytgödsel¹⁰¹.

Emissioner av tungmetaller och dioxiner

Inga uppgifter angående emissioner av toxiska ämnen såsom tungmetaller och dioxiner förekommer för flytgödsel, men om tungmetaller förekommer i materialet sprids dessa med flytgödseln då den används på åkern.

Sparade klimatmissioner

Flytgödsel kan ersätta mineralgödsel för gödning av åkermark, vilket innebär att energi för tillverkning av mineralgödsel sparas vid denna behandlingsmetod och därmed också emissioner av klimatpåverkande ämnen. Emissionerna från tillverkningen redovisas i bilaga B och beräknas utifrån flytgödselns uppskattade innehåll av NH₄⁺ (den växttillgängliga formen av N) och P.

⁹⁸ Rodhe et al (2008)

⁹⁹ Jordbruksverket (2009): Promemoria

¹⁰⁰ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 45

¹⁰¹ Ibid.

Bilaga D: Beräkningar

Här redovisas de beräkningar som ligger till grund för analys och resultat, indelade efter behandlingsmetod.

Innehåll Bilaga D

Struktur för bilaga D1-D4:

- Energiflöden och de emissioner dessa genererar
- Direkta emissioner från processen
- Summering av energiflöden och kvantifierade emissioner
- Icke kvantifierade emissioner från processen

Bilaga D1:

Rötningsprocessen.....	3
Bilaga D2: Förbränningsprocessen.....	13
Bilaga D3: Komposteringsprocessen.....	17
Bilaga D4: Lagring och spridning av flytgödsel.....	25
Bilaga D5: Tillverkning av djurfoder.....	29

Den kemiska sammansättningen för de studerade organiska restprodukterna och mängder av komponenterna i ett ton av materialet anges i Tabell 8 nedan¹⁰².

Tabell 8: Kemisk sammansättning för de studerade organiska restprodukterna samt mängder i ett ton av materialet.

	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall	Flytgödsel	1 ton org. hushållsavfall	1 ton slakteriavfall	1 ton flytgödsel
	(%)	(%)	(%)	(kg)	(kg)	(kg)
TS	33	30	9	330	300	90
	(% av TS)	(% av TS)	(% av TS)			
VS	85	85	80	280,5	255	72
C	44	46,75	22,2	145,2	140,25	19,98
N	2	6,8	4	6,6	20,4	3,6
NH₄-N	i.u	i.u	2,15	i.u	i.u	1,94
O	2,87	12,75	i.u	9,47	38,25	i.u
S	0,024	0,26	i.u	0,079	0,77	i.u
H	0,58	5,9	i.u	1,9	17,85	i.u
P	1,4	2,83	0,5	1,32	8,49	0,46
Pb	1*10 ⁻³	i.u	i.u	3,3*10 ⁻³	i.u	i.u
Hg	2,8*10 ⁻⁶	i.u	i.u	9,2*10 ⁻⁶	i.u	i.u
VOC	2*10 ⁻⁴	i.u	i.u	6,6*10 ⁻⁴	i.u	i.u
Dioxiner	9*10 ⁻¹⁴	i.u	i.u	2,7*10 ⁻¹³	i.u	i.u
C/N-kvot	22	4	12			
	(m ³ /ton våtvikt)	(m ³ /ton våtvikt)	(m ³ /ton våtvikt)	(m ³)	(m ³)	(m ³)
Biogasutbyte	205,3	293	23,6	205,25	293	23,6
	(%)	(%)	(%)			
Metan i biogas	62	68	65	129,3	199,24	15,3

De olika organiska restprodukterna är aktuella för de behandlingsalternativ som anges i Tabell 9 nedan.

Tabell 9: Aktuella behandlingsmetoder för de studerade organiska restprodukterna.

	Rötning	Förbränning	Kompostering	Lagring och spridning
Org. hushållsavfall	X	X	X	
Slakteriavfall	X	X	X	
Flytgödsel	X			X

¹⁰² Organiskt hushållsavfall: Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44, Sundqvist et al (2002), Carlsson, M & Uldal, M (2009)
 Slakteriavfall: Karlsson et al (2007) samt Carlsson, M & Uldal, M (2009)
 Gödsel: Carlsson, M och Uldal, M (2009), Rodhe et al (2008)

Bilaga D1: Beräkningar för rötningsprocessen

Beräkningar har gjorts för alla de studerade substraten: Organiskt hushållsavfall, slakteriavfall och flytgödsel. Konstanter som används i beräkningarna är värmevärde för $\text{CH}_4 = 35,3 \text{ MJ/m}^3$ och densitet för $\text{CH}_4 = 0,71 \text{ kg/m}^3$.

TS-halten i de organiska restprodukterna gör att de motsvarar olika stor mängd substratblandning och rötrest: Ett ton organiskt hushållsavfall motsvarar 3,3 ton substratblandning och rötrest, slakteriavfall 3 ton och flytgödsel 0,9 ton.

Energiflöden och de emissioner dessa genererar

Ett ton organiskt hushållsavfall motsvarar 3,3 ton substratblandning, ett ton slakteriavfall motsvarar 3 ton substratblandning och ett ton flytgödsel motsvarar 0,9 ton substratblandning. Energiflöden i processen anges i Tabell 10 nedan. Beräkningar krävs för att få reda på de saknade parametrarna och för att kvantifiera de utsläpp som energiflödena ger upphov till.

Tabell 10: Energiflöden i rötningsprocessen vid behandling av de studerade organiska restprodukterna.

	Antagna värden	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall	Flytgödsel
Energibehov				
Drift: El	46 MJ/ton s.b*	151,8 MJ	138 MJ	41,4 MJ
Drift: Värme	100 MJ/ton s.b*	330 MJ	300 MJ	90 MJ
Förbehandling (hög TS-halt)	15 MJ/ton substrat	15 MJ	15 MJ	0
Avvattning av rötrest (hög TS-halt)	4,5 MJ/ton rötrest	14,85 MJ	13,5 MJ	0
Uppgradering	1,71 MJ/m ³ fordonsgas			
Spridning av rötrest	20 MJ/ton rötrest	66 MJ	60 MJ	18 MJ
Utvunnen energi: Biogas	35,3 MJ/m ³ CH ₄			
Indirekt energivinst:	Proportionellt mot NH ₄			
Mineralgödsel	och P i rötrest			

*s.b = substratblandning

Emissioner från energibehov

Med hjälp av de antaganden som anges i Tabell 10 ovan kan energibehovet och de emissioner som härrör från detta beräknas för varje organisk restprodukt.

Förbränning av biogas för värmebehov

Värmen i anläggningen produceras genom förbränning av biogas i en värmepanna med verkningsgrad på 95 %. Värmevärde för CH_4 är $35,3 \text{ MJ/m}^3$ och för att tillgodose värmebehovet krävs för de olika substraten krävs:

Organiskt hushållsavfall: $330 / (35,3 * 0,95) = 9,84 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$.

Slakteriavfall: $300 / (35,3 * 0,95) = 8,95 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$.

Flytgödsel: $90 / (35,3 * 0,95) = 2,68 \text{ m}^3 \text{ CH}_4$.

Detta genererar emissioner enligt Tabell 11 nedan.

Tabell 11: Emissioner från värmebehovet i biogasanläggningen vid behandling av de olika organiska restprodukterna. Värmen tillförs genom förbränning av biogas.

	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall	Flytgödsel
Biogas till värmebehov (m ³)	9,84	8,95	2,68
Emissioner (g)			
Fossil CO ₂	0	0	0
NO _x	0,86	0,78	0,234
SO _x	0,66	0,6	0,18
CO	0,66	0,6	0,18
NMVOC	0,99	0,9	0,27
N ₂ O	0	0	0
CH ₄	1,32	1,2	0,36
Partiklar	0,66	0,6	0,18
NH ₃	0	0	0
Pb	0	0	0
Hg	0	0	0
Dioxiner	0	0	0

Elbehov

Enligt Tabell 10 ovan är elbehovet förutom uppgradering:

Organiskt hushållsavfall: $151,8+15+14,85 = 181,65$ MJ

Slakteriavfall: $138+15+13,5 = 166,5$ MJ

Flytgödsel: 41,4 MJ

Till uppgradering går all biogas som inte sluppit ut ur anläggningen eller använts till värmeproduktion.

Producerad mängd CH₄ är för de olika organiska restprodukterna:

Organiskt hushållsavfall: 129,3 m³

Slakteriavfall: 199,24 m³

Flytgödsel: 15,3 m³

Metanslip gör att endast 98,3 % av den producerade mängden CH₄ går till uppgradering, vilket motsvarar:

Organiskt hushållsavfall: $129,3*0,983 = 127,1$ m³

Slakteriavfall: $199,24*0,983 = 195,85$ m³

Flytgödsel: $15,3 * 0,983 = 15,04$

Innan uppgradering försvinner CH₄ till värmeproduktion:

Organiskt hushållsavfall: 9,84 m³

Slakteriavfall: 8,95 m³

Flytgödsel: 2,68 m³

Metanslip från uppgradering motsvarar 3,1 % av den CH₄ som går till uppgradering.

Kvar finns därefter 96,9 % av den CH₄ som fördes till uppgradering.

Organiskt hushållsavfall: $(127,1 - 9,84)*0,969 = 113,6$ m³

Slakteriavfall: $(195,85 - 8,95)*0,969 = 181,11$ m³

Flytgödsel: $(15,04 - 2,68)*0,969 = 11,98$ m³

Sammanlagt metanslip:

Organiskt hushållsavfall: $129,3 - 113,6 - 9,84 = 5,86 \text{ m}^3$

Slakteriavfall: $199,24 - 181,11 - 8,95 = 9,18 \text{ m}^3$

Flytgödsel: $15,3 - 11,98 - 2,68 = 0,64 \text{ m}^3$

Biogasen har en CH₄-halt på 97 % och för varje m³ biogas krävs 1,71 MJ el.

Organiskt hushållsavfall: $(113,6/0,97)*1,71 = 200,3 \text{ MJ}$

Slakteriavfall: $(181,11/0,97)*1,71 = 319,28 \text{ MJ}$

Flytgödsel: $(11,98/0,97)*1,71 = 21,12 \text{ MJ}$

Summa elbehov:

Organiskt hushållsavfall: $181,65+200,3 = 381,95 \text{ MJ}$

Slakteriavfall: $166,5 + 319,28 \text{ MJ} = 485,78 \text{ MJ}$

Flytgödsel: $41,4 + 21,12 \text{ MJ} = 62,52 \text{ MJ}$

Denna elförbrukning genererar emissioner enligt Tabell 12 nedan.

Tabell 12: Emissioner från elbehovet i biogasanläggningen vid rötning de olika organiska restprodukterna

	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall	Flytgödsel
Elbehov (MJ)	381,95	485,78	62,52
Emissioner (g)			
Fossil CO ₂	33 000,48	41 971,39	5 401,73
NO _x	41,25	52,46	6,75
SO _x	27,50	34,98	4,50
CO	123,75	157,39	20,26
NMVOG	13,75	17,49	2,25
N ₂ O	4,13	5,25	0,68
CH ₄	13,75	17,49	2,25
Partiklar	13,75	17,49	2,25
NH ₃	1,10	1,40	0,18
Pb	$6,9*10^{-3}$	$8,7*10^{-3}$	$1,1*10^{-3}$
Hg	$2,8*10^{-4}$	$3,5*10^{-4}$	$4,5*10^{-5}$
Dioxiner	0	0	0

Emissioner från traktorer vid spridning av biogödsel

Energibehovet för spridning av rötrest med hjälp av traktorer anges i Tabell 10 ovan och emissionerna från denna energianvändning anges i

Tabell 13 nedan.

Tabell 13: Emissioner från användningen av diesel i traktorer vid spridning av rötrest från de olika organiska restprodukterna

	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall	Flytgödsel
Energibehov (MJ)	66	60	18
Emissioner (g)			
Fossil CO ₂	4 695,90	4269	1 280,7
NO _x	1 988,71	1 807,9	542,38
SO _x	0,03	0,027	8,1*10 ⁻³
CO	1 188	1080	324
NM VOC	308,88	280,8	84,24
N ₂ O	83,16	75,6	22,68
CH ₄	11,88	10,8	3,24
Partiklar	144,94	131,76	39,53
NH ₃	4,75	4,32	1,30
Pb	0	0	0
Hg	0	0	0
Dioxiner	0	0	0

Emissioner från användning av biogas samt sparade klimatmissioner

Vissa emissioner uppkommer då biogasen används som fordonsbränsle.

Energiinnehållet för CH₄ är 35,3MJ/ m³. Detta ger, för den uppgraderade mängden CH₄:

Organiskt hushållsavfall: 35,3*113,63 = 4 011,14 MJ

Slakteriavfall: 35,3*181,11 = 6 393,18 MJ

Flytgödsel: 35,3*11,98 = 422,89 MJ

Då den biogas som producerats vid rötning av de olika organiska restprodukterna används som fordonsbränsle i personbilar uppkommer vissa emissioner. Dessa anges i

Tabell 14 nedan.

Tabell 14: Emissioner från användning av biogas som fordonsbränsle i personbil. Biogasen härrör från rötning av de studerade organiska restprodukterna.

	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall	Flytgödsel
Energimängd (MJ)	4 011,14	6 393,18	422,89
Emissioner (g)			
Fossil CO ₂	0	0	0
NO _x	112,32	179,01	11,84
SO _x	0	0	0
CO	140,40	233,76	14,80
NMVOC	72,21	115,08	7,61
N ₂ O	0	0	0
CH ₄	80,23	127,86	8,46
Partiklar	7,62	12,15	0,80
NH ₃	0	0	0
Pb	0	0	0
Hg	0	0	0
Dioxiner	0	0	0

Biogasen kan ersätta fossila bränslen för användning i personbilar. De besparade emissionerna från den förbrukning av fossila bränslen som därigenom undviks anges i Tabell 15 nedan. Emissionerna anges som ”sparade CO₂e” i efterföljande tabeller. Karakteriseringsfaktorerna anges inom parentes och i bilaga B.

Tabell 15: Sparade klimatmissioner då biogas från de studerade organiska restprodukterna ersätter fossila bränslen som fordonsbränsle i personbil.

	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall	Flytgödsel
Energimängd (MJ)	4 011,14	6 393,18	422,89
Emissioner (g)			
CO ₂ (*1)	296 842,86	473 095,32	31 293,86
N ₂ O (*310)	80,23	127,86	8,46
CH ₄ (*21)	28,08	44,75	2,96
Summa CO₂e	322 303,84	513 671,55	33 978,62

Energikvot och nettoenergiutbyte

Energikvot = Utvunnen energi/Energiinsats och nettoenergiutbyte = Utvunnen energi – energiinsats.

Energikvot:

Organiskt hushållsavfall: $4\,011,14/777,95 = 5,16$

Slakteriavfall: $6\,393,18/845,78 = 7,56$

Flytgödsel: $422,89/170,52 = 2,48$

Nettoenergiutbyte:

Organiskt hushållsavfall: $4\,011,14-777,95 = 3\,233,19$

Slakteriavfall: $6\,393,18-845,78 = 5\,547,4$

Flytgödsel: $422,89-170,52 = 252,37$

Indirekt energivinst: Rötrest ersätter mineralgödsel

Vid användning av rötrest som biogödsel kan energi och klimatemissioner sparas genom att tillverkning av mineralgödsel undviks. Rötrestens innehåll avgör hur stor mängd mineralgödsel som kan ersättas och därmed vilken energiförbrukning och vilka emissioner detta kan spara. Även dessa emissioner anges som ”sparade CO₂e” i efterföljande tabeller. Endast NH₄-N är tillgängligt för växterna direkt och kan därför anses ersätta mineralgödsel.

Efter rötning av ett ton organiskt hushållsavfall kvarstår ett ton rötrest vars sammansättning¹⁰³ visas i

Tabell 16.

För slakteriavfall och flytgödsel finns inga data för denna sammansättning. Uppskattningar kan dock göras av de mängder av mineralgödsel som rötresten från dessa organiska restprodukter kan ersätta.

Vid rötning av slakteriavfall är N- och P-halten högre. I inkommande organiskt hushållsavfall fanns 6,6 kg N, vilket nästan halverades. Samma antagande för slakteriavfall, där inkommande mängd N är 20,4 kg, ger en rötrest med cirka 10 kg N. Om förhållandet mellan organiskt bundet N och NH₄⁺ också antas vara samma får rötresten ett NH₄⁺-innehåll på cirka 7,2 kg. P-innehållet i slakteriavfallet är 8,49 kg och antas även finnas i rötresten.

Sparad energi och klimatemissioner då rötad flytgödsel ersätter mineralgödsel kan ungefär uppskattas genom beräkningar för orötad flytgödsel. Efter rötning av flytgödsel finns nämligen en större andel N i växttillgänglig form, vilket gör att en större mängd mineralgödsel kan ersättas. Mer energi och CO₂e sparas därför genom rötning av flytgödsel. Flytgödselns innehåll av N och P anges i Tabell 16 nedan¹⁰⁴. Detta är det innehåll som rötresten efter rötning av flytgödsel minst kommer att ha.

Tabell 16: Kväve- och fosforinnehåll i rötresten efter rötning av ett ton organiskt hushållsavfall och i ett ton orötad stallgödsel.

	TS-halt	Tot-N (kg)	NH ₄ – N (kg)	P (kg)
Organiskt hushållsavfall	1,6 %	3,6	2,6	0,18
Orötad stallgödsel	9 %	3,6	1,94	0,46

Energiförbrukning och emissioner av CO₂e vid tillverkning av mineralgödsel anges i Tabell 17 nedan. För källor och detaljerad information om energikällor, se bilaga B.

Tabell 17: Energiförbrukning och emissioner av CO₂e vid tillverkning av mineralgödsel.

	1 kg N-gödsel	1 kg P-gödsel	Org. hushållsavfall: 2,6 kg NH ₄ , 0,18 kg P	Slakteriavfall: 7,2 kg NH ₄ , 8,49 kg P	Flytgödsel*: 1,94 kg NH ₄ , 0,46 kg P
Energiinsats (MJ)	52,92	30,6	143,09	640,81	116,74
Utsläpp (g CO ₂ e)	3 267,22	3 119,5	9 056,28	50 008,54	7 773,38

*Rötrest från flytgödsel kan som minst ersätta denna mineralgödselmängd.

¹⁰³ Avfall Sverige, rapport 2005:10

¹⁰⁴ Andersson, A (1999)

Direkta emissioner från rötningsprocessen

De antaganden som gjorts för rötningsprocessen anges i Tabell 18 nedan, tillsammans med de emissioner dessa antaganden ger upphov till för de studerade organiska restprodukterna.

Tabell 18: Antagna värden för emissioner vid rötning av ett ton av de studerade organiska restprodukterna.

	Antagna värden	Org. hushållsavfall	Slakteri-avfall	Flytgödsel
Kvantifierade emissioner (g)				
- CH ₄ från röt-kammare	1,7 % av producerad CH ₄	1 560	2 400	185
- CH ₄ från uppgradering	3,1 % av uppgraderad CH ₄	2 590	4 120	269
- NH ₃ , spridning av rötrest	310 g/ton rötrest	1 020	930	279
- N ₂ O, spridning av rötrest	25 g/ton rötrest	82,5	75	22,5

Metanslip från anläggningen

Metanslip från röt-kammaren är 1,7 % och från uppgradering 3,1 %. Densitet CH₄ = 0,71 kg/m³. Sammanlagt metanslip enligt ovan:

Organiskt hushållsavfall: $5,86 \cdot 0,71 = 4,15$ kg

Slakteriavfall: $9,18 \cdot 0,71 = 4,11$ kg

Flytgödsel: $0,64 \cdot 0,71 = 454,4$ g

Spridning av tungmetaller och dioxiner

Tungmetaller och dioxiner som finns i rötresten släpps ut till miljön då gödsling med biogödsel sker. Gällande slakteriavfall och flytgödsel finns inga data för dessa emissioner. Innehållet i ett ton av de organiska restprodukterna anges i Tabell 19 nedan.

Tabell 19: Innehåll av tungmetaller och dioxiner i organiskt hushållsavfall, slakteriavfall och flytgödsel.

Ämne (g/ton)	Organiskt hushållsavfall	Slakteriavfall	Flytgödsel
Pb	3	i.u	i.u
Hg	$8,4 \cdot 10^{-3}$	i.u	i.u
Dioxiner	$2,7 \cdot 10^{-10}$	i.u	i.u

Summering av energiflöden och kvantifierade emissioner

De kvantifierade emissionerna från rötningsprocessen summeras först per typ av organisk restprodukt, i Tabell 20,

Tabell 21 och

Tabell 22.

Tabell 20: Energiflöden och kvantifierade emissioner från delarna i rötningsprocessen då ett ton organiskt hushållsavfall rötas.

	Direkt, anlägg	El	Värme	Diesel till spridning	Från rötrest	Fordons-gas	Summa
Energiförbrukning (MJ)	0	381,95	330	66	0	0	777,95
Utvunnen energi (MJ)	0	0	0	0	0	4 011,14	4 011,14
Indirekt energivinst (MJ)	0	0	0	0	143,09	0	143,09
Emissioner (g)							
Fossil CO ₂	0	33 000,48	0	4 695,90	0	0	37 696,38
NO _x	0	41,25	0,86	1 988,71	0	112,32	2 143,14
SO _x	0	27,50	0,66	0,03	0	0	28,19
CO	0	123,75	0,66	1 188	0	140,40	1 452,81
HC (= VOC)	i.u	13,75	0,99	308,88	0	72,21	395,83
N ₂ O	i.u	4,13	0	83,16	82,5	0	169,79
CH ₄	4150	13,75	1,32	11,88	i.u	80,23	4 257,18
Partiklar	0	13,75	0,66	144,94	0	7,62	166,97
NH ₃	i.u	1,10	0	4,75	1023	0	1 028,85
Pb	0	6,9*10 ⁻³	0	0	3	0	3,0069
Hg	0	2,8*10 ⁻⁴	0	0	8,4*10 ⁻³	0	8,68*10 ⁻³
Dioxiner	0	0	0	0	2,7*10 ⁻¹⁰	0	2,7*10 ⁻¹⁰
Sparade CO ₂ e	0	0	0	0	9 056,28	322 303,84	331 360, 12

Tabell 21: Energiflöden och kvantifierade emissioner från delarna i rötningsprocessen då ett ton slakteriavfall rötas.

	Direkt, anlägg	El	Värme	Diesel för spridning	Från rötrest	Fordons-gas	Summa
Energiförbrukning (MJ)	0	485,78	300	60	0	0	845,78
Utvunnen energi (MJ)	0	0	0	0	0	6 393,18	6 393,18
Indirekt energivinst (MJ)	0	0	0	0	640,81	0	640,81
Emissioner (g)							
Fossil CO ₂	0	41 971,39	0	4269	0	0	46 240,39
NO _x	0	52,46	0,78	1 807,9	0	179,01	2 040,15
SO ₂	0	34,98	0,6	0,027	0	0	35,61
CO	0	157,39	0,6	1080	0	233,76	1 471,75
HC (= VOC)	i.u	17,49	0,9	280,8	0	115,08	414,27
N ₂ O	i.u	5,25	0	75,6	75	0	155,85
CH ₄	6520	17,49	1,2	10,8	i.u	127,86	6 677,35
Partiklar	0	17,49	0,6	131,76	0	12,15	162
NH ₃	i.u	1,40	0	4,32	930	0	935,72
Pb	0	8,7*10 ⁻³	0	0	i.u	0	8,7*10 ⁻³
Hg	0	3,5*10 ⁻⁴	0	0	i.u	0	3,5*10 ⁻⁴
Dioxiner	0	0	0	0	i.u	0	i.u
Sparade CO ₂ e	0	0	0	0	50 008,54	513 671,55	563 680,09

Tabell 22: Energiflöden och kvantifierade emissioner från delarna i rötningsprocessen då ett ton flytgödsel rötas.

	Direkt, anlägg	El	Värme	Diesel för spridning	Från rötrest	Fordons-gas	Summa
Energiförbrukning (MJ)	0	62,52	90	18	0	0	170,52
Utvunnen energi (MJ)	0	0	0	0	0	422,89	422,89
Indirekt energivinst (MJ)	0	0	0	0	116,74	0	116,74
Emissioner (g)							
Fossil CO ₂	0	5 401,73	-	1 280,7	0	0	6 682,43
NO _x	0	6,75	0,234	542,38	0	11,84	561,20
SO ₂	0	4,50	0,18	8,1*10 ⁻³	0	0	4,69
CO	0	20,26	0,18	324	0	14,80	359,24
HC (= VOC)	i.u	2,25	0,27	84,24	0	7,61	94,37
N ₂ O	i.u	0,68	0	22,68	22,5	0	45,86
CH ₄	454	2,25	0,36	3,24	i.u	8,46	468,31
Partiklar	0	2,25	0,18	39,53	0	0,80	42,76
NH ₃	i.u	0,18	0	1,30	279	0	280,48
Pb	0	1,1*10 ⁻³	0	0	i.u	0	1,1*10 ⁻³
Hg	0	4,5*10 ⁻⁵	0	0	i.u	0	4,5*10 ⁻⁵
Dioxiner	0	0	0	0	i.u	0	i.u
Sparade CO ₂ e	0	0	0	0	7 773,38	33 978,62	41 752

Karakterisering av emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning

Tabell 23 nedan summerar de emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning. Karakteriseringsfaktorer anges inom parentes för varje ämne och även i bilaga B. Karakteriseringsfaktorer anges inom parentes för varje ämne och även i bilaga B.

Tabell 23: Karakterisering av emissioner från rötningsprocessen

	Organiskt hushållsavfall	Slakteriavfall	Flytgödsel
Klimatpåverkande emissioner			
Fossil CO ₂ (*1)	37 696,38	46 240,39	6 682,43
N ₂ O (*310)	169,79	155,85	45,86
CH ₄ (*21)	4 257,18	6 677,35	468,31
Summa (g CO₂e)	179 732,06	234 778,24	30 733,54
Emissioner som påverkar försurning			
NO _x (*0,7)	2 143,14	2 040,15	561,20
SO _x (*1)	28,19	35,61	4,6881
NH ₃ (*1,88)	1 028,85	935,72	280,48
Summa (g SO₂e)	3 462,63	3 222,87	924,83
Emissioner som påverkar övergödning			
NO _x (*0,13)	2 143,14	2 040,15	561,20
NH ₃ (*0,35)	1 028,85	935,72	280,48
Summa (g PO₄³⁻ e)	638,70	592,72	171,12

Icke kvantifierade emissioner vid rötning

Från biogasanläggningen förekommer emissioner av NH₃, VOC och N₂O, men inga mängder är kartlagda i dagsläget.

Vid spridning av rötrest förekommer emissioner av CH₄. Storleken på utsläppen beror bland annat på spridningssätt varför en uppskattning är svår att göra.

Användningen av rötrest som biogödsel ger återföring av näringsämnen och en förbättrad markstruktur.

Tungmetaller och dioxiner som finns i rötresten släpps ut till miljön då gödsling med biogödsel sker. Inga uppgifter om mängder av tungmetaller och dioxiner finns för slakteriavfall eller flytgödsel.

Bilaga D2: Beräkningar för förbränningsprocessen

Vid förbränning är de organiska restprodukterna organiskt hushållsavfall och slakteriavfall aktuella. Slakteriavfall behandlas innan förbränning med Biomal-metoden, där materialet går igenom en grovkross, metalldetektor och en kvarn innan det kan förbrännas. I antaganden nedan benämns detta som extra förbehandling.

Energiflöden och de emissioner dessa genererar

Värmevärde

$$H_i = 34,83 * C + 93,87 * H + 10,47 * S + 6,28 * N - 10,8 * O - 2,5 * H_2O \quad [\text{Formel FI}]$$

Detta ger, för de studerade organiska restprodukterna:

Organiskt hushållsavfall:

$$H_i = 34,83 * 0,1452 + 93,87 * 1,9 * 10^{-3} + 10,47 * 7,9 * 10^{-5} + 6,28 * 6,6 * 10^{-3} - 10,8 * 9,47 * 10^{-3} - 2,5 * 0,67 = 3,5 \text{ MJ/kg bränsle}$$

Ett ton bränsle ger därmed 3500 MJ.

Slakteriavfall:

$$H_i = 34,83 * 0,14025 + 93,87 * 0,01785 + 10,47 * 7,7 * 10^{-4} + 6,28 * 0,0204 - 10,8 * 0,03825 - 2,5 * 0,7 = 4,53 \text{ MJ/kg bränsle}$$

Ett ton bränsle ger därmed 4530 MJ.

Dessa energimängder behövs för att räkna ut vissa saknade parametrar i Tabell 24 nedan, som anger energiflöden i förbränningsprocessen. Förbränning av slakteriavfall kräver extra förbehandling i form av krossning och malning genom den så kallade ”Biomal”-metoden. Se bilaga C för närmare beskrivning.

Tabell 24: Energiflöden vid förbränning av ett ton av de studerade organiska restprodukterna

	Antagna värden	Org. hushållsavfall = 3500 MJ	Slakteriavfall= 4810 MJ
Energibehov			
- Drift: El	378 MJ/ton bränsle	378 MJ	378 MJ
- Drift: Värme	180 MJ/ton bränsle	180 MJ	180 MJ
- Extra förbehandling: El	267,77 MJ/ton bränsle	0	267,77 MJ
- Extra förbehandling: Värme	339,18 MJ/ton bränsle	0	339,18 MJ
Utvunnen energi:			
El	1/3 av total energi		
Värme	2/3 av total energi		
Indirekt energivinst	0	0	0

Beräkning av de parametrar som saknas i Tabell 24 görs nedan.

Nettoenergiproduktion

En verkningsgrad på 90 % samt det faktum att 1/3 av energin blir el, 2/3 blir värme ger el- och värmeproduktionen:

Organiskt hushållsavfall: $3\,500 \cdot 0,9 = 3\,150$ MJ kan bli till el och värme, varav 1/3 el och 2/3 värme. Detta motsvarar 1050 MJ el och 2100 MJ värme.

Slakteriavfall: $4\,530 \cdot 0,9 = 4\,077$ MJ kan bli till el och värme, varav 1/3 el och 2/3 värme. Detta motsvarar 1 359 MJ el och 2 718 MJ värme.

Nettoproduktionen blir därmed, med energibehov från Tabell 24 ovan:

Organiskt hushållsavfall:

El: $1050 - 378 = 672$ MJ/ton organiskt hushållsavfall

Värme: $2100 - 180 = 1920$ MJ/ton organiskt hushållsavfall

Slakteriavfall:

El: $1359 - 378 - 267,77 = 713,23$ MJ/ton slakteriavfall

Värme: $2718 - 180 - 339,18 = 2\,198,82$ MJ/ton slakteriavfall

Besparingar av klimatemissioner vid användning av produkt: El och värme

Sparade emissioner av klimatpåverkande ämnen då el och värme kan ersätta svensk elmix och svensk fjärrvärme räknas om till CO₂e. Dessa anges nedan och benämns därefter som "sparade CO_e" i efterföljande tabeller. Karakteriseringsfaktorerna anges inom parentes i Tabell 25 och i bilaga B.

Elmix

Produktion av el från svensk elmix ger emissioner enligt Tabell 25 nedan (se bilaga B för emissioner).

Tabell 25: Sparade CO₂e då el från förbränningsanläggningen ersätter svensk elmix

	Org. Hushållsavfall	Slakteriavfall
Energimängd (MJ)	672	713,23
Emissioner (g)		
CO ₂ (*1)	58 060,8	61 623,07
N ₂ O (*310)	7,26	7,7
CH ₄ (*21)	24,19	25,67
Summa CO₂e	60 819,39	64 549,14

Fjärrvärme

Produktion av fjärrvärme, där emissionsfaktorn är 82 g CO₂e/kWh, ger följande besparing i klimatemissioner:

Organiskt hushållsavfall: 1920 MJ värme motsvarar 43 733,3 g CO₂e.

Slakteriavfall: 2 198,82 MJ värme motsvarar 49 473,45 g CO₂e.

Summa sparade CO₂e:

Organiskt hushållsavfall: 60 819,39 + 43 733,3 = 104 552,69 g CO₂e.

Slakteriavfall: 64 549,14 + 49 473,45 = 114 022,59 g CO₂e.

Energikvot och nettoenergiutbyte

Energikvot = Utvunnen energi/Energiinsats och nettoenergiutbyte = Utvunnen energi – energiinsats.

Energikvot:

Organiskt hushållsavfall: 3 150/558 = 5,65

Slakteriavfall: 4 077/1 164,95 = 3,5

Nettoenergiutbyte:

Organiskt hushållsavfall: 3 150-558 = 2 592

Slakteriavfall: 4 077-1 164,95 = 2 912,05

Indirekt energivinst

Ingen indirekt energivinst finns då ingen produkt kan ersättas.

Direkta emissioner från förbränningsprocessen

Antaganden för de direkta emissionerna från anläggningen efter rökgasrening anges i Tabell 26 nedan. Därefter beräknas de saknade parametrarna.

Tabell 26: Antagna emissioner från förbränning av ett ton av de organiska restprodukterna

	Antagna värden	Org. hushållsavfall = 3500 MJ	Slakteriavfall= 4530 MJ
Kvantifierade emissioner			
- NO _x	0,15 g/MJ tillfört bränsle	525 g	679,5 g
- SO _x	1,30*(kg S/ton bränsle)		
- CO	1 g/MJ tillfört bränsle	3500 g	4530 g
- VOC	0,1 g/MJ tillfört bränsle	350 g	453 g
- N ₂ O	10 mg/MJ tillfört bränsle	35 g	45,3 g
- Partiklar	10 g/ton tillfört bränsle	10 g	10 g
- NH ₃	5 mg/MJ tillfört bränsle	17,5 g	22,65 g
- Hg	6 % av mängd Hg i bränslet		
- Dioxiner	0,0015 mg/ton bränsle	0,0015 mg	0,0015 mg

Emissioner av SO₂

Emission av SO₂ = 0,65 * S_{bränsle} * (64,1 / 32,1) [formel F2]

Formel F2 ger för organiskt hushållsavfall:

Emission av SO₂ = 0,65*0,079*(64,1/32,1) = 0,1025 kg = 102,5 g SO₂

För slakteriavfall:

Emission av SO₂ = 0,65*0,77*(64,1/32,1) = 0,999 kg = 999 g SO₂

Emissioner av tungmetaller

Det organiska hushållsavfallet innehåller små mängder tungmetaller som hamnar i askan. Undantaget är Hg där 6 % av inkommande mängd antas avges med rökgaserna. Innehåll av tungmetaller i slakteriavfallet är inte kartlagt.

Hg-emissioner: $0,06 \cdot 9,2 \text{ mg} = 0,552 \text{ mg Hg}$ per ton organiskt hushållsavfall

Summering av kvantifierade emissioner

De kvantifierade emissionerna från förbränning av organiskt hushållsavfall och slakteriavfall summeras i Tabell 27 nedan.

Tabell 27: Kvantifierade emissioner från förbränning av organiskt hushållsavfall och slakteriavfall.

	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall
Energiförbrukning (MJ)	558	1 164,95
Utvunnen energi (MJ)	3 150	4 077
Indirekt energivinst (MJ)	0	0
Emissioner (g)		
Fossil CO ₂	0	0
NO _x	525	679,5
SO _x	102,5	999
CO	3500	4530
HC (=VOC)	350	453
N ₂ O	35	45,3
CH ₄	0	0
Partiklar	10	10
NH ₃	17,5	22,65
Pb	0	i.u
Hg	$5,52 \cdot 10^{-4}$	i.u
Dioxiner	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$
Sparade CO ₂ e	104 552,69	114 022,59

Karakterisering av emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning

Tabell 28 nedan summerar de emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning. Karakteriseringsfaktorer anges inom parentes för varje ämne och även i bilaga B. Karakteriseringsfaktorer anges inom parentes för varje ämne och även i bilaga B.

Tabell 28: Karakterisering av emissioner från förbränningsprocessen

	Organiskt hushållsavfall	Slakteriavfall
Klimatpåverkande emissioner		
Fossil CO ₂ (*1)	0	0
N ₂ O (*310)	35	45,3
CH ₄ (*21)	0	0
Summa (g CO₂e)	10 850	14 043
Emissioner som påverkar försurning		
NO _x (*0,7)	525	679,5
SO _x (*1)	102,5	999
NH ₃ (*1,88)	17,5	22,65
Summa (g SO₂e)	502,9	1 517,23
Emissioner som påverkar övergödning		
NO _x (*0,13)	525	679,5
NH ₃ (*0,35)	17,5	22,65
Summa (g PO₄³⁻e)	74,38	96,26

Icke kvantifierade emissioner från förbränningsprocessen

Alla emissioner är kvantifierade vid förbränningen, förutom för slakteriavfall där inga data finns tillgängliga för innehåll av tungmetaller och dioxiner.

Bilaga D3: Beräkningar för komposteringsprocessen

Kompostering är aktuellt för de organiska restprodukterna organiskt hushållsavfall och slakteriavfall.

Energiflöden och de emissioner dessa genererar

Emissioner från energibehov

De värden som antagits i bilaga C ger de energiflöden som anges i Tabell 29 nedan.

Tabell 29: Energiflöden vid kompostering av ett ton organiskt hushållsavfall och slakteriavfall.

	Antagna värden	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall
Energibehov			
- Drift: El	7 MJ/ton material	7 MJ	7 MJ
- Drift: Fordon	55 MJ/ton material	55 MJ	55 MJ
- Spridning av kompost	10,5 MJ/ton material	10,5 MJ	10,5 MJ
Utvunnen energi	0	0	0
Indirekt energivinst	0	0	0

Elbehov

Elbehovet vid kompostering av organiskt hushållsavfall och slakteriavfall genererar emissioner enligt Tabell 30 nedan.

Tabell 30: Emissioner från elförbrukningen i anläggningen vid kompostering av ett ton organiskt hushållsavfall och slakteriavfall.

	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall
Energimängd (MJ)	7	7
Emissioner (g)		
Fossil CO ₂	604,8	604,8
NO _x	0,76	0,76
SO _x	0,50	0,50
CO	2,27	2,27
HC (=VOC)	0,25	0,25
N ₂ O	0,08	0,08
CH ₄	0,25	0,25
Partiklar	0,25	0,25
NH ₃	0,02	0,02
Pb	1,26*10 ⁻⁴	1,26*10 ⁻⁴
Hg	5,04*10 ⁻⁶	5,04*10 ⁻⁶
Dioxiner	0	0

Användning av diesel i traktorer

Dieselförbrukningen vid arbete i komposteringsanläggningen genererar emissioner som anges i Tabell 31 nedan.

Tabell 31: Emissioner från traktorarbete vid anläggningen vid kompostering av ett ton organiskt hushållsavfall och slakteriavfall

	Org. hushållsavfall	Slakteriavfall
Energibehov (MJ)	65,5	65,5
Emissioner (g)		
Fossil CO ₂	4 660,33	4 660,33
NO _x	1 973,65	1 973,65
SO _x	0,029	0,029
CO	1 179	1 179
HC (=VOC)	306,54	306,54
N ₂ O	82,53	82,53
CH ₄	11,79	11,79
Partiklar	143,84	143,84
NH ₃	4,72	4,72
Pb	0	0
Hg	0	0
Dioxiner	0	0

Utvunnen energi

Ingen energi kan utvinnas från komposteringsanläggningen. Produkten kompost kan inte ersätta någon annan produkt och sparar därför ingen energi eller klimatmissioner.

Energikvot och nettoenergiutbyte

Energikvot = Utvunnen energi/Energiinsats och nettoenergiutbyte = Utvunnen energi – energiinsats.

Energikvoten blir 0 för alla de studerade organiska restprodukterna eftersom ingen energi utvinns.

Nettoenergiutbyte:

Organiskt hushållsavfall: $0 - 72,5 = - 72,5$

Slakteriavfall: $0 - 72,5 = - 72,5$

Indirekt energivinst

Ingen restprodukt finns vid kompostering och därför finns heller ingen indirekt energivinst.

Direkta emissioner från komposteringsprocessen

Antagna värden för kvantifierade emissioner anges i Tabell 32 nedan. Beräkningar krävs för att räkna ut värdena för de olika organiska restprodukterna, vilket genomförs nedan.

Tabell 32: Kvantifierade emissioner vid kompostering av ett ton organiskt hushållsavfall och slakteriavfall.

Antagna värden	
Från anläggningen	
- CH ₄	0,35 % av bildat CO ₂
- N-förlust	0,55903- 0,01108*(C/N)
- N ₂ O	0,063*N -förlust
- NH ₃	1,17*N-förlust

Emissioner av CH₄ från anläggningen

För emissioner av CH₄ måste först emissioner av CO₂ räknas ut. I organiskt hushållsavfall utgör cirka 7 % av det totala C-innehållet lignin, 25 % cellulosa, 22 % stärkelse och socker, 32 % fett och 15 % protein¹⁰⁵.

Med hjälp av formel K1 ges emissioner av CO₂ vid kompostering av ett ton organiskt hushållsavfall som anges i Tabell 33 nedan.

Tabell 33: Emissioner av CO₂ vid kompostering av ett ton organiskt hushållsavfall

Ämne	% av C som blir CO ₂	Kol som blir CO ₂ (kg)	Emission CO ₂ (kg)
Lignin	30	2,87	10,52
Cellulosa	90	32,67	119,79
Stärkelse och socker	80	25,616	93,93
Fett	60	27,702	101,57
Protein	65	14,157	51,91
Totalt			377,72

CH₄ – förlusten är 0,35 % av bildat CO₂, vilket motsvarar:
 $0,0035 * 377,72 = 1,32$ kg CH₄/ton organiskt hushållsavfall

Slakteriavfall innehåller mycket fett och protein, innehållet av dessa antas vara ungefär 40 % av totala torrvikten vardera¹⁰⁶. För resterande mängd saknas data och räknas inte mer här. Formel K1 ger emissioner av CO₂ vid kompostering av ett ton slakteriavfall som anges i Tabell 34 nedan.

Tabell 34: Emissioner av CO₂ vid kompostering av ett ton slakteriavfall

Ämne	% av C som blir CO ₂	Kol som blir CO ₂ (kg)	Emission CO ₂ (kg)
Lignin	30	0	0
Cellulosa	90	0	0
Stärkelse och socker	80	0	0
Fett	60	72	264,01
Protein	65	78	286,01
Totalt			550,02

¹⁰⁵ Börjesson, P & Berglund, M (2003), rapport nr 44

¹⁰⁶ Cueto et al (2007)

CH₄-emissionerna är 0,35 % av CO₂, vilket motsvarar:
 $3,5 \cdot 10^{-3} \cdot 550,02 = 1,93 \text{ kg CH}_4/\text{ton slakteriavfall}$

Emissioner av N-tot från anläggningen

Formel K2: N-förlust (% av inkommande) = $0,55903 - 0,01108 \cdot (C/N)$

Av denna förlust antas att:

- 2 % är i form av N₂O
- 2 % är i form av N₂
- 96 % är i form av NH₃

Organiskt hushållsavfall:

N-förlust (% av inkommande) = $0,55903 - 0,01108 \cdot 22 = 0,31527 \%$

Inkommande N i 1 ton organiskt hushållsavfall = 6,6 kg

N-förlust = 0,0208 kg = 20,8 g

Varav

- 2 % är i form av N₂O = 0,416 g
- 2 % är i form av N₂ = 0,416 g
- 96 % är i form av NH₃ = 19,97 g

Slakteriavfall:

N-förlust (% av inkommande) = $0,55903 - 0,01108 \cdot 4 = 0,515 \%$

Inkommande N i 1 ton slakteriavfall = 20,4 kg

N-förlust = 0,10712 kg = 107,12 g

Varav

- 2 % är i form av N₂O = 2,14 g
- 2 % är i form av N₂ = 2,14 g
- 96 % är i form av NH₃ = 102,84 g

Formel K3:

Emission av N₂O = $N_a \cdot 44/14$

Organiskt hushållsavfall: 1,31 g N₂O

Slakteriavfall: 6,73 g N₂O

Formel K4 ger:

Emission av N₂ = $N_b \cdot 28/14$

Organiskt hushållsavfall: 0,832 g N₂

Slakteriavfall: 4,28 g N₂

Formel K5 ger:

Emission av NH₃ = $N_c \cdot 17/14$

Organiskt hushållsavfall: 24,25 g NH₃

Slakteriavfall: 124,88 g NH₃

Spridning av tungmetaller och dioxiner vid användning av kompost

Tungmetaller och dioxiner som finns i komposten släpps ut till miljön då gödsling med biogödsel sker. Kompostens innehåll av tungmetaller och dioxiner efter kompostering av ett ton organiskt hushållsavfall anges i Tabell 35 nedan. Data för mängder av tungmetaller och dioxiner i slakteriavfall saknas.

Tabell 35: Kompostens innehåll av tungmetaller och dioxiner efter kompostering av ett ton organiskt hushållsavfall

Innehåll (g/ton)	Org. hushållsavfall
Pb	3
Hg	$8,4 \cdot 10^{-3}$
Dioxiner	$2,7 \cdot 10^{-10}$

Summering av kvantifierade emissioner

De kvantifierade emissionerna anges nedan, i Tabell 36 och

Tabell 37, per typ av organisk restprodukt.

Tabell 36: Energiflöden och kvantifierade emissioner delarna av komposteringsprocessen då ett ton organiskt hushållsavfall komposteras

	Direkt från anläggning	El	Diesel till fordon	Från anv av kompost	Summa
Energiförbrukning (MJ)	0	7	65,5	0	72,5
Utvunnen energi (MJ)	0	0	0	0	0
Sparad energi (MJ)	0	0	0	0	0
Emissioner (g)					
Fossil CO ₂	0	604,8	4 660,33	0	5 265,13
NO _x	0	0,76	1 973,65	0	1 974,41
SO _x	0	0,50	0,029	0	0,529
CO	0	2,27	1 179	0	1181,27
HC (=VOC)	i.u	0,25	306,54	0	306,79
N ₂ O	1,31	0,08	82,53	0	83,92
CH ₄	1 320	0,25	11,79	0	1 332,04
Partiklar	0	0,25	143,84	0	144,09
NH ₃	24,25	0,02	4,72	0	28,99
Pb	0	1,26*10 ⁻⁴	0	3	3,000126
Hg	0	5,04*10 ⁻⁶	0	0,0084	0,008405
Dioxiner	0	0	0	2,7*10 ⁻¹⁰	2,7*10 ⁻¹⁰
Sparade CO ₂ e	0	0	0	0	0

Tabell 37: Energiflöden och kvantifierade emissioner delarna av komposteringsprocessen då ett ton slakteriavfall komposteras

	Direkt från anläggning	El	Diesel till fordon	Från anv av kompost	Summa
Energiförbrukning (MJ)	0	7	65,5	0	72,5
Utvunnen energi (MJ)	0	0	0	0	0
Sparad energi (MJ)	0	0	0	0	0
Emissioner					
Fossil CO ₂	0	604,8	4 660,33	0	5 265,13
NO _x	0	0,76	1 973,65	0	1 974,41
SO _x	0	0,50	0,029	0	0,529
CO	0	2,27	1 179	0	1 181,27
HC (=VOC)	0	0,25	306,54	0	306,79
N ₂ O	6,73	0,08	82,53	0	89,34
CH ₄	1930	0,25	11,79	0	1 942,04
Partiklar	0	0,25	143,84	0	144,09
NH ₃	124,88	0,02	4,72	0	129,62
Pb	0	0,126*10 ⁻³	0	i.u	0,126*10 ⁻³
Hg	0	5,04*10 ⁻⁶	0	i.u	5,04*10 ⁻⁶
Dioxiner	0	0	0	i.u	0
Sparade CO ₂ e	0	0	0	0	0

Karakterisering av emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning

Tabell 38 nedan anger summan av de emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning. Karakteriseringsfaktorer anges inom parentes för varje ämne och även i bilaga B. Karakteriseringsfaktorer anges inom parentes för varje ämne och även i bilaga B.

Tabell 38: Karakterisering av emissioner från komposteringsprocessen

	Organiskt hushållsavfall	Slakteriavfall
Klimatpåverkande emissioner		
Fossil CO ₂ (*1)	5 265,13	5 265,13
N ₂ O (*310)	83,92	89,34
CH ₄ (*21)	1 332,04	1 942,04
Summa (g CO₂e)	59 253,17	73 743,37
Emissioner som påverkar försurning		
NO _x (*0,7)	1 974,41	1 974,41
SO _x (*1)	0,529	0,529
NH ₃ (*1,88)	28,99	129,62
Summa (g SO₂e)	1 555,22	1 626,30
Emissioner som påverkar övergödning		
NO _x (*0,13)	1 974,41	1 974,41
NH ₃ (*0,35)	28,99	129,62
Summa (g PO₄³⁻ e)	266,82	302,04

Icke kvantifierade emissioner från komposteringsprocessen

Emissioner av VOC från kompostanläggningen är inte kartlagda, men förekommer.

Användningen av kompost ger viss näringsåterföring och en bättre markstruktur till de ställen den tillförs. Mängden tungmetaller och dioxiner som sprids vid användningen av kompost kan inte uppskattas.

Bilaga D4: Beräkningar för lagring och spridning av stallgödsel

Endast flytgödsel är aktuellt för denna behandlingsmetod.

Energiflöden och de emissioner dessa genererar

Emissioner från energibehov

De värden som antagits för lagring och spridning av flytgödsel i bilaga C ger energiflöden som anges i Tabell 39 nedan.

Tabell 39: Antagna värden för energiflöden vid lagring och spridning av ett ton flytgödsel

	Antagna värden	För ett ton flytgödsel
Energibehov		
Diesel för spridning av flytgödsel	20 MJ/ton flytgödsel	20 MJ
Utvunnen energi	0	0
Indirekt energivinst: Mineralgödsel	Proportionellt mot NH ₄ och P i flytgödsel	

Beräkningar krävs för att få reda på de parametrar som saknas ovan och för att kvantifiera utsläppen som energibehovet ger upphov till.

Utsläppen från den dieseldrivna traktorn som används vid spridning av flytgödsel anges i Tabell 40 nedan (emissioner från bilaga B):

Tabell 40: Emissioner från dieseldrivna traktorer vid spridning av ett ton flytgödsel

	Flytgödsel
Energibehov (MJ)	20
Emissioner (g)	
CO ₂	1423
NO _x	602,64
SO _x	9*10 ⁻³
CO	360
NMVOC	93,6
N ₂ O	25,2
CH ₄	3,6
Partiklar	43,92
NH ₃	1,44
Pb	0
Hg	0
Dioxiner	0

Utvunnen energi

Ingen energi utvinns vid lagring och spridning av flytgödsel.

Energikvot och nettoenergiutbyte

Energikvot = Utvunnen energi/Energiinsats och nettoenergiutbyte = Utvunnen energi – energiinsats.

Energikvoten blir 0 eftersom ingen energi utvinns.

Nettoenergiutbyte:

Flytgödsel: $0 - 20 = -20$

Indirekt energivinst: Flytgödsel ersätter mineralgödsel

Flytgödselns innehåll av N och P¹⁰⁷ anges i Tabell 41 nedan:

Tabell 41: NH₄- och P-halt i orötad stallgödsel

TS-halt	Tot-N (kg)	NH ₄ (kg)	P (kg)
9 %	3,6	1,94	0,46

Endast marginella förluster av näringsämnen antas ske för att förenkla uträkningarna. Energiförbrukning och emissioner av CO₂e vid tillverkning av mineralgödsel som motsvarar näringsinnehållet i ett ton flytgödsel anges i Tabell 42 nedan. För källor och förklaring, se bilaga B.

Tabell 42: Energiinsats och klimatpåverkande emissioner då flytgödsel ersätter mineralgödsel

	1 kg N-gödsel	1 kg P-gödsel	Flytgödsel: 1,94 kg NH ₄ , 0,46 kg P
Energiinsats (MJ)	52,92	30,6	116,74
Emissioner (g CO ₂ e)	3 267,22	3 119,5	7 773,38

Direkta emissioner från lagring och spridning av stallgödsel

Värden som antagits i bilaga C anger direkta emissioner vid lagring och spridning av flytgödsel som listas i Tabell 43 nedan. Vissa beräkningar krävs för de parametrar som saknas.

Tabell 43: Antagna värden för direkta emissioner vid lagring och spridning av ett ton flytgödsel

	Antagna värden	För ett ton flytgödsel (g)
Kvantifierade emissioner		
- CH ₄	2,5 % av maximalt bildad CH ₄	271,575
- NH ₃ (spridning)	250 g/ton flytgödsel	250
- N ₂ O	41 g/ton flytgödsel	41

Emissioner av CH₄

Vid lagring slipper 2,5 % av maximal bildad CH₄ ut, vilket motsvaras av den mängd som kan bildas vid rötning. Mängden bildad CH₄ är där 15,3 m³/ton flytgödsel vilket innebär att 0,3825 m³ CH₄ slipper ut vid lagring av flytgödsel. Densiteten för CH₄ är 0,71 kg/m³ vilket gör att utsläppet motsvarar 271,575 g CH₄.

¹⁰⁷ Andersson, A (1999)

Summering av kvantifierade emissioner

De kvantifierade emissionerna från lagring och spridning av ett ton flytgödsel summeras i Tabell 44 nedan.

Tabell 44: Kvantifierade emissioner från lagring och spridning av ett ton flytgödsel

	Lagring och spridning	Diesel för fordon	Summa
Energiförbrukning (MJ)	0	20	20
Utvunnen energi (MJ)	0	0	0
Indirekt energivinst (MJ)	0	0	0
Emissioner (g)			
Fossil CO ₂	0	1423	1423
NO _x	0	602,64	602,64
SO ₂	0	9*10 ⁻³	9*10 ⁻³
CO	0	360	360
HC (= VOC)	i.u	93,6	93,6
N ₂ O	41	25,2	66,2
CH ₄	271,575	3,6	275,175
Partiklar	0	43,92	43,92
NH ₃	250	1,44	251,44
Pb	i.u	0	i.u
Hg	i.u	0	i.u
Dioxiner	i.u	0	i.u
Sparade CO ₂ e	7 773,38	0	7 773,38

Karakterisering av emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning

Tabell 45 nedan anger summan av emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning efter karakterisering. Karakteriseringsfaktorer anges inom parentes för varje ämne och även i bilaga B.

Tabell 45: Karakterisering av emissioner från lagring och spridning av flytgödsel

	Flytgödsel
Klimatpåverkande emissioner	
Fossil CO ₂ (*1)	1423
N ₂ O (*310)	66,2
CH ₄ (*21)	275,175
Summa (g CO₂e)	27 723,675
Emissioner som påverkar försurning	
NO _x (*0,7)	602,64
SO _x (*1)	9*10 ⁻³
NH ₃ (*1,88)	251,44
Summa (g SO₂e)	894,56
Emissioner som påverkar övergödning	
NO _x (*0,13)	602,64
NH ₃ (*0,35)	251,44
Summa (g PO₄³⁻e)	166,35

Icke kvantifierade emissioner från lagring och spridning av flytgödsel

Vid lagring sker emissioner av NH₃ och N₂O som inte är kvantifierade. Mängder VOC som släpps ut är inte kartlagda.

Då flytgödselns innehåll av tungmetaller och dioxiner inte är kartlagt kan dessa emissioner inte heller kvantifieras, men klart är att innehållet sprids till miljön vid gödningen.

Bilaga D5: Tillverkning av vått djurfoder

Endast slakteriavfall är aktuellt för denna behandlingsmetod. Här redovisas tillvägagångssätt, antaganden och beräkningar.

Teoretisk beskrivning

Vissa restprodukter kan direkt användas som djurfoder, exempelvis vassle och olika typer av grödor eller restprodukter från livsmedelsindustrin. Restprodukterna transporteras då till bland annat svingårdar och ges direkt till djuren. Andra material, exempelvis slakteriavfall, måste bearbetas innan det kan ges till djur. Detta sker i små fabriker som tillverkar vått djurfoder. Många djurfoderfabriker finns i anslutning till minkfarmer, då det till stor del används inom minkindustrin eller som föda till sällskapsdjur. Detta beror på att slakteriavfall inte får användas som djurfoder vid livsmedeltillverkning men vid pälsdjursuppfödning.

Minkfoder och hundfoder innehåller ofta slakteriavfall av kategori 3 såsom lever, njure, puts, lungor och komage. Slakteriavfall av kategori 3 måste inte hygieniseras innan det får användas som djurfoder¹⁰⁸. Slakteriavfallet anländer ofta fryst till djurfoderfabrikerna, och hanteras under hela processen i fryst form. I fabriken mals det frysta slakteriavfallet ned i köttkvarnar och blandas med exempelvis sädeslag, vitaminer och mineraler till en foderblandning¹⁰⁹. Det färdiga fodret har en temperatur på några minusgrader och fryses in på nytt då blandningen är färdig¹¹⁰.

Antaganden och miljöpåverkan för tillverkning av djurfoder

Eftersom exakta data för djurfodertillverkning inte finns tillgängliga används andra uppgifter, som bedöms som likvärdiga. Slakteriavfall behandlas innan förbränning med Biomal-metoden, där materialet går igenom en grovkross, metalldetektor och en kvarn innan det kan förbrännas. Vid tillverkning av djurfoder mals också materialet ned och energiförbrukningen borde vara ungefär densamma.

Materialet som behandlas i anläggningen är animaliska biprodukter som mals och blandas med spannmål, vitaminer och mineraler till en slutprodukt. Det färdiga fodret innehåller cirka 80 % animaliska produkter¹¹¹ och ett ton slakteriavfall skulle därför kunna användas till 1,25 ton djurfoder.

Behandlingsmetoden antas inte generera några väsentliga mängder restprodukter och inga emissioner uppstår, förutom den som härrör från energianvändningen.

Energibalans

Energi i form av el krävs till anläggningen för att driva processen. Ingen energiutvinning sker, och eftersom produkten inte ersätter något annat sker inte heller någon indirekt energivinst.

För produktion av Biomal krävs el och gasol för drift och uppvärmning. Vid tillverkning av djurfoder är det dock sannolika att energibehovet är något lägre och

¹⁰⁸ Jordbruksverket: Djur/Djurprodukter/Godkännande av anläggning och Edström et al (2006)

¹⁰⁹ Per-Ola Engman, Klassfoder

¹¹⁰ Agneta Eriksson, Fodax Foder

¹¹¹ Agneta Eriksson, Fodax Foder

värmebehovet förbises därför. För ett ton Biomal krävs 267,77 MJ el¹¹² och denna energimängd antas även krävas vid djurfodertillverkningen. Dessutom tillkommer ett energibehov för frysning av det färdiga fodret. Elbehovet är beräknat efter data för frysar och den nedfrysningskapacitet som krävs och uppgår till cirka 200 MJ per ton djurfoder¹¹³. Elbehovet för frysning blir därför 250 MJ per ton slakteriavfall. Sammanlagt krävs alltså 517,77 MJ till anläggningen i form av el vilket ger emissioner som anges i Tabell 46 nedan (se bilaga B för emissioner från svensk elmix):

Tabell 46: Emissioner från elbehovet vid tillverkning av djurfoder från ett ton slakteriavfall

	Slakteriavfall
Energibehov (MJ)	517,77
Emissioner (g)	
Fossil CO ₂	44 735,33
NO _x	55,92
SO _x	37,28
CO	167,76
HC (=VOC)	18,64
N ₂ O	5,59
CH ₄	18,64
Partiklar	18,64
NH ₃	1,49
Pb	9,3*10 ⁻³
Hg	3,7*10 ⁻⁴
Dioxiner	0

Sparade klimatemissioner

Data saknas för andra tillverkningsmetoder för djurfoder. En bedömning av hur det producerade djurfodret kan ersätta annat foder, exempelvis kraftfoder, är svår att göra. Det finns många aspekter att ta hänsyn till och kan därför inte genomföras i detta examensarbete.

Energikvot och nettoenergiutbyte

Energikvot = Utvunnen energi/Energiinsats och nettoenergiutbyte = Utvunnen energi – energiinsats.

Energikvoten blir 0 eftersom ingen energi utvinns.

Nettoenergiutbyte:

Slakteriavfall: 0 – 517,77 = - 517,77

Karakterisering av emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning

Tabell 47 nedan anger summan av de emissioner som påverkar klimat, försurning och övergödning. Karakteriseringsfaktorer anges inom parentes för varje ämne och även i bilaga B.

¹¹² Karlsson et al (2007)

¹¹³ Cylinda: Våra produkter/Kyl/Frys, Kylskåp & frysar/Frysboxar/Frysbox FB 500

Tabell 47: Karakterisering av emissioner vid tillverkning av djurfoder från ett ton slakteriavfall

	Slakteriavfall
Klimatpåverkande emissioner (g)	
Fossil CO ₂ (*1)	44 735,33
N ₂ O (*310)	5,59
CH ₄ (*21)	18,64
Summa (g CO₂e)	46 859,67
Emissioner som påverkar försurning	
NO _x (*0,7)	55,92
SO _x (*1)	37,28
NH ₃ (*1,88)	1,49
Summa (g SO₂e)	79,23
Emissioner som påverkar övergödning	
NO _x (*0,13)	55,92
NH ₃ (*0,35)	1,49
Summa (g PO₄³⁻e)	7,79

Summering av kvantifierade emissioner

Energiflöden och kvantifierade emissioner vid tillverkning av djurfoder från ett ton slakteriavfall summeras i Tabell 48 nedan.

Tabell 48: Kvantifierade emissioner från tillverkning av djurfoder från ett ton slakteriavfall

	Slakteriavfall
Energiförbrukning (MJ)	518
Utvunnen energi (MJ)	0
Sparad energi (MJ)	0
Emissioner (g)	
Fossil CO ₂	44 700
NO _x	55,9
SO _x	37,3
CO	168
HC (=VOC)	18,6
N ₂ O	5,59
CH ₄	18,6
Partiklar	18,6
NH ₃	1,49
Pb	0,01
Hg	0
Dioxiner	0
CO ₂ e	46 900
Sparade CO ₂ e	0
SO ₂ e	79,2
PO ₄ ³⁻ e	7,79

Icke kvantifierade emissioner från djurfodertillverkning

Alla emissioner kan uppskattas vid djurfodertillverkning.

SLU
Institutionen för energi och teknik
Box 7032
750 07 UPPSALA
Tel. 018-67 10 00
pdf.fil: www.slu.se/energi och teknik

SLU
Department of Energy and Technology
Box 7032
SE-750 07 UPPSALA
SWEDEN
Phone +46 18 671000