



LUND UNIVERSITY

Emissioner av växthusgaser vid produktion och användning av biogas från gödsel

Lantz, Mikael; Björnsson, Lovisa

2016

Document Version:
Förlagets slutgiltiga version

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Lantz, M., & Björnsson, L. (2016). *Emissioner av växthusgaser vid produktion och användning av biogas från gödsel*. Miljö- och energisystem, LTH, Lunds universitet.

Total number of authors:
2

General rights

Unless other specific re-use rights are stated the following general rights apply:

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

Read more about Creative commons licenses: <https://creativecommons.org/licenses/>

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

LUND UNIVERSITY

PO Box 117
221 00 Lund
+46 46-222 00 00

Emissioner av växthusgaser vid produktion och användning av biogas från gödsel

Mikael Lantz och Lovisa Björnsson



LUNDS
UNIVERSITET

Rapport nr. 99
Miljö- och energisystem
Institutionen för teknik och samhälle

September 2016

Copyright © Lantz Mikael och Björnsson Lovisa 2016

Miljö och energisystem, Lunds universitet
ISBN 978-91-86961-25-1
ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM—16/3090-SE+(1-50)

Förord

Denna studie har genomförts på uppdrag av Jordbruksverket i syfte att ta fram underlag för deras fortsatta arbete med det så kallade gödselgasstödet. I uppdraget har det också ingått att särskilt kommentera resultaten från en pågående studie som genomförs av JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik i Uppsala.

Lund, september 2016

Författarna

Innehållsförteckning

1.	Inledning	1
1.1	Syfte	2
1.2	Metod och avgränsningar	2
2.	Analyserade gödselblandningar	3
2.1	Antagna metanutbyten	4
3.	Konventionell hantering av stallgödsel	5
3.1	Lagring av gödsel	5
3.2	Spridning av gödsel	8
4.	Produktion av biogas	11
4.1	Lagring av gödsel på gården	11
4.2	Transport av gödsel och rötrest	11
4.3	Processenergi	12
4.4	Metanläckage	13
4.5	Produktion av kraftvärme	14
4.6	Uppgradering	14
4.7	Komprimering och distribution av fordonsgas	15
4.8	Lagring av rötrest	16
4.9	Spridning av rötrest	18
5.	Resultat och känslighetsanalys	20
5.1	Konventionell gödselhantering vs produktion av biogas	20
5.2	Förädling och användning av biogas	21
6.	Diskussion och slutsats	27
	Referenser	29
	Bilaga A: Karakteriseringsindex för GWP	33
	Bilaga B: Metankonverteringsfaktor	34
	Bilaga C: Energibärare	37
	Bilaga D: Resultat från pågående studie	39

1. Inledning

Biogas är en förnybar energibärare som produceras genom anaerob nedbrytning av olika typer av organiskt material. Produktionen kan ske i stora och små anläggningar och gasen kan till exempel användas som drivmedel eller för att producera elektricitet och värme. Biogassystem kan därför utformas på många olika sätt vilket kan ha stor betydelse för den sammantagna klimatnyttan (Börjesson *et al.*, 2010; Lantz, 2013; JEC, 2014).

Tidigare studier har visat att klimatnyttan blir särskilt stor när produktionen av biogas baseras på gödsel eftersom de emissioner av växthusgaser som annars hade skett från konventionell gödselhantering i stor utsträckning kan undvikas (Börjesson *et al.*, 2010; Tufvesson *et al.*, 2013; JRC, 2014). Detta är också bakgrunden till det särskilda gödselgasstöd som infördes år 2015 i Sverige (SFS, 2014).

Den svenska biogaspotentialen från gödsel har i olika studier beräknats till cirka 1,5 – 6 TWh per år (Dahlgren *et al.*, 2013; Jordbruksverket, 2008; Linné *et al.*, 2008; SOU, 2007). Skillnaden mellan de olika studierna kan dels förklaras av olika antaganden rörande antalet djur, hur mycket gödsel som produceras och vilket metanutbyte som kan förväntas men också på olika antaganden om vad som är praktiskt och ekonomiskt genomförbart under olika förutsättningar. I Tufvesson *et al.* (2013) beräknas att biogaspotentialen från gödsel uppgår till cirka 3 TWh varav närmare 70 % kommer från nötgödsel och drygt 15 % från svingödsel. Den totala produktionen av gödsel från dessa djurslag beräknas också uppgå till 13,9 miljoner ton per år. Det kan jämföras med de 0,8 miljoner ton gödsel som användes för produktion av biogas år 2014 (Energimyndigheten, 2015). Om det antas att det i huvudsak är gödsel från nöt och svin som används innebär det att mindre än 6 % av gödseln utnyttjas idag. Följaktligen finns det utrymme för en stor produktionsökning.

I december 2015 skedde den första utbetalningen av gödselgasstöd där 51 anläggningar fick dela på 19,1 miljoner kr. Med en stödnivå på 0,2 kr/kWh motsvarar det 95,5 GWh biogas (Jordbruksverket, 2016). Biogasen producerades i små gårdsanläggningar såväl som stora samröttningsanläggningar och användes i huvudsak för produktion av kraftvärme och fordonsgas (Energimyndigheten, 2015; Smith *et al.*, 2016).

Baserat på uppgifter från Jordbruksverket (Lagerkvist Tolke, 2016) används endast nötgödsel respektive svingödsel på 45 % respektive 23 % av anläggningarna. På övriga tillförs gödsel från både nöt och svin. Merparten av anläggningarna (70 %) använder endast flytgödsel och övriga använder en kombination av fastgödsel, flytgödsel och djupströ. Med några undantag använder dessa anläggningar dock mer än 90 % flytgödsel. Av de anläggningar som också fått stöd inom landsbygdsprogrammet uppger Smith *et al.* (2016) att drygt 60 % av anläggningarna endast rötar gödsel och att övriga använder minst 75 % gödsel räknat som våtvikt. För de större samröttningsanläggningarna finns det dock sannolikt exempel där den tillförda gödseln svarar för en mycket liten del av den totala substrattillförseln.

Även om alla producenter som deltar i gödselgasstödet producerar biogas från just gödsel kan de olika biogassystemen därmed fortfarande se väldigt olika ut. En utvärdering av gödselgasstödet ur klimatsynpunkt kräver därför ett underlag som tar hänsyn till dessa olikheter.

1.1 Syfte

Syftet med denna studie är att redovisa emissioner av växthusgaser för de olika delsteg som kan förekomma i gödselbaserade biogassystem med särskilt fokus på emissioner av metan. Syftet är också att redovisa motsvarande emissioner av växthusgaser från konventionell stallgödselhantering samt produktion och användning av de energibärare som kan ersättas av biogas. Dessa schabloner ska därefter kunna användas för en fortsatt utvärdering av gödselgaststödet ur ett systemperspektiv.

1.2 Metod och avgränsningar

Den systemanalys som presenteras i föreliggande studie följer den metodik som presenteras i ISO-standarden för livscykelanalyser (ISO, 2006). Då det primära syftet är att redovisa schabloner för produktion av gödselbaserad biogas uttrycks resultatet per kWh biogas.

I huvudsak används samma data och upplägg som i Tufvesson *et al.* (2013). Det innebär bland annat att beräkningarna baseras på de emissionsfaktorer som i förekommande fall används i den svenska klimatrapporeringen (Naturvårdsverket, 2016a; 2016b). I de fall nya indata eller emissionsfaktorer har valts redovisas detta ihop med de källor som ligger till grund för valen.

I de fall biogassystemet bidrar till en ökad tillgänglighet på ammoniumkväve jämfört med orötad gödsel inkluderas detta genom systemutvidgning där ammoniumkvävet antas ersätta mineralgödsel.

Givet de uppgifter om produktion och användning av biogas som presenterats tidigare avgränsas studien till att omfatta anläggningar som baseras på en pumpbar substratblandning med en reaktorkonfiguration av typen CSTR (*continuous stirred tank reactor*). Därutöver avgränsas analysen till produktion av kraftvärme respektive produktion och användning av fordonsgas.

2. Analyserade gödselblandningar

Baserat på gödselsammansättningen hos de biogasanläggningar som är inkluderade i gödselgasstödet kommer beräkningar att genomföras för fyra olika gödselblandningar, se Tabell 1. Den gödselblandning som benämns Sverigemixen motsvarar den genomsnittliga mixen för alla anläggningar som deltar i gödselgasstödet. I praktiken finns det dock ingen anläggning som använder just denna gödselmix.

Sammansättningen på gödsel varierar beroende på vilket djurslag den kommer från, foderstat och hur den hanterats. Här baseras beräkningarna på den sammansättning som framgår av Tabell 2.

De beräkningar som presenterats i Tufvesson *et al.* (2013) baseras på samma underlag men en tidigare version av stallgödselkalkylen (Greppa Näringen, 2011). I den senaste versionen har Greppa uppdaterat sina indata baserat på uppdaterade modellberäkningar med Jordbruksverkets modeller STANK in mind och Cofoten (Kvarnmo, 2016). Därmed har det skett en del förändringar där den största är att totalkvävehalten i djupströgödsel sänkts kraftigt. Vid en jämförelse med resultaten i Tufvesson *et al.* (2013) innebär det att klimatnyttan av att röta djupströgödsel minskar.

För att kunna jämföra emissionerna från konventionell gödselhantering med emissionerna från biogassystemet anges också gödselns här beräknade sammansättning före förluster baserat på de nyckeltal som presenterats i kapitel 3. Läsaren bör observera att detta är schabloner och att gödselns sammansättning kan variera mellan olika gårdar vilket också påverkar emissionernas storlek.

Tabell 1: Analyserade gödselblandningar

	Nöt		Svin	Sverigemixen
	Flyt	Flyt + djupströ	Flyt	Flyt + fast + djup
Nötgödsel – flyt	100 %	90 %		60 %
Nötgödsel – fast				1 %
Nötgödsel –djupströ		10 %		2 %
Svingödsel – flyt			100 %	37 %

Tabell 2: Antagen gödselsammansättning före och efter lagring

	Nöt			Svin		
	Flytgödsel	Fastgödsel	Djupströ	Flytgödsel	Fastgödsel	Djupströ
<u>Efter lagring¹</u>						
TS (% av vv)	8,1	20,0	27,3	5,9	23	30
NH ₄ -N (g/kg vv)	2,2	1,3	0,4	2,2	2,0	0,4
N-tot (g/kg vv)	3,6	3,7	3,6	3,2	6,4	4,0
<u>Före lagring²</u>						
TS (% av vv)	9,0	20,0	27,3	6,6	23,0	30,0
NH ₄ -N (g/kg vv)	2,3	2,3	2,0	2,4	3,7	2,2
N-tot (g/kg vv)	3,7	4,7	5,2	3,4	8,1	5,8

¹ Flytgödsel antas vara lagrat under svämtäcke och fastgödsel och djupströ lagras på platta utan tak (Greppa Näringen, 2014).

² Beräknat här givet de schabloner som presenteras i kapitel 3.

2.1 Antagna metanutbyten

Hur mycket biogas som kan produceras från en given mängd gödsel varierar beroende på typ av gödsel och dess innehåll av organiskt material men också på hur biogasprocessen utformas och drivs. Faktorer som uppehållstid, organisk belastning och processtemperatur kan till exempel ha stor betydelse. Brister i anläggningens tekniska utformning eller operatörernas kunskap och erfarenhet kan också medföra att metanutbytet blir lägre än vad som kan förväntas vilket också observerats av Ahlberg Eliasson (2015).

De metanutbyten som används i föreliggande studie anges i Tabell 3 nedan. I känslighetsanalysen beräknas också effekterna av att metanutbytet ökar eller minskar med 15 %.

Tabell 3: Antagna metanutbyten

		Metanutbyte ¹ (m ³ CH ₄ /t TS)
Nöt	Flytgödsel	160
	Fastgödsel	150
	Djupströ	135
Svin	Flytgödsel	200
	Fastgödsel	180
	Djupströ	135

¹ Tufvesson *et al.* (2013). Gasvolymen anges vid 0 °C och 101 kPa.

3. Konventionell hantering av stallgödsel

Konventionell hantering av stallgödsel ger upphov till emissioner av växthusgaser i form av metan och lustgas från såväl lagring som spridning. Emissionernas omfattning varierar beroende på typ av gödsel, dess sammansättning samt hur den hanteras.

I följande kapitel ges en kortfattad presentation av de data som används för att beräkna emissionerna av växthusgaser i föreliggande studie. Som beskrivits tidigare avgränsas studien till gödsel från nöt (mjölkkor) och svin (slaktsvin) som svarar för merparten av den svenska gödselproduktionen.

3.1 Lagring av gödsel

Vid lagring av gödsel uppstår emissioner av metan och lustgas samt ammoniak som bidrar till indirekt lustgasbildning. Förluster av kväve bidrar också till att mängden kväve som faktiskt sprids på åkermark och kan tillgodogöras av grödorna minskar.

3.1.1 Emissioner av ammoniak

De emissioner av ammoniak som uppstår vid lagring av gödsel varierar mellan olika gödselslag och hur gödseln hanteras. Här baseras beräkningarna på samma antaganden som i den svenska klimatrapporeringen (Naturvårdsverket, 2016b) vilka i sin tur baseras på en genomgång av Karlsson och Rodhe (2002).

För flytgödsel från nöt och svin antas att emissionerna av $\text{NH}_3\text{-N}$ uppgår till 3 % respektive 4 % av totalkvävet (N-tot) om gödseln lagras under svämtäcke och 1 % om den lagras under tak (Karlsson och Rodhe, 2002). I Sverige hade drygt 93 % av flytgödselbehållarna svämtäcke och 4 % hade tak år 2012/2013 (SCB, 2014). Här baseras därför beräkningarna på att all flytgödsel lagras under svämtäcke.

För fastgödsel och djupströ från nöt och svin sätts emissionerna till 20 % respektive 30 % av N-tot (Karlsson och Rodhe, 2002).

3.1.2 Emissioner av lustgas

Produktionen av lustgas (N_2O) sker genom processerna nitrifikation och denitrifikation hos naturligt förekommande mikroorganismer. Nitrifikation är en aerob process (kräver tillgång på syre) där ammonium (NH_4^+), via nitrit (NO_2^-), oxideras till nitrat (NO_3^-). Aktiviteten hos nitrifierande mikroorganismer har visats vara starkt temperaturberoende och nitrifikation sker mycket långsamt i kalla miljöer. Denitrifikation är en anaerob reduktionsprocess som sker i frånvaro av syre (anoxisk miljö, inget syre är närvarande, men andra elektronacceptorer som nitrit och nitrat finns närvarande) där nitrat reduceras via nitrit till lustgas eller kvävgas (N_2). Lustgas är en mellanprodukt i denna nedbrytning och gynnas av att syre finns närvarande i låga koncentrationer (Takaya *et al.*, 2003). En förutsättning för att

denitrifikation ska kunna ske är också att det finns en lättillgänglig kolkälla närvarande. Finns inte detta blir denitrifikationsgraden mycket låg även om tillgängligheten på kväve är hög (Weier *et al.*, 1993).

Förutsättningar som måste vara uppfyllda för att det ska bildas lustgas är därför att;

- Kväve i form av ammonium finns närvarande
- Varierande aeroba och anaeroba förhållanden förekommer
- Lättnedbrytbart organiskt material finns närvarande

Den typ av syrebegränsad miljö som gynnar lustgasbildning från åkermark kan skapas då markporer är vattenfyllda (Rodhe *et al.*, 2012a). Det har också visats att ett tillräckligt tjockt och delvis upptorkat svämtäcke vid flytgödsellagring bidrar med en miljö som gynnar lustgasbildning (Aguerre *et al.*, 2012). IPCCs schablonvärden för lustgasemissioner vid lagring av gödsel skiljer inte på djurslag men väl mellan olika gödselhanteringssystem och anges vara 1 % av N-tot för djupströbäddar och 0,5 % av N-tot för fastgödsel och flytgödsel (IPCC, 2006).

För flytgödsel är förutsättningen för lustgasbildning att ett svämtäcke förekommer, eftersom det är i den omväxlande aeroba/anaeroba miljön i det porösa svämtäcket som lustgasen anses uppkomma. IPCCs schablonvärden används i den svenska klimatrapporeringen och även i basfallet i denna studie (Naturvårdsverket, 2016a). För gödsel utan svämtäcke anges lustgasemissionen vara noll. Detta har även observerats experimentellt under svenska förhållanden, där både flytgödsel från nöt lagrad med ett tunt eller tidvis obefintligt svämtäcke och rötrest från rötning av nötgödsel med tunt (15 cm) eller obefintligt svämtäcke gav lustgasemissioner nära noll (Rodhe *et al.*, 2009; 2016).

Utöver de direkta emissionerna av lustgas bidrar emissioner av ammoniak också till indirekt lustgasbildning. Här antas att 1 % av emissionerna av $\text{NH}_3\text{-N}$ omvandlas till $\text{N}_2\text{O-N}$ (IPCC, 2006).

3.1.3 Emissioner av metan

Metan bildas när det organiska materialet i gödseln bryts ner under anaeroba förhållanden. Produktionen av metan varierar beroende på mängden organiskt material, dess sammansättning, hur länge det lagras och vid vilken temperatur.

Här beräknas emissionerna av metan enligt ekvation 1 som är en modifiering av den modell som föreslås av IPCC (2006) (Tier 2). I den modell som föreslås av IPCC beaktas olika temperaturzoner eftersom temperaturen är en av de faktorer som påverkar produktionen av metan. Här görs dock ingen skillnad mellan olika delar av landet eftersom hela Sverige befinner sig i samma temperaturzon (årsmedel ≤ 10 °C) enligt den indelning som används av IPCC (2006). Detta förhållningssätt används också av Naturvårdsverket (2016a).

Utöver mängden organiskt material beaktas också den maximala metanproduktionen för respektive gödselslag (B_0) samt konverteringsfaktorn (MCF) som representerar den andel av den teoretiska metanproduktionen som faktiskt bildas.

$M_{CH_4} = M_{VS} * B_0 * 0,72 * MCF$	(Ekvation 1)
M_{CH_4} = emissionen av metan (kg CH ₄)	
M_{VS} = mängden organiskt material (VS) (kg)	
B_0 = maximal metanproduktion (m ³ CH ₄ /kg VS)	
MCF = methane conversion factor, metankonverteringsfaktorn (%)	
0,72 är densiteten för metan (kg/m ³) som torr gas vid 101 kPa, 0 °C. Alla gasvolymen som anges i rapporten anges vid dessa förutsättningar.	

För nötgödsel och svingödsel använder IPCC (2006) B_0 -värdet 0,24 respektive 0,45 Nm³ CH₄/kg VS som schablon. Dessa värden används också i den nationella inventeringen av växthusgaser som rapporteras av Danmark och Sverige (Naturvårdsverket, 2016a; Nielsen *et al.*, 2016). De anges dock gälla vid 101 kPa och 19 °C och i föreliggande studie anges alla gasvolymen vid 0 °C vilket gör att B_0 -värdena blir 0,23 respektive 0,42 Nm³/kg VS.

Precis som i Tufvesson *et al.* (2013) används dessa värden för gödsel inklusive strö även om IPCC (2006) anger att värdena gäller för gödsel utan strö. Detta trots att de nationella klimatrapporteringarna bedömer mängden organiskt material (som volatile solids, VS) som varje djur ger upphov till i form av enbart träck, och tillämpar B_0 -värdet på denna mängd. I praktiken kommer dock metanproduktionen från gödsellagring att ske från både träck och strö, och speciellt för de fasta gödselslagen är mängden strö hög. En viktig fråga blir då om schablonvärden för B_0 och MCF framtagna för enbart träck är relevanta för en blandning av träck och strö.

I ett antal svenska studier på flytgödsel från nöter har B_0 -värden bestämts. Flytgödsel från mjölkko- och ungdjursstallar har givit B_0 -värden på 0,24 – 0,27 m³ CH₄/kg VS, en annan studie visade i medeltal 0,29 och en tredje 0,21 (den senare dock med inblandning av 10 % djupströgödsel) (Rodhe *et al.*, 2009; 2013; 2016). För flytgödsel från slaktsvin med spån som strö har B_0 -värdet bestämts till 0,39 (Rodhe *et al.*, 2012b). Experimentella värden för flytgödsel med träck och strö har alltså i de flesta fall legat i samma storleksordning som IPCCs schablonvärden, även om en studie avviker med 26 % högre B_0 -värde för nötflytgödsel (Rodhe *et al.*, 2013). Data från experimentella bestämningar av B_0 och MCF som presenterats av Rodhe *et al.* (2008) och ligger till grund för att Sverige i den nationella klimatrapporteringen har valt en nationell MCF för flytgödsel (istället för att tillämpa IPCCs schablonvärde) är också framtagna baserat på blandningar av gödsel och strö, varför det bedöms befogat att tillämpa dessa även här. För fasta gödselfraktioner finns få studier och osäkerheten blir större. Här antas dock att samma B_0 -värden kan användas även för dessa gödselslag.

När det gäller metankonverteringsfaktorn anger IPCC (2006) att den uppgår till 2 % för fastgödsel och 17 % för djupströ lagrad längre än en månad baserat på Österrikiska data för gödsel från mjölkkor (Amon *et al.*, 2001). I övrigt finns det begränsat med data för dessa gödselslag i litteraturen. Dessa värden används också av Naturvårdsverket (2016a) och även i denna studie.

Som jämförelse kan nämnas att den danska rapporteringen av växthusgasemissioner utgår från IPCCs schablonvärden (MCF på 17 % (> 1 månad) och 3 % (< 1 månad)), men skiljer på hur länge djupströgödsel lagras i stallet för olika typer av svin. Givet dessa antaganden och uppgifter om hur gödseln för olika typer av svin (smågrisar, slaktsvin, suggor) hanteras beräknas en MCF på 7,2 %, 11,4 % och 14,7 % för djupströ.

För flytgödsel som lagras under svämtäcke anger IPCC (2006) en MCF på 10 %. Här använder dock både Sverige och Danmark en justerad MCF baserad på nationella studier. I Sverige används en MCF på 3,5 % för all flytgödsel (Naturvårdsverket, 2016a) vilket baseras på data från Rodhe *et al.* (2008). Som jämförelse anger Danmark en MCF på 6,9 % och 16,7 % för nötgödsel respektive svingödsel (Nielsen *et al.*, 2016). Det bör dock påpekas att denna inkluderar gödsellagring i stallen som svarar för merparten av emissionerna enligt de danska förhållandena.

Valet av MCF styrs i hög grad av lagringstemperatur men också av när gödseln sprids vilket påverkar hur mycket gödsel som finns i lagren under en viss period.

I föreliggande studie används en MCF på 3,5 % för flytgödsel från nöt och svin i basfallet. I känslighetsanalysen utvärderas också resultatet av att använda schablonen på 10 % från IPCC (2006) samt två alternativa MCF som beräknats baserat på svenska experimentella studier, se Tabell 4. Beräkningen baseras på två alternativa sätt att vikta hur mycket gödsel som finns i lagren under sommar och vinter. B_0 -värdet behålls dock konstant vid IPCCs schablonvärde. För källor och utförligare resonemang och beräkningar kring detta se bilaga B.

Tabell 4: Årsmedelvärden för MCF som utvärderas i känslighetsanalys (% av B_0)

	Basfall	Alternativ 1	Alternativ 2	IPCC (2006)
Flytgödsel – nöt	3,5	1,5	1,8	10
Flytgödsel – svin	3,5	2,6	2,7	10

3.2 Spridning av gödsel

Precis som lagring av gödsel ger spridning på åkermark upphov till emissioner av växthusgaser. Därutöver används diesel för att transportera gödseln från gården och sprida den på åkermark. Samtidigt kan tillförseln av gödsel också bidra till en ökad markkolshalt vilket sänker nettoemissionerna av växthusgaser.

3.2.1 Ammoniak

Avgång av ammoniak från spridning av gödsel har främst effekt på övergödning och försurning, men har även en klimatpåverkan genom indirekt lustgasproduktion. I den svenska klimatrapporeringen återges värden från en sammanställning av Karlsson och Rodhe (2002). Ammoniakavgång efter spridning kan variera mellan 3 % och 70 % och beror på gödselslag, spridningsmetod, tidpunkt och gröda med mera. Fastgödselspridning ger dock alltid en högre förlust än flytgödselspridning och nedbrukning minskar alltid förlusten. I den svenska klimatrapporeringen återges ammoniakavgången felaktigt som baserat på andel av N-tot (Naturvårdsverket, 2016b), medan ursprungskällan anger att angivna värden för ammoniakavgång är baserade på gödselns innehåll av ammoniumkväve (Karlsson och Rodhe, 2002). Här baseras beräkningarna på uppgifterna i Karlsson och Rodhe (2002). Vidare antas att 2/3 av gödseln sprids under våren och att 1/3 sprids under hösten samt att gödseln brukas ned direkt eller inom 24 timmar.

Avgången av ammoniak bedöms baserat på detta uppgå till 10 % av NH_4^+ för flytgödsel och 33 % för fäsgödsel och djupströbädd oavsett djurslag. För att omvandla emissionerna av ammoniak till lustgas används schablonvärden från IPCC (2006) som säger att 1 % av NH_3-N konverteras till N_2O-N .

3.2.2 Lustgas

Emissionen av lustgas från åkermark efter spridning av gödsel bidrar med en stor andel av de totala växthusgasemissionerna i odling. IPCC anger som schablonvärde att 1 % av allt tillfört kväve i fält, oberoende av källa, avgår i form av lustgas (IPCC, 2006). I den svenska klimatrapporeringen har under ett antal år en högre emissionsfaktor använts för gödsel (2,5 % av tillfört kväve i form av stallgödsel), och en lägre för mineralgödsel (0,8 %) baserat på en litteraturgenomgång av Kasimir Klemetsson (2001). Sedan år 2015 används dock IPCCs värde för all kvävetillförsel.

Här baseras därför beräkningarna på antagandet att 1 % av allt tillfört kväve avgår som lustgas.

Detta antagande är behäftat med stora osäkerheter, men samtidigt är mängden kväve som sprids ungefär densamma vid en jämförelse mellan rötad och orötad gödsel. Nettoeffekten blir därför i just detta fall liten. Denna faktor utsätts därför inte för någon känslighetsanalys här. Svenska fältstudier har dock visat på lustgasemissioner motsvarande 0,9 % av N-tot vid både vår- och höstspridning för flytgödsel från svin (Rodhe *et al.*, 2012b) och 0,2 och 0,5 % för nötflytgödsel (vår och höst) (Rodhe *et al.*, 2013). Emissionen för rötrest från samma nötflytgödsel rötad ihop med fastgödsel och foderrester var dock ännu längre, 0,1 respektive 0,4 % vår och höst (Rodhe *et al.*, 2013). Att tillämpa dessa experimentellt bestämda emissionsfaktorer skulle alltså gynna systemet med rötad gödsel.

3.2.3 Metan

Vid en jämförelse av rötad och orötad gödsel från mjölkkor (Amon *et al.*, 2006a) konstateras att det förekommer emissioner av metan i fält efter spridning men att emissionerna endast motsvarar 0,1 respektive 0,03 % av emissionerna vid lagring av gödsel och rötrest. Emissioner av metan från spridning av gödsel och rötrest inkluderas därför inte här.

3.2.4 Markkolveffekter

Organiskt material som tillförs åkermark i olika former har olika potential att bilda stabilt markkol. I en utvärdering av klimateffekten av gödsling med organiska gödselmedel är detta en viktig aspekt att ta hänsyn till eftersom kol binds in långsiktigt i åkermarken. I den svenska klimatrapporeringen (Naturvårdsverket, 2016a) användes en markkolsmodell (ICBM) som tagits fram på SLU (Andrén och Kätterer, 1997). I modellen viktas tillförseln av kol i olika former genom en så kallad humifieringskoefficient. Humifieringskoefficienterna är beräknade utifrån förändringar i markkolshalter i svenska långliggande odlingsförsök där bland annat stallgödsel och röt slam, alltså rötrest efter biogasproduktion från slam från reningsverk, tillförts. Tillförsel av växtmaterial, som är lättnedbrytbart, har här låga humifieringskoefficienter (12-14%) medan stallgödsel baserat på 50 års svenska odlingsförsök har 27 % och röt slam 41 % (Kätterer *et al.*, 2011).

Humifieringskoefficienten visar hur stor andel av tillfört kol som går över i markens så kallade gamla kolpool, dvs. som inte direkt bryts ned. Andelen av detta kol som sedan på lång sikt bildar stabilt markkol avgörs av en mängd faktorer som påverkar nedbrytningen i marken, som till exempel ingående kolhalt i marken, klimat och marktyp (Andrén *et al.*, 2004). I en studie av effekten av att gödsla med rötrest i odling av höstvet i Skåne och Västra Götaland beräknades till exempel kvarvarande långsiktigt stabila kol till 84-88 % av tillfört kol efter viktning med humifieringsfaktorn (Björnsson *et al.*, 2016).

I föreliggande studie förenklas denna korrigeringsfaktor till att generellt vara 86 % oavsett ingående kolhalt, marktyp och klimat etc. Tillsammans med humifieringskoefficienten för stallgödsel på 27 %, innebär det att 23 % av det kol som tillförs i form av gödsel binds in som långsiktigt stabilt markkol. Observera att användandet av en generell korrigeringsfaktor på detta vis ska ses som en grov förenkling, dock kan det ge en fingervisning om skillnaden i kolinbindning vid spridning av biogödseln som stallgödsel eller rötrest.

3.2.5 Transport och spridning av gödsel och rötrest

Baserat på den litteraturstudie som redovisas i Tufvesson *et al.* (2013) antas att drivmedelsförbrukningen för att sprida flytgödsel och rötrest samt fastgödsel uppgår till 3 respektive 3,6 kWh/ton. Utöver spridningen som sådan ingår också lastning och transport till fältet. Energibehovet kan dock variera betydligt beroende på maskinpark och lokala förutsättningar. Emissionsdata presenteras i bilaga C och baseras på att drivmedlet som används är diesel med 5 % RME.

4. Produktion av biogas

Som beskrivits i kapitel 1 produceras biogas från gödsel i stora samrötningsanläggningar, som i vissa fall hanterar gödsel från ett flertal gårdar tillsammans med avfall och andra restprodukter, såväl som i mindre gårdsanläggningar som endast använder gödsel från någon eller några gårdar. Den producerade biogasen används i sin tur till produktion av kraftvärme såväl som fordonsbränsle. Här redovisas därför emissioner kopplade till alla dessa systemlösningar.

4.1 Lagring av gödsel på gården

Oavsett om gödseln används för att producera biogas på gården eller om den transporteras iväg antas att det sker en viss lagring på gården innan den hämtas eller matas in i biogasanläggningen. Därmed kan det också uppstå en del emissioner av växthusgaser som i föreliggande analys antas belasta biogassystemet.

Hur länge gödseln lagras på respektive gård kan säkerligen variera mellan olika biogassystem. För flytgödsel antas att 5 % av emissionerna från konventionell stallgödselhantering uppstår innan gödseln matas in i biogasanläggningen. För fastgödsel och djupströbäddar antas istället att 10 % av emissionerna från konventionell stallgödselhantering uppstår innan gödseln matas in i biogasanläggningen. Anledningen är att utgödsling av dessa gödselslag sker mer intermittent samtidigt som tillförseln till biogasanläggningen sker kontinuerligt.

Dessa antaganden är naturligtvis förbundna med relativt stora osäkerheter. Dels när det gäller hur länge gödseln faktiskt lagras och dels hur mycket emissioner som faktiskt hinner uppstå under den tiden. Här görs inte heller någon skillnad mellan gårdsanläggningar och större samrötningsanläggningar. När det gäller flytgödsel är det inte orimligt att emissionerna skulle vara något större för samrötningsanläggningen eftersom transporterna sker med vissa intervall för att bli kostnadseffektiva. En gårdsanläggning kan istället pumpa in gödseln mer kontinuerligt i rötammaren.

För fastgödsel och djupströbäddar skulle förhållandet istället kunna vara det omvända. Alla gårdar som levererar sådan gödsel till en samrötningsanläggning behöver kanske inte gödsla ut samtidigt och därmed skulle lagringstiden kunna kortas jämfört med en gårdsanläggning som endast rötar gödsel från den egna gården och gödslar ut mer intermittent.

4.2 Transport av gödsel och rötrest

I de fall gödseln används för att producera biogas i större samrötningsanläggningar behöver den transporteras dit. Beroende på gödselslag och avstånd kan gödseln transporteras med lastbil eller traktor alternativt pumpas. Transport med lastbil bedöms dock vara absolut vanligast förekommande och övriga alternativ inkluderas därför inte här.

Baserat på den litteraturstudie som presenteras i Tufvesson *et al.* (2013) antas att flytgödsel och rötrest transporteras i tankbil som lastar 35 ton och har en drivmedelsförbrukning på 4 respektive 5 kWh/km vid tom respektive full last. Fastgödsel transporteras med bil som lastar 15 ton och har en

drivmedelsförbrukning på 3,5 kWh/km inklusive tom returtransport. För lastning och lossning av fastgödsel respektive flytgödsel och rötrest sätts drivmedelbehovet till 0,5 respektive 0,3 kWh/ton.

Emissionsdata presenteras i bilaga C och baseras på att drivmedlet som används är diesel med 5 % RME.

4.3 Processenergi

Vid produktion av biogas används processenergi i form av elektricitet och värme för att driva processen. Elektricitet används bland annat för att driva pumpar och omrörare men också annan elektrisk utrustning på anläggningen. Behovet av elektricitet kan variera betydligt mellan olika anläggningar beroende på utformning och vilket råmaterial som hanteras. I den litteraturstudie som presenteras av Tufvesson *et al.* (2013) anges till exempel ett intervall på 3 – 41 kWh/ton. För anläggningar som i huvudsak rötar gödsel sattes dock behovet till 7 kWh/ton i de fortsatta beräkningarna.

I en nyligen publiceras studie som behandlar möjligheten att använda vall för biogasproduktion anges istället att elförbrukningen i en större samröttningsanläggning som i huvudsak hanterar gödsel uppgår till närmare 12 kWh/ton våtvikt (Björnsson *et al.*, 2016).

I en utvärdering av svenska gårdsbiogasanläggningar (Ahlberg Eliasson, 2015) redovisas ett elbehov på cirka 1 – 21 % av biogasproduktionen med ett medelvärde på 7 %. I rapporten framhålls dock att en anledning till den stora variationen är att biogasproduktionen varierar kraftigt mellan olika anläggningar. Eftersom substratsammansättningen också varierar kan detta nyckeltal inte översättas rakt av till kWh/ton våtvikt. Några av anläggningarna använder också värmepumpar vilket drar upp elförbrukningen något. Om det antas att anläggningarna endast rötar flytgödsel från nöt med ett antaget biogasutbyte på 144 kWh/ton, se Tabell 3Fe! **Hittar inte referenskälla.**, motsvarar 7 % av biogasproduktionen dock 10 kWh/ton.

Värme används i sin tur för att upprätthålla en processtemperatur på cirka 37 °C eller 52 °C samt för att hygienisera animaliska biprodukter så som gödsel vilket oftast sker vid 70 °C. Hygienisering är dock inte nödvändigt på mindre anläggningar som endast rötar gödsel från någon eller några gårdar. Värmebehovet varierar följaktligen mellan olika anläggningar beroende på skala och råmaterial men också beroende på isolering och förekomst av värmeväxlare. I den litteraturstudie som presenteras av Tufvesson *et al.* (2013) identifieras ett intervall på cirka 20 – 90 kWh/t råmaterial och de fortsatta beräkningarna baserades på ett antaget värmebehov om 25 kWh/ton för en större samröttningsanläggning och 30 kWh/ton för en gårdsanläggning.

För gårdsanläggningar anger Ahlberg Eliasson (2015) att värmebehovet varierar från 9 – 37 % av den producerade mängden biogas med ett medelvärde på 24 %. Med samma antaganden som ovan motsvarar det ett medelvärde på 35 kWh/ton våtvikt. Samtidigt uppger Björnsson *et al.* (2016) att värmebehovet uppgår till 38 kWh/ton våtvikt för en större samröttningsanläggning som dock drivs under termofila förhållanden.

Baserat på ovanstående antas att behovet av processenergi är något högre än vad som antagits i Tufvesson *et al.* (2013) och användningen av elektricitet och värme sätts till 10 kWh respektive 35 kWh/ton för gårdsanläggningar såväl som samröttningsanläggningar.

4.4 Metanläckage

Vid produktion av biogas finns det också en risk för att metan läcker från anläggningen. Enligt Andersson (2015) kan man i dessa sammanhang skilja på läckor som beror på felaktigheter i konstruktionen, och som därmed kan åtgärdas, och systematiska utsläppspunkter på grund av att anläggningen är konstruerad på ett visst sätt. Som ett exempel på det sistnämnda anges till exempel rötrestlager som konstruerats utan möjlighet att samla upp metan.

Här redovisas antaganden om emissioner från biogasanläggningen som sådan. Därutöver kan det uppstå emissioner vid uppgradering eller produktion av kraftvärme samt från hanteringen av rötrest. Dessa hanteras dock separat i föreliggande studie.

Inom det Frivilliga åtagandet, ett projekt som drivs av Avfall Sverige sedan ett antal år tillbaka, genomförs mätningar av metanläckage på samröttningsanläggningar och avloppsreningsverk. I de senast rapporterade uppgifterna genomfördes mätningar på 25 anläggningar vilket resulterade i ett läckage på 1,7 % av biogasproduktionen inklusive emissioner från rötrestlagren (Avfall Sverige, 2016). Om endast samröttningsanläggningarna beaktas uppgår emissionerna istället till 1,1 % varav 0,8 % härrör från rötrestlagren. Emissionerna från biogasanläggningarna som sådana uppgår därmed till 0,3 %.

Värt att notera är att det inte finns några gårdsanläggningar som deltar i det frivilliga åtagandet. Däremot redovisar Andersson (2015) mätningar av metanläckaget på 5 svenska gårdsanläggningar. På tre av dessa gårdar uppmättes läckage mellan 0,18 – 0,55 % av den producerade biogasen. Dessutom uppmättes systematiska utsläpp på 6,4 – 23 % av den producerade biogasen. Här ingår i huvudsak emissioner från rötrestlagren (Andersson, 2016). Författarna poängterar dock att mätningarna endast genomfördes vid ett tillfälle i september efter att det varit höga utomhustemperaturer under lång tid. Man bedömer därför att förutsättningarna var värsta tänkbara för emissioner från rötrestlagren och att detta värde inte kan användas för att beräkna årsmedelvärden. Huvudsyftet med studien var inte heller att mäta emissioner utan snarare att jämföra olika tekniker för mätning. Man noterar också att det finns behov av ytterligare studier av läckaget från just rötrestlagren.

I en dansk studie har metanläckaget mätts på 5 gårdsanläggningar och 5 samröttningsanläggningar (Cowi, 2015). För gårdsanläggningar rapporteras om ett läckage på 0,8 % i genomsnitt och för samröttningsanläggningar rapporteras om ett läckage på 4,2 %. Det bör dock noteras att detta är resultaten från den första mätningsomgången och att anläggningarna därefter har vidtagit åtgärder.

I en studie av 10 tyska biogasanläggningar anger Liebetrau *et al.* (2013) att emissioner i stor utsträckning kommer från rötrestlager, uppgraderingsanläggningar och vid produktion av kraftvärme. Läckaget från biogasreaktorn som sådan uppmättes till exempel till 0 – 0,03 % av den producerade biogasen. Vid inmatning av substrat uppmättes också läckage på i genomsnitt 0,086 % av biogasen. Baserat på en litteraturstudie uppger slutligen Dumont *et al.* (2013) att emissionerna från substrathantering och biogasproduktion kan variera mellan 0,22 – 0,57 % av den producerade biogasen.

Baserat på ovanstående antas här att läckaget av metan från biogasanläggningen varierar betydligt mellan olika anläggningar och sannolikt också över tid för enskilda anläggningar. Förutsatt att anläggningsägaren arbetar systematiskt med läcksökning och åtgärdar dessa bör emissionerna dock kunna vara relativt låga.

Här antas därför att emissionerna uppgår till 0,5 % av biogasproduktionen för både gårdsanläggningar och samröttningsanläggningar.

4.5 Produktion av kraftvärme

De flesta biogasanläggningar på gårdsnivå i Sverige använder den producerade biogasen för att producera elektricitet och värme. Framförallt används ottomotorer men det förekommer också dieselmotorer, stirlingmotorer och gasturbiner (Hårsmar, 2014; Lantz, 2013). Den elektriska och termiska verkningsgraden varierar beroende på teknik och skala men också mellan olika anläggningar (Ahlberg Eliasson, 2015; Lantz, 2013).

Vid en utvärdering av 22 biogasanläggningar konstaterar Hårsmar (2014) att den elektriska verkningsgraden varierar mellan 22 – 36 % för ottomotorer (28 % i medel), 43 – 51 % (45 % i medel) för dual-fuel motorer som arbetar enligt dieselprincipen och 17 % för stirlingmotorer (en anläggning). Den termiska verkningsgraden anges dock inte. Dessa uppgifter stämmer dock väl med de data som presenteras i Lantz (2013) som anger en termisk verkningsgrad på cirka 50 – 70 % vid en elektrisk verkningsgrad på cirka 25 – 30 %. Detta förutsätter dock att värme tas tillvara inte bara från motorkylning utan också från smörjoljor och avgaser.

När det gäller emissioner av växthusgaser från produktion av kraftvärme består dessa av oförbränt metan samt, i förekommande fall, koldioxid från förbränning av diesel. För tyska och danska anläggningar redovisar Nielsen *et al.* (2010) och Liebetrau *et al.* (2013) emissioner på 0,3 – 2,9 gram CH₄/kWh biogas med ett medelvärde på 1,6 respektive 1,2 gram/kWh. Som jämförelse anger Andersson (2015) att emissionerna uppgår till 2,9; 1,1; 2,1 och 13,4 gram CH₄/kWh för fyra svenska kraftvärmeanläggningar.

Här baseras beräkningarna på ottomotorer som endast använder biogas och emissionerna av metan sätts till 1,6 gram/kWh vilket är samma antagande som i Tufvesson *et al.* (2013).

4.6 Uppgradering

Om biogasen ska användas som fordonbränsle är det nödvändigt att uppgradera den vilket bland annat innebär att metanhalten höjs till 95 - 99 %. Av ekonomiska skäl sker uppgradering i huvudsak vid större biogasanläggningar men det finns också exempel där flera gårdar levererar biogas i ledning till en central uppgraderingsanläggning. Det finns ett flertal kommersiellt tillgängliga uppgraderingstekniker på marknaden men vanligast i Sverige är vattenskrubber (70 % av anläggningarna) och kemisk skrubber (20 % av anläggningarna) (Energimyndigheten, 2015). För en närmare beskrivning av dessa och andra tekniker se till exempel Bauer *et al.* (2013). De olika teknikerna har olika egenskaper som påverkar emissionerna av växthusgaser från biogassystemen. Det rör sig till exempel om olika behov av processenergi, förutsättningar för att leverera spillvärme samt metanläckage från anläggningarna. Den uppgraderade biogasen kan också ha olika metanhalt och tryck när den lämnar uppgraderingsanläggningen beroende på vilken teknik som används. Metanhalten påverkar till exempel behovet av att tillsätta propan när den uppgraderade biogasen ska distribueras via naturgasnätet. Samtidigt kan behovet av processenergi såväl som metanläckage variera mellan anläggningar som bygger på samma tekniska lösning beroende på hur de konstruerats, ålder och underhåll med mera.

Här baseras beräkningarna på en vattenskrubber då det är den vanligaste uppgraderingstekniken. För jämförelse redovisas dock behov av processenergi och emissioner även för kemisk skrubber.

4.6.1 Processenergi

Enligt den litteraturstudie som presenteras i Lantz (2013) finns det exempel i litteraturen på att en vattenskrubber behöver 0,2 – 0,9 kWh elektricitet/Nm³ biogas. För nyare anläggningar tycks elförbrukningen dock ligga i intervallet 0,2 – 0,3 kWh (Bauer *et al.*, 2013; Petersson och Wellinger, 2009). Här används samma antagande som i Tufvesson *et al.* (2013) som säger att vattenskrubbern behöver 0,25 kWh elektricitet/Nm³ biogas.

För den kemiska skrubbern sätts elbehovet istället till 0,12 kWh/Nm³ (Björnsson *et al.*, 2016) vilket kan jämföras med uppgifterna i Lantz (2013) på 0,12 – 0,15 kWh/Nm³ biogas. Den kemiska skrubbern antas också behöva värme motsvarande 0,6 kWh/Nm³ (Björnsson *et al.*, 2016) vilket kan jämföras med uppgifterna i Lantz (2013) på 0,44 – 0,55 kWh/Nm³. Beroende på hur biogasanläggningen designas och vilka substrat som används skulle dock upp till 80 % av den tillförda värmen kunna återanvändas (Björnsson *et al.*, 2016).

4.6.2 Metanläckage

Baserat på de mätningar som genomförts inom det frivilliga åtagande uppgår metanläckaget från vattenskrubber och kemisk skrubber till i genomsnitt 1,7 % respektive 0,17 % av biogasproduktionen hos de deltagande anläggningarna (Avfall Sverige, 2016). Avfall Sverige (2016) redovisar också att de anläggningar som utrustats med RTO (regenerativ termisk oxidering) har ett läckage på 0,16 %.

Det kan jämföras med det metanläckage på 1 % respektive 0,1 % som antagits av Tufvesson *et al.* (2013) och Björnsson *et al.* (2016) för motsvarande tekniker. Dessa antagande gäller dock för nya anläggningar som byggs enligt bästa tillgängliga teknik. I föreliggande studie inkluderas också äldre anläggningar och därför används det metanläckage på 1,7 % som rapporteras av Avfall Sverige (2016). Därmed beaktas inte heller möjligheten att minska emissionerna med hjälp av RTO.

4.7 Komprimering och distribution av fordonsgas

Efter uppgradering distribueras biogasen till slutkunden via en tankstation. I Sverige transporteras cirka 30 % av biogasen via naturgasnätet eller via gasnätet i Stockholm (Energimyndigheten, 2015). Resterande biogas transporteras på flak alternativt i mindre lokala biogasnät. Oavsett hur biogasen transporteras ska den dock komprimeras och tankas. Komprimeringen sker antingen vid anläggningen innan den transporteras med lastbil eller vid tankstationen. Här antas att behovet av elektricitet för att komprimera och därefter tanka biogasen uppgår till 0,25 respektive 0,07 kWh/Nm³ uppgraderad biogas (Tufvesson *et al.*, 2013).

Om biogasen transporteras på lastbil till tankstationen uppstår dessutom en drivmedelförbrukning som beror på hur långt gasen transporteras och hur mycket gas som lastas på varje ekipage. Här antas att de lastbils ekipage som används lastar 6 000 Nm³ och att drivmedelförbrukningen är 5 kWh diesel/km (Lantz, 2012). Med ett antaget transportavstånd på 60 km tur och retur blir drivmedelförbrukningen därmed 0,05 kWh/Nm³ biogas.

Därutöver tillkommer ett visst metanläckage vid inkoppling och bortkoppling av lastväxlarflak, service och tankning. Dessa bedöms dock vara mycket marginella (Göthe, 2013) och inkluderas därför inte här.

4.8 Lagring av rötrest

Om gödseln rötas innan den lagras och sprids på åkermark förändras dess sammansättning och egenskaper vilket också påverkar emissionerna av växthusgaser. Enligt uppgifter från Edström (2016) uppger 56 % av anläggningarna som deltar i gödselgasstödet att rötresten lagras med svämtäcke och 48 % uppger att rötresten lagras under tak (med eller utan gasuppsamling). Vissa anläggningar har också uppgett flera svar vilket sannolikt betyder att rötresten inledningsvis lagras under tak och därefter under svämtäcke. Här baseras beräkningarna i basfallet på att rötresten lagras under svämtäcke. Dock bör noteras att i svenska experimentella studier av rötrest från nötgödselrötning har inget eller endast ett tunt/ofullständigt svämtäcke bildats (Rodhe *et al.*, 2013; 2016). En intressant fråga är om svämtäcke spontant bildats vid de anläggningar som ingår i gödselgasstödet, eller om det skapats genom att till exempel hackad halm tillförts.

Rötrestens sammansättning för de olika gödselblandningarna, se Tabell 5, beräknas baserat på den antagna massavgången av biogas på samma sätt som i Lantz *et al.* (2013) och Tufvesson *et al.* (2013).

Tabell 5: Beräknad rötrestsammansättning

	Nöt		Svin	Sverigemixen
	Flyt	Flyt + djupströ	Flyt	Flyt + fast + djup
TS (%)	6,3	7,7	4,0	8,2
VS (%)	4,4	5,5	2,7	5,8
N-tot (kg/t)	4,3	4,4	3,8	4,4
NH ₄ -N (kg/t)	3,2	3,1	3,1	3,1
C (kg/t)	28	34	13	35

4.8.1 Emissioner av ammoniak och lustgas

När det gäller emissioner av ammoniak från rötrest används samma emissionsfaktorer som för flytgödsel från svin som lagras under svämtäcke vilket innebär att 4 % av N-tot antas avgå som ammoniak (Karlsson och Rodhe, 2002). Effekten av att lagra rötresten under tak redovisas i känslighetsanalysen. Därutöver antas att 1 % av emissionerna av NH₃-N omvandlas till N₂O-N (IPCC, 2006). Precis som för flytgödsel antas också att 0,5 % av N-tot avgår som lustgas. I känslighetsanalysen visas hur resultatet påverkas om det inte uppstår något svämtäcke där det bildas lustgas.

4.8.2 Emissioner av metan

Inom det frivilliga åtagandet har metanemissioner från rötrestlager vid samrötningsanläggningar uppmätts till motsvarande 0,8 % av biogasproduktionen. Variationen är dock stor mellan olika anläggningar (Avfall Sverige, 2016). Som jämförelse anger Andersson (2015; 2016) att systematiska emissioner från gårdsanläggningar (i huvudsak rötrestlager) uppgår till 5,4 – 23 % av biogasproduktionen. Som beskrivits i kapitel 3.4 genomfördes dessa mätningar dock vid endast ett tillfälle och författarna menar att de inte kan användas för att beräkna årsmedelvärden.

Här baseras istället emissionerna av metan från rötrestlagren på beräkningar enligt den metod som beskrivits i kapitel 2 och där används för att beräkna emissioner av metan från lagring av gödsel. För att beräkna B₀-värden för rötresten används B₀-värdena för de olika gödselslagen så som de anges av IPCC

(2006) samt de antagna biogasutbyten som redovisas i Tabell 3. Därmed varierar de beräknade B_0 -värdena för rötresten beroende på ingående gödselslag. Beräknade B_0 -värden beroende på antaget metanutbyte redovisas i Tabell 6. Det bör noteras att B_0 -värden för rötrest från svingödsel är mycket högt, och påverkar även mixen av alla gödselslag ("Sverigemixen"), och det beror på att ingångsvärdet för B_0 som satts av IPCC ($421 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$) är mycket högt jämfört med antaget praktiskt metanutbyte. De B_0 -värden som blir utfallet av beräkningen för rötad nötgödsel ($42\text{-}54 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$ i basfallet) är mer i linje med de värden som uppmätts för 7 svenska gårdsbiogasanläggningar, som varierar mellan 30 och $77 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$, med ett medelvärde på $50 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$ (Ahlberg Eliasson, 2015). Beräknade B_0 -värden för nötgödsel ligger också nära det experimentell uppmätta B_0 -värde för rötad flytgödsel och djupströgödsel från nöt på $61 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$ som anges av Rodhe *et al* (2016).

Tabell 6: Beräknat maximalt B_0 för rötrest och hur det förändras baserat på antaganden om ökat/minskat metanutbyte i biogasprocessen vilket utvärderas i känslighetsanalysen. Gasvolymen anges vid 0°C och 101 kPa .

	Basfall	Metanutbyte -15 %	Metanutbyte +15 %	Enhet
Rötrest Sverigemix	127	164	80	$\text{m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$
Rötrest nötflyt m 10 % djupströ	54	92	7	$\text{m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$
Rötrest nötflyt	42	84	0	$\text{m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$
Rötrest svinflyt	346	366	319	$\text{m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$

För att beräkna emissionerna av metan från rötrestlagren används, på samma sätt som för gödsel, en MCF som mått på hur mycket av B_0 som faktiskt bildas. I basfallet används en MCF på 3,5 % som är den samma som för flytgödsel. I känslighetsanalysen utvärderas också resultatet av att använda schablonen på 10 % från IPCC (2006). För rötrest från nötgödsel utvärderas även två alternativa MCF som beräknats utifrån experimentellt bestämda MCF för rötad nötgödsel ihop med två sätt att vikta hur mycket rötrest som finns i lagren under sommar och vinter, se Tabell 7. För rötad svingödsel eller en blandning som Sverigemixen, som innehåller 37 % svingödsel, finns inga motsvarande svenska experimentella värden. För källor och utförligare resonemang och beräkningar se bilaga B. Som jämförelse visas också de MCF som beräknats för flytgödsel på motsvarande sätt, se också Tabell 4.

Tabell 7: Årsmedelvärden för MCF som utvärderas i känslighetsanalys (% av B_0)

	Basfall	Alternativ 1	Alternativ 2	IPCC (2006)
Flytgödsel – nöt	3,5	1,5	1,8	10
Flytgödsel – svin	3,5	2,6	2,7	10
Rötrest från nötgödsel	3,5	10,2	6,2	10

4.9 Spridning av rötrest

Baserat på de data som presenterats i förgående avsnitt förändras emissionerna av kväve när gödsel rötas vilket också påverkar mängden växttillgängligt kväve som sprids på åkermark. För beakta denna skillnad antas att en ökad mängd tillgängligt ammoniumkväve minskar behovet av att använda mineralgödsel i motsvarande grad.

4.9.1 Ammoniak och lustgas

För emissioner av ammoniak används samma antagande för rötresten som för flytgödsel vilket innebär en avgång av $\text{NH}_3\text{-N}$ motsvarande 10 % av ammoniumkvävet i rötresten. För mineralgödsel används istället 2,4 % av tillfört mineralkväve (Naturvårdsverket, 2016b).

Därutöver antas att 1 % av allt tillfört kväve avgår som lustgas. Som beskrivits i kapitel 3 är detta antagande behäftat med stora osäkerheter men eftersom mängden kväve som sprids är ungefär den samma vid en jämförelse mellan rötad och orötad gödsel så blir nettoeffekten blir liten. Denna faktor utsätts därför inte för känslighetsanalys. Det kan dock vara rimligt att anta att rötad gödsel skulle ge lägre lustgasemissioner eftersom halten lättillgängligt kol är betydligt lägre i rötrest än i orötad gödsel. Detta har också visats i svenska fältstudier av Rodhe *et al.* (2012; 2013).

4.9.2 Mineralgödsel

Vid produktion av biogas från gödsel förändras gödselns sammansättning och andelen växttillgängligt kväve ökar samtidigt som kväveförlusterna i vissa fall minskar. Här antas att en ökad mängd växttillgängligt kväve ersätter kväve i form av mineralgödsel. Klimatbelastningen för denna mineralgödsel antogs i Tufvesson *et al.* (2013) vara 6,6 kg $\text{CO}_2\text{-ekv}$ per kg N baserat på Börjesson *et al.* (2010). I föreliggande analys har detta värdet sänkts till 6,0 kg $\text{CO}_2\text{-ekv}$ per kg N baserat på Börjesson och Tufvesson (2011), där sänkningen beräknas baserat på ett antagande om att lustgasrening i produktionen är införd för 50 % av mineralgödselproduktionen. Dessutom minskar emissionerna av ammoniak och lustgas då den totala tillförseln av kväve minskar (Tufvesson *et al.*, 2013). I känslighetsanalysen utvärderas det som av tillverkaren Yara presenteras som best available technology (BAT), vilket ger en emission på 3,6 kg $\text{CO}_2\text{-ekv}$ per kg N. Yara anger också att produktion baserad på rysk energieffektivitet och utan katalytisk lustgasrening ger 8,1 kg $\text{CO}_2\text{-ekv}$ per kg N (Fossum, 2014). Samtidigt anger Kool *et al.* (2012) att emissionerna uppgår till 8,0 kg $\text{CO}_2\text{-ekv}$ per kg N för typisk produktion i Västeuropa. Detta baseras i huvudsak på att man menar att metanläckaget från naturgasnätet är högre än vad som normal antas. Emissioner på 3,6 och 8,0 kg $\text{CO}_2\text{-ekv}$ per kg N utvärderas därför i känslighetsanalysen.

4.9.3 Markkoleffekter

Som beskrivits i kapitel 3 har organiskt material som tillförs åkermark i olika former olika potential att bilda stabilt markkol vilket viktas genom en så kallad humifieringskoefficient.

Inga modellberäkningar baserade på var orötad eller rötad gödsel sprids med avseende på växtföljd, markkolshalter, tillförsel av övriga kolkällor i form av odlingsrester, markegenskaper eller klimat för de

arealer där gödsel eller rötd gödsel tillförts har genomförts i föreliggande studie. Det finns heller inga långliggande svenska odlingsförsök för just rötd gödsel. Vilken humifieringskoefficient som är lämpligast att tillämpa för rötrest får därför baseras på antaganden, och både faktorn 27 % (framtagen för stallgödsel) och 41 % (framtagen för rötrest från reningsverksslam) har använts i svenska studier där ICBM-modellen tillämpats (Björnsson *et al.*, 2016; Kimming, 2015). Att tillämpa samma humifieringsfaktor för rötd som för örötd gödsel bedöms inte ge rimliga resultat eftersom en stor del av det kol som föreligger i lättnedbrytbara organiska föreningar har avlägsnats under biogasprocessen. Det har visats att spridning av rötd svinggödsel istället för örötd gödsel kan ha positiv effekt på kolinbindningen i åkermark på grund av att kolet i rötresten är bundet i en mer stabil form genom att det till exempel tagits upp i cellbiomassa i mikroorganismer (Marcato *et al.*, 2009). Att tillämpa humifieringsfaktorn 41 % ger ett resultat som tar hänsyn till att resterande kol i rötrest är bundet i en mer stabil form, och denna humifieringsfaktor användes i analysen av Tufvesson *et al.* (2013), vilket gjorde att markkolsförändringen där blev nära neutral ur klimatperspektiv. Andelen av detta kol som sedan på lång sikt bildar stabilt markkol avgörs av en mängd faktorer som påverkar nedbrytningen i marken och som beskrivs i kapitel 3 sätts denna nedbrytningsfaktor till 86 % i föreliggande studie.

5. Resultat och känslighetsanalys

För att möjliggöra en utvärdering av gödselgasstödet som omfattar biogassystem med olika utformning presenteras här nyckeltal för ett antal olika delsteg i sådana system. Nyckeltalen har beräknats och redovisas för de olika gödselblandningar som presenterats i Tabell 1.

Inledningsvis presenteras data för produktion av biogas vs konventionell gödselhantering inklusive ett antal känslighetsanalyser av nyckelfaktorer. Därefter visas de emissioner som beräknas uppkomma när biogasen förädlas samt de emissioner som antas kunna undvikas vid användning av biogas.

5.1 Konventionell gödselhantering vs produktion av biogas

Emissionerna av växthusgaser från konventionell stallgödselhantering samt produktion av biogas beräknas här givet de antaganden som presenterats i kapitel 2, 3 och 4 samt bilaga A till C.

Sammanfattningsvis uppgår emissionerna i basfallet till cirka -14 till -143 gram CO₂-ekvivalenter/kWh. Utsläppsminskningen kan i stor utsträckning kopplas till ett minskat metanläckage samt ett minskat behov av mineralgödsel. För ytterligare detaljer se tabell 8 – 11.

Dessutom genomförs känslighetsanalyser enligt nedan;

- Effektivt metanutbyte:
 - Metanutbytet påverkar hur mycket biogas som produceras från varje ton gödsel och därmed påverkas samtliga emissioner när de uttrycks per kWh biogas. Dessutom påverkas hur mycket metan som potentiellt kan bildas från rötrestlagren. I känslighetsanalysen visas resultatet av att metanutbytet ökar eller minskar med 15 %.
- Täckning av flytgödsel och rötrestlager:
 - Huruvida flytgödsel och rötrestlager är täckta med tak eller svämtäcke påverkar emissionerna av ammoniak och därmed också de indirekta emissionerna av lustgas. Taktäckning innebär också att gödseln inte späds ut med regnvatten vilket minskar emissionerna från spridning. I basfallet antas att det bildas svämtäcke på både flytgödsel och rötrestlager. I känslighetsanalysen visas hur resultatet påverkas om rötrestlagret förses med tak. Det antas också att detta görs för att det inte sker någon spontan bildning av svämtäcke. Slutligen visas också effekten att komplettera taket med någon lösning för att eliminera metanläckaget från rötrestlagret.
- MCF
 - I basfallet används en MCF på 3,5 %. I känslighetsanalysen visas effekten av att använda de alternativa MCF som presenteras i Tabell 7.

- Mineralgödsel
 - I basfallet antas att emissionerna från tillverkning av mineralgödsel uppgår till 6 kg CO₂-ekv per kg N för gödsel som används i Sverige. I känslighetsanalysen visas effekten att sätta emissionerna till 3,6 respektive 8,0 kg CO₂-ekv per kg N vilket antas motsvara BAT respektive typisk produktion i västra Europa.

Jämfört med resultatet i basfallet varierar resultaten i känslighetsanalyserna betydligt. Av de undersökta parametrarna kan det konstateras att den enskilt viktigaste parametern är huruvida det finns ett svämtäcke på rötresten eller inte och hur lagren i så fall täcks. Därefter påverkas resultatet i också i stor utsträckning av vilken MCF som väljs för gödsel och rötrest.

Om de MCF som redovisats i tabell 7 tillämpas för svinggödsel kan produktionen av biogas medföra att emissionerna av växthusgaser ökar jämfört med konventionell gödselhantering. Det bör dock påpekas att för svinggödsel har en minskad markkolsupbyggnad stor betydelse för resultatet.

5.2 Förädling och användning av biogas

Efter att biogasen producerats antas att den antingen uppgraderas och används som fordonsbränsle alternativt att den används för att producera elektricitet och värme på gården. I tabell 12 redovisas de emissioner som beräknas uppkomma när biogasen produceras och förädlas samt de emissioner som antas kunna undvikas vid användning av biogas. Bakgrundsdata återfinns i kapitel 4 och bilaga C.

Sammanfattningsvis uppgår emissionerna i basfallet till -378 till -22 gram CO₂-ekvivalenter/kWh. Störst utsläppsminskning uppstår när biogas används för att ersätta fossila drivmedel. Att använda biogasen för att producera kraftvärme ger däremot en måttlig utsläppsminskning om värmen inte antas ersätta fossila bränslen.

Som känslighetsanalys visas också hur resultatet förändras om emissionsfaktorerna för metan och lustgas från IPCC (2013) används istället för IPCC (2007), se också bilaga A. Sammanfattningsvis skulle en sådan förändring öka nyttan av att producera biogas från gödsel betydligt så länge som biogassystemet reducerar emissionerna av metan.

Tabell 8: Emissioner av växthusgaser vid produktion av biogas från flytgödsel från nöt vs konventionell gödselhantering (g CO₂-ekv/kWh biogas)

	Konventionell gödselhantering	Produktion av biogas	Differens	Känslighetsanalys								
				CH ₄ ^A	CH ₄ ^A	Täckning ^B	Täckning ^C	MCF ^D	MCF ^E	MCF ^F	Mineralgödsel	
				- 15%	+ 15%			Alt 1	Alt 2	IPCC	BAT ^G	Medel ^H
Lagring av gödsel												
- Lustgas (direkt)	69,4	3,5	-65,9	-77,6	-57,3							
- Lustgas (indirekt)	4,2	0,2	-4,0	-4,7	-3,4							
- Metan	72,5	3,6	-68,9	-81,1	-59,9			-29,5	-35,4	-196,8		
Transport och spridning av gödsel												
- Drivmedel (transport)		14,8	14,8	17,4	12,9							
- Drivmedel (spridning)	6,7	6,4	-0,3	-0,3	-0,2	-0,8	-0,8					
- Lustgas (direkt)	133,9	132,3	-1,6	-1,9	-1,4	3,2	3,2					
- Lustgas (indirekt)	8,2	9,7	1,5	1,5	1,5	2,0	2,0					
- Markkol	-241,4	-247,6	-6,2	-28,3	10,1							
- Ersatt mineralgödsel		-31,8	-31,8	-31,2	-32,3	-42,1	-42,1				-24,9	-37,9
Produktion av biogas												
- Elektricitet		8,9	8,9	10,5	7,7							
-Värme		3,6	3,6	4,3	3,2							
-Metanläckage		9,2	9,2	10,9	8,0							
Lagring av rötrest												
- Lustgas (direkt)		69,3	69,3	81,5	60,2	0,0	0,0					
- Lustgas (indirekt)		5,5	5,5	6,5	4,8	1,4	1,4					
- Metan		8,1	8,1	21,0	-1,4		0,0	14,4	23,7	23,2		
Produktion av biogas vs konventionell gödselhantering												
	53,5	-4,2	-57,7	-71,5	-47,5	-136,6	-144,7	-12,1	-8,7	-170,6	-50,7	-63,8

- A. Metanutbytet ökas eller minskas med 15 % jämfört med basfallet.
 B. Rötrestlagren har försetts med tak eftersom det antas att det inte bildas något svämtäcke (alternativt ett tunt och ofullständigt).
 C. Rötrestlagren har tak, inget svämtäcke och åtgärder har vidtagits för att eliminera metanläckaget från dem.
 D. MCF för gödsel och rötrest enligt alternativ 1 i Tabell 7.
 E. MCF för gödsel och rötrest enligt alternativ 2 i Tabell 7.
 F. MCF för gödsel och rötrest enligt IPCC i Tabell 7.
 G. Emissioner från tillverkning av mineralgödsel sätts till 3,6 kg CO₂/kg N (BAT)
 H. Emissioner från tillverkning av mineralgödsel sätts till 8,0 kg CO₂/kg N (representativa värden för västeuropa).

Tabell 9: Emissioner av växthusgaser vid produktion av biogas från flytgödsel och djupströ från nöt vs konventionell gödselhantering (g CO₂-ekv/kWh biogas)

	Konventionell gödselhantering	Produktion av biogas	Differens	Känslighetsanalys								
				CH ₄ ^A	CH ₄ ^A	Täckning ^B	Täckning ^C	MCF ^D	MCF ^E	MCF ^F	Mineralgödsel	
				- 15%	+ 15%			Alt 1	Alt 2	IPCC	BAT ^G	- 15%
Lagring av gödsel												
- Lustgas (direkt)	69,5	4,2	-65,3	-76,8	-56,7							
- Lustgas (indirekt)	7,8	0,6	-7,2	-8,5	-6,3							
- Metan	149,6	12,1	-137,5	-161,7	-119,5			-106,7	-111,3	-237,6		
Transport och spridning av gödsel												
- Drivmedel (transport)		14,0	14,0	16,4	12,1							
- Drivmedel (spridning)	5,8	6,1	0,3	0,3	0,3	-0,3	-0,3					
- Lustgas (direkt)	115,3	117,6	2,3	2,7	2,0	6,6	6,6					
- Lustgas (indirekt)	6,8	8,2	1,4	1,4	1,5	1,9	1,9					
- Markkol	-252,5	-263,9	-11,4	-34,5	5,7							
- Ersatt mineralgödsel		-37,3	-37,3	-38,2	-36,5	-46,4	-46,4				-29,1	-44,3
Produktion av biogas												
- Elektricitet		7,7	7,7	9,1	6,7							
-Värme		3,2	3,2	3,7	2,7							
-Metanläckage		9,3	9,3	10,9	8,1							
Lagring av rötrest												
- Lustgas (direkt)		61,6	61,6	72,4	53,5	0,0	0,0					
- Lustgas (indirekt)		4,9	4,9	5,8	4,3	1,2	1,2					
- Metan		11,2	11,2	24,7	1,2		0,0	19,8	32,5	31,9		
Produktion av biogas vs konventionell gödselhantering												
	102,3	-40,4	-142,8	-172,2	-121,0	-213,0	-224,2	-103,4	-95,2	-222,1	-134,6	-149,8

- A. Metanutbytet ökas eller minskas med 15 % jämfört med basfallet.
- B. Rötrestlagren har försetts med tak eftersom det antas att det inte bildas något svämtäcke (alternativt ett tunt och ofullständigt).
- C. Rötrestlagren har tak, inget svämtäcke och åtgärder har vidtagits för att eliminera metanläckaget från dem.
- D. MCF för gödsel och rötrest enligt alternativ 1 i Tabell 7.
- E. MCF för gödsel och rötrest enligt alternativ 2 i Tabell 7.
- F. MCF för gödsel och rötrest enligt IPCC i Tabell 7.
- G. Emissioner från tillverkning av mineralgödsel sätts till 3,6 kg CO₂/kg N (BAT)
- H. Emissioner från tillverkning av mineralgödsel sätts till 8,0 kg CO₂/kg N (representativa värden för västeuropa).

Tabell 10: Emissioner av växthusgaser vid produktion av biogas från flytgödsel från svin vs konventionell gödselhantering (g CO₂-ekv/kWh biogas)

	Konventionell gödselhantering	Produktion av biogas	Differens	Känslighetsanalys								
				CH ₄ ^A	CH ₄ ^A	Täckning ^B	Täckning ^C	MCF ^D			MCF ^E	
				- 15%	+ 15%			Alt 1	Alt 2	IPCC	BAT ^G	- 15%
Lagring av gödsel												
- Lustgas (direkt)	68,6	3,4	-65,2	-76,7	-57,3							
- Lustgas (indirekt)	5,5	0,3	-5,2	-6,1	-3,4							
- Metan	108,9	5,4	-103,5	-121,7	-59,9			-76,8	-79,8	-295,6		
Transport och spridning av gödsel												
- Drivmedel (transport)		16,3	16,3	19,2	12,9							
- Drivmedel (spridning)	7,3	7,0	-0,3	-0,3	-0,2	-0,9	-0,9					
- Lustgas (direkt)	131,0	130,8	-0,3	-0,3	-1,4	4,5	4,5					
- Lustgas (indirekt)	9,0	10,6	1,6	1,6	1,6	2,1	2,1					
- Markkol	-162,5	-127,8	34,8	-19,9	45,8							
- Ersatt mineralgödsel		-33,8	-33,8	-33,7	-33,8	-43,9	-43,9				-26,4	-40,2
Produktion av biogas												
- Elektricitet		9,8	9,8	11,5	8,5							
-Värme		4,0	4,0	4,7	3,5							
-Metanläckage		9,3	9,3	10,9	8,0							
Lagring av rötrest												
- Lustgas (direkt)		68,5	68,5	80,5	60,2	0,0	0,0					
- Lustgas (indirekt)		5,5	5,5	6,4	4,8	1,4	1,4					
- Metan		44,5	44,5	63,8	-30,2		0,0			127,1		
Produktion av biogas vs konventionell gödselhantering	167,8	153,7	-14,1	-20,3	-9,5	-92,2	-136,6	12,5	9,5	-123,6	-6,7	-20,5

- A. Metanutbytet ökas eller minskar med 15 % jämfört med basfallet.
 B. Rötrestlagren har försetts med tak eftersom det antas att det inte bildas något svämtäcke (alternativt ett tunt och ofullständigt).
 C. Rötrestlagren har tak, inget svämtäcke och åtgärder har vidtagits för att eliminera metanläckaget från dem.
 D. MCF för gödsel enligt alternativ 1 i Tabell 7.
 E. MCF för gödsel enligt alternativ 2 i Tabell 7.
 F. MCF för gödsel och rötrest enligt IPCC i Tabell 7.
 G. Emissioner från tillverkning av mineralgödsel sätts till 3,6 kg CO₂/kg N (BAT)
 H. Emissioner från tillverkning av mineralgödsel sätts till 8,0 kg CO₂/kg N (representativa värden för västeuropa).

Tabell 11: Emissioner av växthusgaser vid produktion av biogas från gödsel (Sverigemixen) vs konventionell gödselhantering (g CO₂-ekv/kWh biogas)

	Konventionell gödselhantering	Produktion av biogas	Differens	Känslighetsanalys								
				CH ₄ ^A	CH ₄ ^A	Täckning ^B	Täckning ^C	MCF ^D	MCF ^E	MCF ^F	Mineralgödsel	
				- 15%	+ 15%			Alt 1	Alt 2	IPCC	BAT ^G	- 15%
Lagring av gödsel												
- Lustgas (direkt)	68,5	3,7	-64,8	-76,2	-56,3							
- Lustgas (indirekt)	5,9	0,4	-5,5	-6,5	-4,8							
- Metan	108,8	7,0	-101,8	-119,8	-88,5			-70,0	-74,4	-239,9		
Transport och spridning av gödsel												
- Drivmedel (transport)		14,7	14,7	17,3	12,8							
- Drivmedel (spridning)	6,5	6,3	-0,2	-0,3	-0,2	-0,8	-0,8					
- Lustgas (direkt)	126,2	126,4	0,2	0,3	0,2	4,9	4,9					
- Lustgas (indirekt)	8,0	9,4	1,4	1,4	1,4	1,9	1,9					
- Markkol	-217,7	-211,4	6,3	-13,6	21,0							
- Ersatt mineralgödsel		-34,8	-34,8	-35,0	-34,7	-44,6	-44,6				-27,2	-41,4
Produktion av biogas												
- Elektricitet		8,7	8,7	10,3	7,6							
-Värme		3,6	3,6	4,2	3,1							
-Metanläckage		9,3	9,3	10,9	8,1							
Lagring av rötrest												
- Lustgas (direkt)		66,2	66,2	77,9	57,6	0,0	0,0					
- Lustgas (indirekt)		5,3	5,3	6,2	4,6	1,3	1,3					
- Metan		22,3	22,3	37,7	10,9		0,0			63,7		
Produktion av biogas vs konventionell gödselhantering	106,3	37,1	-69,2	-85,3	-57,3	-144,6	-166,9	-37,4	-41,8	-166,0	-61,6	-75,8

- Metanutbytet ökas eller minskas med 15 % jämfört med basfallet.
- Rötrestlagren har försetts med tak eftersom det antas att det inte bildas något svämtäcke (alternativt ett tunt och ofullständigt).
- Rötrestlagren har tak, inget svämtäcke och åtgärder har vidtagits för att eliminera metanläckaget från dem.
- MCF för gödsel enligt alternativ 1 i Tabell 7.
- MCF för gödsel enligt alternativ 2 i Tabell 7.
- MCF för gödsel och rötrest enligt IPCC i Tabell 7.
- Emissioner från tillverkning av mineralgödsel sätts till 3,6 kg CO₂/kg N (BAT)
- Emissioner från tillverkning av mineralgödsel sätts till 8,0 kg CO₂/kg N (representativa värden för västeuropa).

Tabell 12: Emissioner av växthusgaser vid produktion och användning av biogas beroende på karakteriseringsfaktor för metan och lustgas (g CO₂-ekv/kWh biogas)

	Nötflyt			Nötflyt + djupströ			Svinflyt			Sverigemixen		
	Basfall ^a	GWP ₁₀₀ ^b	GWP ₂₀ ^c	Basfall	GWP ₁₀₀ ^b	GWP ₂₀ ^c	Basfall	GWP ₁₀₀ ^b	GWP ₂₀ ^c	Basfall	GWP ₁₀₀ ^b	GWP ₂₀ ^c
Produktion av biogas	-58	-81	-192	-143	-188	-437	-14	-35	-144	-69	-98	-249
Produktion, distribution och användning av fordonsgas												
-Elektricitet	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
-Metanläckage	31	43	108	31	43	108	31	43	108	31	43	108
-Distribution	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Produktion av kraftvärme												
-Metanläckage	40	54	138	40	54	138	40	54	138	40	54	138
Produktion av fordonsgas	-15	-27	-73	-100	-135	-318	28	18	-24	-27	-44	-130
Produktion av kraftvärme	-18	-26	-55	-103	-134	-299	26	19	-6	-29	-44	-111
Nettoemissioner produktion och användning^d												
Samrötning & Uppgradering - lätta fordon	-293	-305	-351	-378	-412	-596	-249	-259	-302	-305	-322	-408
Samrötning & Uppgradering - tunga fordon	-242	-254	-300	-327	-362	-545	-199	-209	-251	-254	-271	-357
Gårdsanläggning & Kraftvärme (förnybar processvärme)	-65	-74	-102	-150	-182	-347	-22	-29	-54	-77	-91	-159
Gårdsanläggning & Kraftvärme (olja)	-145	-154	-182	-230	-262	-427	-102	-109	-134	-157	-171	-239

- I basfallet används GWP₁₀₀ där det antas att 1 kg CH₄ och 1 kg N₂O motsvarar 25 respektive 298 kg CO₂-ekvivalenter (IPCC, 2007).
- I känslighetsanalysen används GWP₁₀₀ där det antas att 1 kg CH₄ och 1 kg N₂O motsvarar 34 respektive 298 kg CO₂-ekvivalenter (IPCC, 2013).
- I känslighetsanalysen används GWP₂₀ där det antas att 1 kg CH₄ och 1 kg N₂O motsvarar 86 respektive 268 kg CO₂-ekvivalenter (IPCC, 2013).
- Här görs förenklingen att de utsläppsminskningar som uppstår när biogas ersätter andra energibärare är de samma oavsett GWP-faktor.

6. Diskussion och slutsats

I vilken utsträckning ett biogassystem baserat på gödsel påverkar emissionerna av växthusgaser beror dels på vilka emissioner som uppstår vid produktion och användning av biogas men också på vilka emissioner som kan undvikas tack vare att biogassystemet introduceras. Delvis i form av att andra energibärare kan ersättas men också för att emissionerna från konventionell stallgödselhantering kan undvikas i olika utsträckning. Den sammantagna klimatnyttan kommer därför att variera mellan olika biogassystem beroende på vilken gödsel som används, hur biogasen produceras och vilka energibärare den antas ersätta. Med de underliggande emissioner som beräknats här, baserat på de emissionsfaktorer som används i den svenska klimatrapporeringen, är klimatnyttan störst vid produktion av biogas från flytgödsel och djupströ från nöt.

Generellt kan det konstateras att biogasproduktionen som sådan ger upphov till tämligen låga emissioner relaterade till användningen av processenergi och transporter. En ökad energieffektivisering skulle därför ha relativt begränsad betydelse på resultatet även om det naturligtvis är önskvärt.

Vid förädling av biogas dominerar emissionerna av metan från uppgraderingsanläggning och produktion av kraftvärme. Med de antaganden som gjorts här är dessa i en sådan storleksordning att de har betydelse för det totala resultatet. Det bör dock påpekas att läckagens storlek har valts för att representera ett genomsnitt av befintliga anläggningar. För nya anläggningar bör läckaget kunna hållas betydligt lägre.

När det gäller produktion av biogas påverkas emissionerna framförallt av huruvida biogassystemet bidrar till att emissionerna av metan och lustgas minskar. När det gäller metan påverkas resultatet av vilka B_0 -värden och MCF som väljs för respektive gödselslag. Här finns olika värden i litteraturen och vilket som väljs kan ha relativt stor betydelse för resultatet. Det är dock endast biogas från svinggödsel som, då MCF baseras på svenska experimentellt framtagna värden, inte uppvisar en utsläppsminskning. Samtidigt saknas motsvarande experimentellt framtagna data för emissioner från rötad svinggödsel vilket ökar osäkerheten. Valet av representativa MCF är därför ett område som bör ägnas fortsatt uppmärksamhet. Det bör också påpekas att enskilda anläggningar kan vidta åtgärder för att minska emissionerna från rötrestlagren genom att till exempel förse en del av rötrestlagren med gasuppsamling eller öka utrottningsgraden. Att minimera mängden rötrest som lagras utan gasuppsamling under sommarmånaderna kan också bidra till minskade emissioner.

När det gäller lustgas kan det konstateras att en frånvaro av svämtäcke på rötresten medför att det inte bildas någon lustgas vid lagring av gödsel och rötrest. Att lagra rötresten under tak istället för att försöka skapa ett svämtäcke, om det inte bildas spontant, kan därför få stor betydelse för emissionerna av växthusgaser. Emissionerna av lustgas och möjligheterna till att minimera dessa är också något som bör ägnas ytterligare uppmärksamhet då potentialen för att reducera emissionerna av växthusgaser här är större än när det gäller metanläckage från rötresten.

När det gäller markkol kan det konstateras att effekten är väldigt grovt skattad i denna studie och det kan ifrågasättas om den ska inkluderas i en övergripande systemstudie som denna. Särskilt med tanke på att den för vissa gödselblandningar får relativt stor betydelse för resultatet. Att med utgångspunkt från nuvarande uppskattningar av humifieringsfaktorer göra modellberäkningar för specifika situationer för

att jämföra effekten av orötad och rötad gödsel är dock möjligt redan idag. Om förändringar av markkol ska användas för att beräkna klimatpåverkan för enskilda anläggningar/gårdar med och utan biogasproduktion skulle specifika modellberäkningar kunna göras på samma sätt som med till exempel Vera-modellen som används för att beräkna kväveläckage baserat på t ex plats, markegenskaper, växtföljd och gödslingsstrategi. Att genom långliggande odlingsförsök ta fram humifieringsfaktorer även för rötresten från annat än slamrötning, som från t ex gödsel och rötrest från samröttningsanläggningar, vore också mycket önskvärt på lång sikt.

Slutligen kan det konstateras att slutanvändningen av biogas har mycket stor betydelse för resultatet och störst utsläppsreduktion uppstår när biogas används för att ersätta fossila drivmedel. Om biogasen används för att producera kraftvärme utan avsättning för värmen blir utsläppsreduktionen avsevärt mindre.

Referenser

- Ahlberg Eliasson, K. (2015) Utvärdering av biogasanläggningar på gårdsnivå – slutrapport. Hushållningssällskapens Förbund, Stockholm.
- Aguerre, M. J., Wattiaux, M. A., Powell, J. M. (2012) Emissions of ammonia, nitrous oxide, methane, and carbon dioxide during storage of dairy cow manure as affected by dietary forage-to-concentration ratio and crust formation. *J. Dairy Sci.* 95, 7409-7416.
- Amon B., Amon T., Boxberger, J., Alt, C. (2001) Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 60: 103-113.
- Amon, B., Kryvoruchko, V., Amon, T., Zechmeister-Boltstern, S. (2006a). Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112: 153-162.
- Andersson, J (2015) Omfattning av metanläckage och jämförelse av mätteknik i gårdsbaserade biogasanläggningar, Agroväst.
- Andersson, J. (2016) Verksamhetsledare Energigården, Agroväst, personlig kommunikation våren 2016.
- Andrén O., Kätterer T. (1997) ICBM: The introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecological Applications* 7(4): 1226-1236.
- Andrén O., Kätterer T., Karlsson, T. (2004) ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70: 231-239.
- Avfall Sverige (2012) Sammanställning av mätningar inom frivilligt åtagande 2007 -2012, Rapport 2012:07, Avfall Sverige.
- Bauer, F., Hultenberg, C., Persson, T. och Tamm, D. (2013) Biogas upgradering – Review of commercial technologies, Rapport 2013:270, Svenskt Gastekniskt Center, Malmö.
- Berglund, M. (2014) Utsläpp från lagring av gödselbaserad rötrest. Hushållningssällskapens förbund.
- Björnsson, L., Prade, T. och Lantz, M. (2016) Grass för biogas – Arable land as carbon sink. An environmental and economic assessment of carbon sequestration in arable land through introduction of grass for biogas production, Report 2016:280, Energiforsk, Stockholm/Malmö.
- Börjesson, P., Tufvesson, L. och Lantz, M. (2010) Livscykelanalys av svenska biodrivmedel. Rapport nr 70. Miljö och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- Börjesson, P. och Tufvesson, L. (2011) Agricultural crop-based biofuels – resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of cleaner production*, 19: 108 – 120
- Cowi (2015) Drivhusgasemissioner fra biogasanlaeg. Rapport åt Energistyrelsen. Rapport A064249, Cowi
- Dahlgren S., Liljebld A., Cerruto J., Nohlgren I., Starberg K. (2013) Realiserbar biogaspotential i Sverige år 2030 genom rötning och förgasning. WSP.
- Dumont, M., Luning, L., Yildiz, I. och Koop, K. (2013) Methane emissions in biogas production, I Wellinger, A., Murphy, J. och Baxter, D. (red) *The biogas handbook – Science, production and applications*, Woodhead Publishing Series in Energy: Nummer 52, Woodhead Publishing Limited.
- Edström (2016) Utredare på Utredningsenheten, Jordbruksverket, personlig kommunikation 2016-07-01

- Energimyndigheten (2011) Statens energimyndighets föreskrifter om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande biobränslen, STEMFS 2011:2, Energimyndigheten.
- Energimyndigheten (2012) Vägledning till regelverket om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande biobränslen, Version 3.0, ER 2012:27, Energimyndigheten.
- Energimyndigheten (2015) Produktion och användning av biogas och rötrest 2014. ES 2015:03, Energimyndigheten.
- Fossum, J.P. (2014) Calculation of carbon footprint of fertilizer production. Yara HESQ.
- Göthe L. (2013) Utsläpp av metan i den svenska fordonsgaskedjan – En sammanställning av nuläget. Ecoplan.
- Greppa Näringen (2011) Stallgödselkalkyl version 2011-03-31. <http://www.greppa.nu/>. Jordbruksverket, Jönköping.
- Greppa Näringen (2014) Stallgödselkalkyl version 2014-04-20. <http://www.greppa.nu/>. Jordbruksverket, Jönköping.
- Hårsmar, D. (2014) Energianvändning på gårdsbiogasanläggningar, Rapport i projektet ”Utvärdering av biogasanläggningar på gårdsnivå”, Hushållningsrådets Förbund.
- IPCC [The Intergovernmental Panel on Climate Change] (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Institute for Global Environmental Strategies, Japan.
- IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- ISO (2006) ISO 14044, Environmental management – Life cycle Assessment – Requirements and guidelines.
- JRC [Joint Research Centre-EUCAR-Concawe collaboration] (2014) Well-to-tank Appendix 2 – Version 4a: Summary of energy and GHG balance of individual pathways, Well-to-wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Power trains in the European Context. European Commission Joint Research Centre, Institute for Energy, Luxembourg.
- Johnsson H., Larsson M., Lindsjö A., Mårtensson K., Persson K., Torstensson G. (2008) Läckage av näringsämnen från svensk åkermark. Rapport 5823, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Jordbruksverket (2008) Utformning av stöd till biogas inom landsbygdsprogrammet. rapport 2008:8, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2016) Info om gödselgasstödet, <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/andrastod/godselsastod.4.ac526c214a28250ac23333e.html>, hämtad 2016-05-24
- Karlsson S., Rodhe L. (2002) Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Kasimir Klemetsson Å. (2001) Metodik för skattning av jordbrukets emissioner av lustgas: underlag för Sveriges nationalrapport till Klimatkonventionen. Rapport 5170. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Kimming, M. (2015) Decentralised Energy Systems Based on Biomass: A Life Cycle Perspective on Land use, Energy balance and Climate Impact. Doktorsavhandling, SLU, Uppsala.

- Kool, A., Marinussen, M., Blonk, H., 2012. LCI data for the calculation tool -Feedprint for greenhouse gas emissions of feed production and utilization GHG Emissions of N, P and K fertilizer production. Blonk Consultants, Gouda, Nederländerna.
- Kvarnmo, P. (2016) Jordbruksverket. Personlig kommunikation juni 2016.
- Kätterer T., Bolinder M. A., Andrén, O., Kirchmann, H., Menichetti, L. (2011) Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141: 184-192.
- Lantz M., Ekman A., Börjesson P. (2009) Systemoptimerad produktion av fordonsgas. Rapport 69. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- Lantz, M. (2012) Sävsjö Biogas – Systemanalys, Envirum, Lund.
- Lantz, M. (2013) Biogas in Sweden – Opportunities and challenges from a systems perspective. Doktorsavhandling. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- Liebetrau J., Reinelt T., Clemens J., Hafermann C., Friehe J., Weiland P. (2013) Analysis of greenhouse gas emissions from 10 biogas plants within the agricultural sector. *Water Science and Technology* 67:6:1370-79.
- Linné M., Ekstrandh A., Englesson R., Persson E., Björnsson L., Lantz M. (2008) Den Svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter. Rapport 2008:02. Avfall Sverige.
- Marcato, C-E., Mhotar, R., Revel, J-C., Pouech, P., Hafidi, M., Guiresse, M. (2009) Impact of anaerobic digestion of organic matter quality in pig slurry. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 63, 260-266.
- Naturvårdsverket (2015) Beskrivning av beräkningar av minskade växthusgasutsläpp för ansökningar i Klimatklivet, PM 2015-10-30, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2016a) National Inventory Report Sweden 2016. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2016b) Informative Inventory Report Sweden 2016. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nielsen, M., Nielsen, O-K. och Thomsen, M. (2010) Emissions from decentralised CHP plants 2007 – Energined.dk, Environmental Project No. 07/1882, Project report 5 – Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production. National Environmental Research Institute. Aarhus University.
- Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R., Thomsen, M., Hjelgaard, K., Fauser, P., Bruun, H.G., Johannsen, V.K., Nord-Larsen, T., Vesterdal, L., Møller, I.S., Schou, E., Suadicani, K., Rasmussen, E., Petersen, S.B., Baunbæk, L. & Hansen, M.G. (2016) Denmark's National Inventory Report 2015 and 2016. Emission Inventories 1990-2014 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Aarhus University, DCE –Danish Centre for Environment and Energy.
- Petersson, A. och Wellinger, A. (2009) Biogas upgrading technologies – developments and innovations. Task 37 Energy from biogas and landfill gas. IEA Bioenergy.
- Rodhe L., Ascue Contreras J., Tersmeden M., Ringmar A., Nordberg Å. (2008) Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel. Rapport R 370. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L., Ascue J., Nordberg Å. (2009) Emission of greenhouse gases (methane and nitrous oxide) from cattle slurry storage in Northern Europe. IPO conference series: Earth and Environmental Science, 8, 012019.

- Rodhe L., Baky A., Olsson J., Nordberg Å. (2012a) Växthusgaser från stallgödsel - litteraturgenomgång och modellberäkningar. Rapport Lantbruk & Industri nr 402. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L., Abubaker J., Ascue J., Pell M., Nordberg Å. (2012b) Greenhouse gas emissions from pig slurry during storage and after field application in northern European conditions. *Biosystems Engineering*, 113, 379-394.
- Rodhe L., Ascue J., Tersmeden M., Willén A., Nordberg Å., Salomon, E. & Sundberg, M. (2013) Växthusgasemissioner från rötad och orötad gödsel i lager och utspridd på mark samt ammoniakavgång och kornskörd. Rapport Lantbruk & Industri Nr 413. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe, L., Edström, M., Nordberg, Å., Tersmeden, M. och Ascue, J. (2016) Åtgärder för att minimera växthusgasutsläppen från lager med rötad och orötad gödsel (år 1), Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- SCB (2014) Gödselmedel i jordbruket 2012/13 Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel, Statistiska meddelanden, MI 30 SM 1402, SCB.
- SFS (2014)Förordning (2014:1528) om statligt stöd till produktion av biogas, Svensk Författningssamling, Uppdaterad till och med 2015:573.
- SOU (2007) Bioenergi från Jordbruket – en växande resurs. SOU 2007:36.
- Smith, H., Dänhardt, J., Blombäck, K., Caplat, P., Collentine, D., Grenerstam, E., Hanson, H., Höjgård, S., Jansson, T., Johansson, H., Jönsson, A., Lantz, M., Lindström, Å., Nilsson, L., Nordin, M., Olsson, O., Stewart, R., Stjernman, M. och Öckingner, E. (2016) Slututvärdering av Landsbygdsprogram för Sverige 2007 – 2013, Temarapport 2, Preliminär version. Lunds Universitet, Lund.
- Svensson, K. (2016) Rådgivare för biologisk återvinning, Avfall Sverige, Personlig kommunikation sommaren 2016.
- Takaya N., Catalan-Sakairi M.A.B., Sakaguchi Y., Kato I., Zhou Z., Shoun H. (2003) Aerobic denitrifying bacteria that produce low levels of nitrous oxide. *Appl Environ Microbiol*, 69, 3152-3157.
- Lagerkvist Tolke, C. (2016) Utredare Miljöregelenheten, Jordbruksverket, personlig information våren 2016
- Tufvesson, L., Lantz, M. och Björnsson, L. (2013) Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel. Rapport nr. 86. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lund.
- Weier K.L., Doran J.W., Power J.F., Walters D.T. (1993) Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon and nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 66-72.

Bilaga A: Karaktiseringsindex för GWP

I föreliggande studie viktas emissionerna av växthusgaser med hjälp av det karakteriseringsindex som anges av IPCC (2007) där olika gasers påverkan på växthuseffekten viktas gentemot koldioxid givet ett visst tidsperspektiv. I basfallet används GWP_{100} där koldioxid, metan och lustgas viktas mot varandra ur ett hundraårsperspektiv. I känslighetsanalysen visas också effekterna av att använda de GWP-faktorer som redovisas av IPCC (2013). För att snabbt få ned emissionerna av växthusgaser är det också relevant att utvärdera ett kortare tidsperspektiv. Därför visas även effekterna av att välja GWP-faktor ur ett tjugooårsperspektiv istället vilket har stor betydelse för metan men även viss påverkan på lustgas. För valda emissionsfaktorer, se Tabell 13.

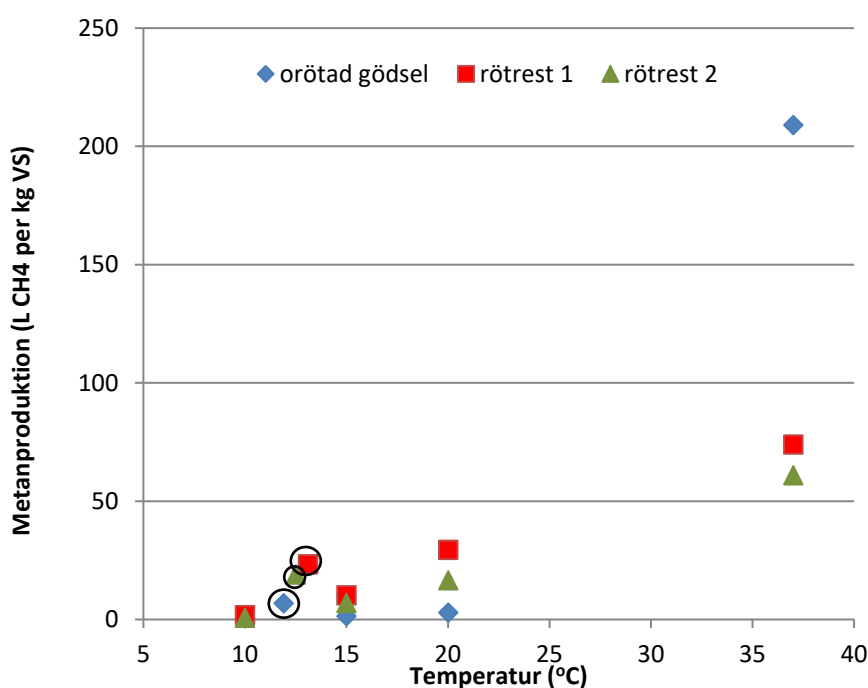
Tabell 13: GWP-faktorer för koldioxid, metan och lustgas (IPCC, 2007; 2013).

	IPCC (2007)	IPCC (2013)	
	GWP_{100}	GWP_{100}	GWP_{20}
Koldioxid, CO_2	1	1	1
Metan, CH_4	25	34	86
Lustgas, N_2O	298	298	268

Bilaga B: Metankonverteringsfaktor

För lagring av flytgödsel under svämtäcke vid en årsmedeltemperatur under 10 °C anger IPCC en metankonverteringsfaktor (MCF) på 10 % som schablon. I den svenska klimatrapporeringen används istället en metankonverteringsfaktor på 3,5 % för flytgödsel (Naturvårdsverket, 2016a) baserat på data från Rodhe *et al.* (2008).

Som understryks i valet av nationell MCF är temperaturen en mycket viktig faktor för metanläckage. Detta kan illustreras av data i Figur 1, som är baserad på data från Rodhe *et al.* (2016). Som framgår där är metanproduktionen vid 10 °C nära noll, och vid 15 °C mycket låg. Årsmedeltemperaturen i hela Sverige överstiger sällan 10 °C, och det är därför endast under några sommarmånader som temperaturen kan vara hög nog för att en betydande del av maximal metanproduktion (B_0) ska kunna bildas. Det är därför av stor vikt att diskutera MCF i relation till temperatur i gödsel/rötrestlager så väl som till hur stor andel av gödseln som lagras under årets varmare månader. Svenska försök (östra Sverige) med lagring av flytgödsel från nöt med svämtäcke vid en årsmedeltemperatur i lager på 8,6 °C visar till exempel på metanemissioner från sommarlagring som är 2,5 ggr högre per kg VS än emissioner vid vinterlagring (Rodhe *et al.*, 2008).



Figur 1: Metanproduktion vid olika temperaturer för orötad gödsel och rötrest. Värden vid 10, 15 och 20 °C är uppskattade från Figur 6 i Rodhe *et al.* (2016). Värden vid 37 °C är angivna B_0 -värden. Inringade värden är uppmätta vid pilotförsök, övriga värden i laborieförsök. Rötrest 1 är uttagen vid kortare utrotningstid, så är mindre utrotad än rötrest 2.

För flytgödsel och rötrest finns en del senare svenska studier i pilotskala och experimentellt bestämda MCF-värden från dessa studier sammanfattas i Tabell d. Där framgår att det är stor skillnad mellan vinter och sommar och för att beräkna årsmedelvärden för MCF är det därför helt nödvändigt att beakta hur den totala årsmängden gödsel i lager bör fördelas mellan dessa perioder. Hur detta ska ske och hur det påverkar metanavgången är dock inte självklart. Vikten av när rötrestlagret töms understryks även av Berglund (2014), som presenterar modellberäkningar för olika spridningstillfällen. Metanproduktionen från rötrestlagret visas då minska med 70 % om rötresten sprids i maj jämfört med i september, och med ytterligare 40 % om spridning sker både i maj och september jämfört med enbart i maj.

Tabell 14: Underlagsdata MCF från svenska studier. Värde för flytgödsel är vid lagring under svämtäcke.

		Experimentella värden			Använt värde	Enhet
Nötflyt	Sommar	3,8 ^a	2,2 ^b	3,3 ^d	3,1	% av B ₀
	Vinter	1,5 ^a	0,5 ^b		1,0	% av B ₀
Svinflyt	Sommar	3,6 ^c				% av B ₀
	Vinter	2,3 ^c				% av B ₀
Rötrest nöt	Sommar	28,6 ^b	32 ^d	31 ^d	30,5	% av B ₀
	Vinter	0,1 ^b			0,1	% av B ₀

^aRodhe *et al.* 2012a

^bRodhe *et al.* 2013, 14 °C medeltemperatur i lager sommar och 2 °C vinter.

^cRodhe *et al.* 2012b

^dRodhe *et al.* 2016

I Figur 2 visas ett exempel på hur rötrest ackumuleras i lager över året för en anläggning som hanterar 13 000 årston gödsel (medelstorlek för svenska gårdsbiogasanläggningar) (Ahlberg Eliasson, 2015). Här antas att 1/3 av flytgödsel och rötrest sprids under hösten och 2/3 under våren (grön linje), vilket är den fördelning som angetts som typisk för Sverige i snitt för de stallgödslade arealerna (Johnsson *et al.*, 2008). Vårspredning antas här ske den 15 maj och höstspredning den 15 september.

Mängden gödsel som finns i lager vid spridningstillfället kan då användas som en bas för viktning även om både påfyllningen och metanproduktionen är dynamiska processer.

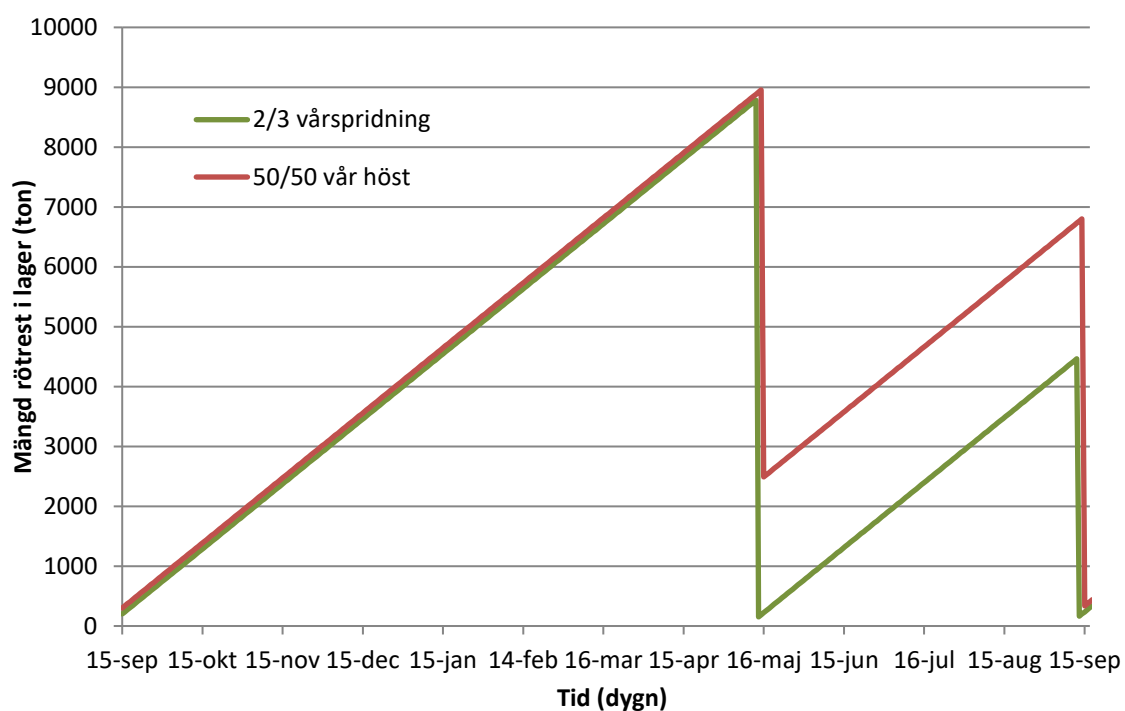
Metanavgången bestäms som en ackumulerad avgång över tid, och blir vid varma temperaturer upp till en viss nivå högre och högre ju längre tid som går. I en studie av Rodhe *et al.* (2016) mäts till exempel metanavgången över en period på 5 månader, och i lagret med orötad gödsel låg temperaturen under 10 °C ungefär 2 av dessa månader. Den ackumulerade gödselmängden som finns i lagret vid höstspredning, och som därmed legat i lager under de 4 varmaste månaderna utgör i exemplet 1/3 av den totala gödselmängden (Här kallat alternativ 1).

Snittuppehållstiden för denna gödsel i lagret är dock bara 2 månader. För gödselmängden som ackumuleras under vintern är snittuppehållstiden istället 4 månader. Eftersom tiden i lager också är en viktig aspekt kan därför antalet tondygn (ytan under kurvan) vara en mer relevant aspekt att basera viktningen på. Fördelningen av tondygn i lager ger istället att 20 % av gödsel ligger i lagren under den varmare perioden (Här kallat alternativ 2).

Den resulterande metankonverteringsfaktorn som årsmedel, baserat på värden från sommar och vinterlagring, för dessa båda viktningalternativ visas tillsammans med den MCF som används av Naturvårdsverket (2016a) och den som föreslås av IPCC (2006) i Tabell 15.

Observera att dessa värden gäller när 2/3 av gödselmängden sprids på våren vilket gör att gödsellagren kan tömmas och den stora gödselmängden kommer att förvaras under årets kallare del. Om 50 % av gödseln istället skulle spridas på våren (Figur 2, röd linje) måste en del lämnas kvar i lager, och mängden

som ligger i lager under de varma månaderna ökar betydligt vilket gör att antalet tondygn dubblas. Fördelningen av tondygn skulle då öka så att 35 % ligger i den varmare perioden.



Figur 2: Rötrestmängd i lager under ett år vid olika spridningsstrategier.

Tabell 15: Årsmedelvärden för MCF som utvärderas i känslighetsanalysen

	Basfall	Alternativ 1	Alternativ 2	IPCC 2006	Enhet
Nöt flytgödsel	3,5	1,8	1,5	10	% av B ₀
Svin flytgödsel	3,5	2,7	2,6	10	% av B ₀
Rötrest från nötgödsel	3,5	10,2	6,2	10	% av B ₀

Bilaga C: Energibärare

Biogas kan användas för produktion av drivmedel, elektricitet och värme. Här redovisas de emissioner av växthusgaser som antas uppstå vid annan produktion av dessa energibärare och som därmed kan ersättas av biogas. Dessa data används också för de energibärare som tillförs biogassystemet i form av drivmedel och processenergi.

Drivmedel

Den svenska transportsektorn använde cirka 125 TWh drivmedel år 2015 varav 95 TWh användes för inrikes transporter (Energimyndigheten, 2016). Den absoluta merparten av dessa drivmedel är bensin och diesel av fossilt ursprung och här antas därför att det är dessa som ersätts av biogas.

Emissionerna av växthusgaser som uppstår vid produktion och användning av fossila bränslen kan variera beroende på vart och hur drivmedlet är producerat och hur effektivt det förbränns. De emissionsdata som används i föreliggande studie presenteras i Tabell 16. Då etanol och biodiesel låginblandades i mer än 80 % respektive 90 % av all bensin och diesel som såldes i Sverige år 2015 (Energimyndigheten, 2016) redovisas data för denna bränsleblandning och inte för rena fossila drivmedel.

När det gäller verkningsgrad antas att drivmedelsförbrukningen ökar med 7 % när biogas ersätter bensin i personbilar och 18 % när biogas ersätter diesel i tunga fordon (Börjesson *et al.*, 2016).

Tabell 16: Emissionsdata för drivmedel¹

	Emissioner/kWh bränsle		
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
	g	g	mg
Tungt fordon – diesel m. 5 % RME ²	273,3	0,1	8,1
Tungt fordon – biogas ³	0	0,41 ⁴	0
Lätt fordon – bensin m. 5 % etanol ²	273,7	0,2	9,0
Lätt fordon – biogas ³	0	0,14 ⁴	0

¹ Avser representativa värden för den befintliga fordonsflottan.

² Emissionerna avser hela bränslecykeln (Gode *et al.*, 2011).

³ Emissionerna avser endast slutförbränning (Börjesson *et al.*, 2010).

⁴ Metanutsläpp är hämtade från Göthe (2013) och är uppskattat medelvärde för befintlig fordonspark.

Elektricitet och värme

När biogas används för att generera elektricitet kommer elektriciteten i första hand att användas internt på anläggningen eller gården och därefter matas ut på det lokala elnätet. Klimatnyttan av att producera elektricitet från biogas varierar därmed dels beroende på vilken elektricitet som antas bli ersatt och dels på vilka nätförluster som antas kunna undvikas.

Producenter av biodrivmedel så som biogas ska redovisa sina emissioner av växthusgaser för att uppfylla kraven i lagen om Hållbarhetskriterier. Enligt föreskrifter från Energimyndigheten (2011) ska nordisk elmix användas vid utsläppsberäkningarna (om elektriciteten inte produceras i bränsleproduktionsystemet) och enligt den vägledning som myndigheten också redovisar kan

emissionsfaktorn sätts till 125,5 gram/kWh elektricitet (Energimyndigheten, 2012). Samma nyckeltal används också av Naturvårdsverket (2015) i riktlinjerna för hur klimatnyttan av olika projekt inom klimatklivet ska beräknas. Här görs bedömningen att samma nyckeltal bör kunna användas vid produktion av elektricitet från biogas. Det bör dock påpekas att dessa emissionsdata inte speglar den nordiska elproduktionen idag och kan därmed behöva uppdateras. Som jämförelse anger Börjesson *et al.* (2010) att emissionerna från svensk elmix uppgår till cirka 40 gram/kWh.

Precis som elektricitet kan värme produceras på olika sätt och med olika bränslen. Till skillnad från elektricitet sker produktion och användning lokalt och det bedöms inte vara relevant att basera emissionsfaktorer på medelvärden på samma sätt som för elektricitet.

När det gäller produktion av processvärme till biogasanläggningen antas att värmen antingen tas från en lokal biogasbaserad kraftvärmeproduktion alternativt en flispanna. Läsaren bör dock notera att det också är relativt vanligt att biogasanläggningar använder biogas för att producera värme.

I det fall produktion av kraftvärme ger något värmeöverskott utöver den värme som används för att värma processen kan överskottsvärmen användas till att ersätta annan värmeproduktion på gården. Förutsättningarna för detta kan dock variera betydligt beroende på värmeunderlag och hur gården producerar sin värme idag. Generellt har många gårdar dock ett relativt begränsat värmeunderlag under stora delar av året. De gårdar som har ett större värmebehov har också förutsättningar för att investera i andra typer av förnybar produktion av värme. I föreliggande studie visas därför hur resultatet varierar beroende på om det inte finns någon avsättning för eventuell överskottsvärme alternativt att den ersätter eldningsolja.

De emissionsfaktorer som används för respektive energibärare sammanfattas i Tabell 17.

Tabell 17: Emissioner relaterade till produktion av elektricitet och värme

	Emissioner/kWh		
	CO ₂ (g)	CH ₄ (mg)	N ₂ O (g)
Eldningsolja ¹	320		
Flispanna ²	14,0	21,2	-
Svensk medelel ²	36,0	180,0	-
Nordisk elmix ³	125,5		

¹ Värme från eldningsolja med en här antagen verkningsgrad på 90 % (Naturvårdsverket, 2015).

² Värme från en flispanna med en antagen årsverkningsgrad på 85 % (Börjesson *et al.* (2010).

³ Börjesson *et al.* (2010).

³ Energimyndigheten (2012)

I Tabell 18 redovisas slutligen de utsläppsminskningar som antas uppstå när biogas ersätter drivmedel eller elektricitet och värme med hänsyn till respektive omvandlingseffektivitet.

Tabell 18: Emissioner som kan undvikas när biogas ersätter drivmedel eller elektricitet och värme

	(g CO ₂ -ekv./kWh biogas)
Biogas ersätter bensin – lätta fordon	-277,8
Biogas ersätter diesel – tunga fordon	-227,0
Biogas ersätter elektricitet och förnybar processvärme ¹	-43,9
Biogas ersätter elektricitet, förnybar processvärme och värme från olja	-123,9

¹. Antar en elektrisk och termisk verkningsgrad på 35 % respektive 50 % och att hälften av värmen används som processvärme och hälften finns tillgänglig för annan avsättning.

Bilaga D: Resultat från pågående studie

JTI har under ledning av Lena Rodhe gjort ett flertal experimentella studier för att bestämma den faktiska avgången av metan, lustgas och ammoniak från lagring och spridning av både stallgödsel och rötrest/rötad gödsel. Den här typen av data är av stor betydelse för att kunna beräkna emissionerna av växthusgaser från stallgödsel och rötrest.

På uppdrag av Jordbruksverket kommenteras här de första resultaten från en pågående studie vid JTI (Rodhe *et al.*, 2016) som i följande avsnitt refereras till som JTI-studien. Huvudsyftet i JTI-studien anges vara att bestämma effekten av utrotningsgrad och temperatur på metanproduktion från rötad gödsel.

Studien baseras på prover från en gårdsanläggning som rötar flytgödsel och djupströgödsel från nöt. Biogasanläggningen har två rötkammare i serie och prover har tagits efter första (R1) och andra rötkammaren (R2). Då uppehållstiden är 24 dygn i R1 och 48 dygn i R1 och R2 är det möjligt att visa hur uppehållstiden i rötkammaren kan påverka resultaten.

Nedan kommenteras några av resultaten från den aktuella studien.

Jämförd metanavgång från orötad och rötad gödsel

När metanavgången i JTI-studien anges som procent av B_0 (MCF) har orötad gödsel i JTI-studien en MCF på 3,3 %. Detta ligger mellan de MCF som bestämts för nötflytgödsel sommartid i tidigare studier (2,2-3,8 %, Rodhe *et al.*, 2012b; 2013), och även nära det schablonvärde på 3,5 % som används i den svenska klimatrapporeringen. Det senare är dock ett medelvärde över året.

I JTI-studien rötas dock flytgödsel med inblandning av 10 % djupströgödsel, och 10 % av totalvikten motsvarar (med schablonvärden från Greppa näringen, 2014) 25 % av VS. Jämförelsen som ska göras mot emissioner vid gödsellagring ska därför inkludera metanemission för en djupströbbädd, där IPCCs nyckeltal för lagring är en MCF på 17 %. Hade djupströbbädden lagrats som just djupströbbädd och inte uppblandad i flytande fas hade metanavgången därifrån baserat på dessa nyckeltal haft stor påverkan.

Temperatur

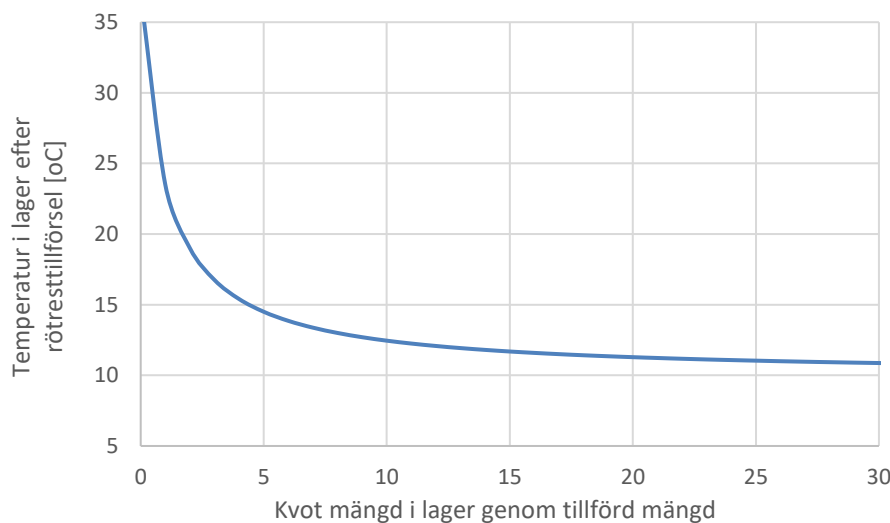
I den aktuella såväl som tidigare studier har metanproduktionen från rötrest vid lagring visats vara hög under årets varmare del. Det är därför viktigt att utvärdera korrelationen mellan temperatur och metanbildning. I JTI-studien har temperaturkorrelerad metanproduktion uppmätts i laboratorieskala, vilket ger en bra bild av temperaturens betydelse. I Figur 1 visas en bearbetning av dessa värden samt de i studien angivna värdena från pilotskala tillsammans med den medeltemperatur som anges för försöken i pilotskala.

Där framgår ett tydligt temperaturberoende samt att uppmätta värden från piloten är högre än de som är uppmätta i laboratorieskala. Detta skulle kunna vara förväntat eftersom värdena i Figur 1 är plottade vid lagrets medeltemperatur, inte vid en konstant temperatur, och faktisk temperatur under perioden ligger upp emot 15 °C i slutet av sommaren. En viss del av metanproduktionen har dock skett vid betydligt högre temperaturer. I studien från JTI visas uppmätt temperatur i pilotlager (figur 3), och där kan man se att då pilotlager fylls på är temperaturen ungefär (vid första mätillfället) 27 °C (rötad R2)

respektive 33 °C (rötad R1), medan den orötade gödseln har en temperatur på under 10 °C. Först efter ca en månad är temperaturen för rötad gödsel nere i samma nivå som för den orötade gödseln.

För rötad gödsel är det också vid dessa höga temperaturer som en stor del av metanproduktionen sker, 32 % av producerad metan anges bildas under de första 15 dagarna för både R1 och R2. Som noteras i rapporten hade initiala temperaturen inte varit så hög i ett storskaligt lager med kontinuerlig tillförsel av gödsel/rötrest. Temperatur i lager med tillförsel av varm rötrest hade varit beroende på värmeförlust i lager och mängd tillförd rötrest i relation till den mängd som redan fanns i lager. I en tidigare studie av Rodhe *et al.* (2013) har temperaturer i rötrestlager och näraliggande gödsellager jämförts, och rötrestlager låg då 1 - 4 °C högre.

Som exempel visas lagertemperaturen vid olika tillförsel av varm (37 °C) rötrest i ett rötrestlager vid 10 °C i Figur 3. X-axeln visar kvoten mellan befintlig mängd i lager och tillförd mängd, och y-axeln visar resulterande temperatur i blandningen. Här är ingen hänsyn tagen till värmeförluster i lagret, utan detta är ett exempel på momentan temperatur efter inblandning. För en medelstor gårdsanläggning (12 700 årston gödsel (Eliasson, 2015)) blir daglig utmatad mängd rötrest ungefär 35 m³. Om lagret just hade tömts för vårgödsling och endast innehållit 200 m³ kvarvarande rötrest vid 10 °C skulle temperaturen efter tillförsel av 35 m³ vid 37 °C bli knappt 14 °C. Det innebär att inte ens när den tillförda mängden varm rötrest är så hög i relation till befintlig mängd i lager blir temperaturen i närheten av de 30 °C där hög metanproduktion uppmättes i JTI-studien.



Figur 3: Lagertemperaturen vid olika tillförsel av varm (37 °C) rötrest i ett rötrestlager vid 10 °C

Det faktum att en så stor del av den uppmätta metanproduktionen har skett då rötresten höll hög temperatur bedöms som en svårhanterlig aspekt av studien. En metanemission som har skett vid en temperatur som är så hög att den aldrig skulle uppnås i praktiken vid rötrestlagring utgör en stor del av den totala metanemissionen under mätperioden. Att tillämpa detta för att som i JTI-studien ta fram nyckeltal för climateffektivitet för en biogasanläggning ger därför en överdriven bild av risken för metanemissioner från lagring av rötrest.

I JTI-studien anges också att detta framtagna nyckeltal bör ungefär halveras för att få fram ett värde som kan gälla på årsbasis, men det är oklart vilken grund denna föreslagna viktning baseras på.

Svämtäcke

JTI-studien innehåller mycket intressanta mätningar av båda avgång av lustgas, koldioxid och metan från lagring. Resultaten från gödsellagring illustrerar den svåra balansgången mellan att ett svämtäcke skapar förutsättningar för lustgasproduktion, men samtidigt minskar metanavgången. De data som presenteras visar att den totala avgången av kol som metan och koldioxid är i samma storleksordning vid lagring av örötad och rötad gödsel vilket tyder på att metan som bildas under svämtäcket i lagringen av örötad gödsel i stor utsträckning oxideras i svämtäcket. I båda försöken med rötrest är svämtäcket tunt eller obefintligt, och har troligen inte de upptorkade zoner som i andra studier har observerats vara en förutsättning för att lustgasbildning och metanoxidation ska ske (Aguerre *et al.*, 2012).

I avgången från rötad gödsel utgör metan 43-45 % av total metan + koldioxid. Om man antar att förhållandet mellan koldioxid och metan då gasen bildas under svämtäcket ursprungligen är densamma för örötad gödsel motsvarar metanbildningen där 13,6 g CH₄-C/kg VS, vilket skulle motsvara en MCF på 12 % för örötad gödsel. Av detta oxideras dock 73 %, eller 18 dm³ CH₄/kg VS, sedan i svämtäcket. Denna typ av observationer är viktiga för framtida bedömningar.

Nedbrytningsgrad

Teoretiskt borde utröttningsgraden i biogasanläggningen ha stor betydelse för risken för metanläckage vid rötrestlagring. Så är även den modellberäkningen som används i föreliggande studie, och baseras på den metod som presenteras i Tufvesson *et al.* (2013), upplagd. I denna modell beräknas restmetanpotentialen för rötresten baserat på B₀ för ingående gödsel och metanutbytet i biogasanläggningen samtidigt som massförlusten räknas av vilket gör att B₀ för rötresten kan beräknas.

I en tidigare studie, där metanläckaget från rötrestlagret visades vara högt (Rodhe *et al.*, 2013) var även B₀ för rötresten hög (121 dm³/kg VS), vilket tydde på att utrötningen i anläggningen var mycket låg. Metanutbytet angavs inte, en överslagsberäkning visade att ett så högt B₀-värde endast var möjligt om nedbrytningsgraden var lägre än 1/3 av TS (Tufvesson *et al.*, 2013).

Den aktuella JTI-studien har ett upplägg där prov tas ut från samma anläggning men efter både första och andra rötchambren, vilket är ett mycket bra sätt att kunna visa skillnader beroende på effekten av nedbrytningsgrad. B₀-värdet för provet uttaget efter andra rötchambren verkar dock orimligt högt, och en massbalansbaserad beräkning har därför gjorts baserat på de värden som presenteras i JTI-studien. Den beräkningsmodell som används i föreliggande studie har då anpassats till indata från JTI-studien. Modellens utfall jämfört med de uppmätta eller beräknade utfallen från JTI-studien är sammanställda i Tabell 19.

Halter av TS, VS, C och kväve i rötrest hamnar relativt lika, och beräknad VS-reduktion är i samma storleksordning, kring 40 %. Vad gäller B₀-värdet efter R2 syns dock en stor avvikelse som är viktig att reflektera över. Det metanutbyte som anges för processen och den reduktion av organiskt material som skett stämmer inte massbalansmässigt med ett B₀-värde som är så högt, utan det bör ligga på ungefär hälften. Det B₀-värde som uppmätts experimentellt för det uttagna provet är säkert korrekt bestämt, men att det ligger så mycket högre än vad det teoretiskt sett borde är inget som kommenteras.

Detta skulle kunna illustrera svårigheten med att ta ut representativa prov. Beror det exempelvis på att det prov som togs ut innehöll något som var dåligt nedbrutet, som gav en högre metanproduktion än vad en process med denna prestanda borde ge? Och hur påverkar detta i sådana fall den metanproduktion som uppmäts? Och är den då representativ för en biogasprocess som har en VS-nedbrytningsgrad på över 40 %? Detta är mycket viktigt att notera, diskutera och värdera innan experimentellt bestämda värden används för att beräkna nyckeltal för klimateffektivitet för en anläggning.

Tabell 19: Jämförelse av modellberäknade och uppmätta utfall

	Enhet	Efter R1		Efter R2	
		Vår modell	JTI-studien	Vår modell	JTI-studien
TS	% av våtvikt	8,5	8,1	7,8	7,3
VS	% av våtvikt	6,5	6,2	5,8	5,4
N-tot	kg/t	5,6	5,3	5,6	5,2
TAN	kg/t	3,3	3,1	3,6	3,1
C	kg/t	37	34	34	30
Viktreduktion	% vikt ut jämfört med in	97,2	96,9	96,5	96,1
VS-reduktion	%	31	-	38	43
B ₀	L/ kg VS	81	74	28	61