



Fossilfri gödselproduktion – biobaserade gödningsmedel

Effektiv användning av näringsrika biprodukter för att ersätta mineralgödsel inom jordbruket

Niclas Ericsson och Sigrun Dahlin





Mistra Food Futures Report #8

Fossilfri produktion – biobaserade gödningsmedel. Effektiv användning av näringsrika biprodukter för att ersätta mineralgödsel inom jordbruket

Fossil free production – biobased fertilizers. Efficient use of nutrient-rich by-products to substitute mineral fertilizers within the agricultural sector

Författare: Niclas Eriksson¹, Sigrun Dahlin²

1) Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet

2) Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

Denna rapport är framtagen inom forskningsprogrammet Mistra Food Futures. Det övergripande målet för programmet är att skapa en vetenskapligt baserad plattform som bidrar till att det svenska livsmedelssystemet kan transformeras till ett system som är ekonomiskt, socialt och miljömässigt hållbart samt resilient och kan leverera hälsosam mat. Målet uppnås genom att utveckla ett nära samarbete mellan akademien och ett antal nyckelaktörer i det svenska livsmedelssystemet. Den här rapporten utgör en del av Mistra Food Futures arbete med att beskriva produktionssystem som minskar lantbrukets klimatpåverkan. Detta utgör en av de centrala frågeställningarna inom Mistra Food Futures.

Mistra Food Futures leds och samordnas av Sveriges lantbruksuniversitet SLU i samarbete med forskningsinstitutet RISE och Stockholm Resilience Centre vid Stockholms universitet. Övriga partners inom programmet omfattar en bred representation av aktörer från akademi, näringsliv, branschorganisationer och regioner.

www.mistrafoodfutures.se

Publikation: Mistra Food Futures Report #8

Utgivningsår: 2022

Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet

Omslagsbild: Thomas Adolfsén / Scandinav

Tryck: SLU Repro, Uppsala

ISBN: 978-91-8046-764-3 (elektronisk), 978-91-8046-765-0 (tryckt)

FUNDED BY



The Swedish Foundation for
Strategic Environmental Research

Sammanfattning

Biogödsel produceras som en samprodukt till biogas vid anaerob nedbrytning i organiskt material i biogasanläggningar. I denna studie studerades klimatpåverkan från både biogödsel och biogassystemet med hjälp av livscykelanalysmetodik, delvis baserat på data från två olika kommunala samrötningsanläggningar. Även markkoleffekter vid kontinuerlig applikation av biogödsel i lantbruket kvantifierades. Denna effekt baserades på resultaten från laboratorieförsök med rötresten från samma anläggningar som modellerades i livscykelanalysen.

I denna rapport ges en bakgrund till biogasproduktion och användning av biogödsel i den svenska livsmedelsproduktionen idag, samt en detaljerad redovisning av livscykelanalysens utförande, inklusive respirometerförsöken och de beräkningar som legat till grund för markkolsmodellering.

Resultaten indikerar att biogödsel och biogassystem redan bidrar till att göra livsmedelssystemet klimatneutralt. Uppbyggnaden av markkolspoolen bidrar troligtvis till att väl designade och kontrollerade system kan vara näst intill klimatneutrala. System med låg resursförbrukning och låga utsläpp kan till och med motverka global uppvärmning när markkoleffekten inkluderas.

Den exakta klimatpåverkan kan dock variera mycket mellan olika anläggningar och system, främst på grund av den stora klimatpåverkan som även små läckage av metan från biogassystem kan medföra. Det är därför viktigt att vara uppmärksam på risken för läckage, både från anläggningen och lagring av rötresten. Det senare kan ge upphov till mycket stora utsläpp om biogasprocessen inte rötter ut materialet effektivt.

Potentialen för biogödsel- och biogassystem baserade på samrötning av kommunalt avfall att bidra ytterligare till att göra livsmedelssystemet klimatneutralt fram till 2045 är dock begränsad. Det avfall som genereras bör definitivt behandlas för att utvinna energi och producera biogödsel, och görs så till stor del redan idag. Att minska mängden genererat avfall bör dock vara ett överordnat mål för samhället då det ökar resurseffektiviteten i samhället och således också minskar miljöpåverkan, inklusive klimatpåverkan. Detta minskar oundvikligen mängden tillgängligt substrat för biogasanläggningar som använder kommunalt avfall som substrat.

Nyckelord: biogödsel, samrötning, biogas, avfallshantering, markkol, klimatpåverkan, livscykelanalys, LCA

Abstract

Biofertilizers is generated as a co-product to biogas when digesting organic material in anaerobically in a biogas plant. In this study, the climate impact of biofertilizers and biogas systems were studied using life cycle assessment methodology. The study was loosely based on data from two real facilities co-digesting organic waste materials. The effects on soil carbon stocks were also assessed, when applying biofertilisers continuously on agricultural soils. This effect was based on results from respirometer trials performed in a laboratory setting, using digestates from the two biogas plants that were modelled in the life cycle assessment.

In this report, a background to the biogas production and use of biofertiliser in Sweden today is given, as well as a detailed description of the life cycle assessment, including the soil experiments and calculations that formed the basis for the soil carbon modelling.

The results indicate that biofertilizers and biogas systems contribute to reducing greenhouse gas emissions from the Swedish food production system already today. The contribution to soil organic carbon stocks most likely makes well designed and controlled biogas systems close to carbon neutral. Systems with very low resource use and emission levels might even achieve a global cooling effect due to the potential soil carbon stock changes.

The exact climate impact from a biogas plant is however highly variable, and depends to a high degree on its ability to avoid leakage of methane, which is a highly potent greenhouse gas. Even small leakages can increase the impact from the system significantly. It is therefore important to be aware of the risk of leakage, both from the plant and the storage of the digestates. The latter can cause very high emissions if the material leaving the biogas process has not been well digested.

The potential of biofertilisers and biogas systems co-digesting municipal waste contributing further to achieving a climate neutral food production system in Sweden by 2045 is however limited. Generated waste should definitely be processed to produce biogas and biofertilizers, which is being done to a large extent already today. Reducing the amount of waste should however be an overarching goal for society, since that increases resource use efficiency and minimizes environmental impacts, including climate impact. This inevitably reduces the amount of available feedstock for municipal waste biogas plants.

Keywords: biofertilizer, co-digestion, biogas, waste management, soil organic carbon, climate impact, life cycle assessment, LCA

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	5
2. Biogas-/biogödselproduktion i Sverige idag.....	7
3. Biogödsel och biogassystem.....	11
3.1. Livscykelanalys.....	11
3.1.1. Mål och systemgränser.....	11
3.1.2. Studerade scenarier	12
3.1.3. Allokeringprinciper.....	17
3.1.4. Typ av livscykelanalys	18
3.1.5. Definition av funktionell enhet.....	19
3.1.6. Klimatpåverkansbedömning	20
3.1.7. Systembeskrivning och livscykelinventarie.....	21
3.1.8. Referenssystem.....	30
3.2. Markkoleffekter	33
3.2.1. Modellering av markkol.....	34
3.2.2. Laboratorieförsök för bestämning av h-värde.....	36
4. Resultat och diskussion	41
4.1. Klimatpåverkan från ett ton biogödsel (4,6 % TS).....	41
4.2. Klimatpåverkan från biogassystemet	43
4.3. Känslighetsanalys.....	46
4.4. Potentiellt bidrag till ett klimatneutralt jordbruk år 2045	51
Referenser.....	54
Bilaga 1.....	59

1. Inledning

Rötrest är en av två produkter som bildas vid anaerob nedbrytning av organiskt material. Anaerob nedbrytning är en vanlig behandlingsform för organiskt avfall i Sverige. Exempelvis behandlas hushållsavfall, avfall från livsmedelsindustrin, slam från reningsverk, gödsel från djur i jordbruket och energigrödor anaerobt (Avfall Sverige, 2021). Anaerob nedbrytning av organiskt material är mer känt som biogasproduktion eftersom den andra produkten som produceras är biogas.

Biogasprocessen sker i en lufttät reaktor, vilken också brukar benämnas rötchammare. Båda dessa uttryck används synonymt i denna rapport. Rötrestens ekonomiska värde är normalt betydligt lägre än biogasens. Driftparametrar för processen styrs därför normalt av biogasproduktionen, och marknaden för biogas är också avgörande för biogassystemets utbyggnadspotential.

Biogasen är en viktig produkt då den kan uppgraderas till en kvalitet motsvarande naturgas och direkt ersätta denna i applikationer där naturgas används. Den kan även användas som drivmedel i alla typer av fordon med förbränningsmotorer anpassade för gasdrift. När biogasen uppgraderas och används som drivmedel benämns den ofta fordonsgas, vilken i praktiken kan vara en blandning av uppgraderad biogas och naturgas. Andelen biogas i fordonsgasen varierar beroende på distributionssätt och lokala förutsättningar. Den har dock ökat stadigt i Sverige de senaste åren. Mellan år 2009-2021 ökade den från 62 % till 96 % samtidigt som den totala leveransen av fordonsgas ökat från 70 till 150 miljoner Nm³ (SCB, 2022).

Rötresten består av den icke nedbrutna delen av materialet som behandlas anaerobt (substratet). När substratet härrör från livsmedelssystemet innehåller rötresten vanligen växtnäringsämnen i ett förhållande som passar de olika grödor som odlas i jordbruket. Den är också relativt enkel att återföra till närliggande jordbruksmark då den ofta är flytande och pumpbar. Återförsl av rötrest till jordbruket kan således bidra till att sluta kretsloppet av näringsämnen inom livsmedelssystemet. Vid användning som gödsel och jordförbättringsmedel brukar rötresten benämnas biogödsel.

Biogas- och biogödselproduktion fyller två viktiga funktioner genom att återvinna energin ur avfallet samt sluta flöden av växtnäringsämnen i livsmedelssystemet. En tredje viktig funktion som uppfylls av biogassystemet är att lösa ett avfallshanteringsproblem. Organiskt

avfall som inte hanteras korrekt bryts ned okontrollerat under anaeroba och aeroba förhållanden i miljön och kan generera kraftiga växthusgaser som metan (CH₄) och lustgas (N₂O). Utöver de negativa effekterna på klimatet som det medför kan obehandlat avfall även ge upphov till lokala och regionala miljöproblem, bland annat doft och sanitära problem samt läckage av näringsämnen och organiskt material till närliggande vatten, vilket kan få allvarliga konsekvenser för de lokala och regionala ekosystemen.

Huvudsyftet med denna studie var att kvantifiera biogödselns potentiella bidrag till att uppnå ett klimatneutralt jordbruk i Sverige fram till år 2045? De specifika frågeställningar som studerats närmre och tas upp i denna rapport är: Vilken klimatpåverkan kan förväntas från biogödsel producerad i kommunala samröttningsanläggningar när den används i jordbruket? Vilka är de viktigaste utsläppskällorna som bidrar till klimatpåverkan i biogödselns värdekedja? Hur stor betydelse har biogödselns bidrag till markkolförrådet för klimatpåverkan från biogas/biogödselsystemet, i förhållande till de utsläpp som sker vid produktion och användning?

Studien genomfördes i två delar. Dels genom laboratorieförsök där biogödselns markkoleffekter studerades och dels genom en livscykelanalys där den potentiella klimatpåverkan från användningen av biogödsel kvantifierades. Informationen från laboratorieförsöken användes för att modellera markkoleffekterna vid applikation av biogödsel på jordbruksmark.

Eftersom biogödsel klassificeras som en samprodukt i biogasprocessen, enligt hållbarhets-kriterierna för biodrivmedel (Energimyndigheten, 2021a), studerades klimatpåverkan från två olika perspektiv. Dels ur ett produktperspektiv när biogödseln hanteras som ett alternativ till mineralgödsel, där klimatpåverkan allokteras mellan biogasen och biogödseln. Dels ur ett multifunktionellt perspektiv när produktion av gödselmedel enbart är en av biogas-systemets funktioner. I det senare fallet inkluderades också funktionerna produktion, distribution och användning av drivmedel samt avfallshantering inom systemgränsen för studien, både i biogassystemet och referensfallet.

Livscykelanalysen genomfördes på två biogas-/biogödselsystem där biogödsel baserad på samrötning av hushålls- och livsmedelsindustriavfall användes i lantbruket. Produktions- och emissionsdata baserades delvis på två verkliga anläggningar, varifrån rötresterna som användes till att studera rötrestens markkoleffekter hämtades.

I denna rapport beskrivs först biogas-/biogödselproduktion i Sverige idag (kapitel 2). Detta följs av en beskrivning över hur klimatpåverkan beräknats från biogödsel och biogas-systemet (kapitel 3). Det inkluderar livscykelanalysen och bestämningen av biogödselns markkoleffekter. Rapporten avslutas med en redovisning av resultat från livscykelanalysen, inklusive markkoleffekter, samt en känslighetsanalys och en diskussion kring dess potentiella bidrag till att uppnå ett klimatneutralt jordbruk i Sverige till år 2045 (kapitel 4).

2. Biogas-/biogödselproduktion i Sverige idag

I Sverige finns det tre biogasanläggningstyper som är viktiga för produktionen av rötresten som är aktuella för återförsel till jordbruket. Dessa är samrötningsanläggningar, gårdsanläggningar och kommunala avloppsreningsverk. Biogas produceras även på deponier och som biometan genom förgasning (år 2014-2018) (Klackenberg, 2021).

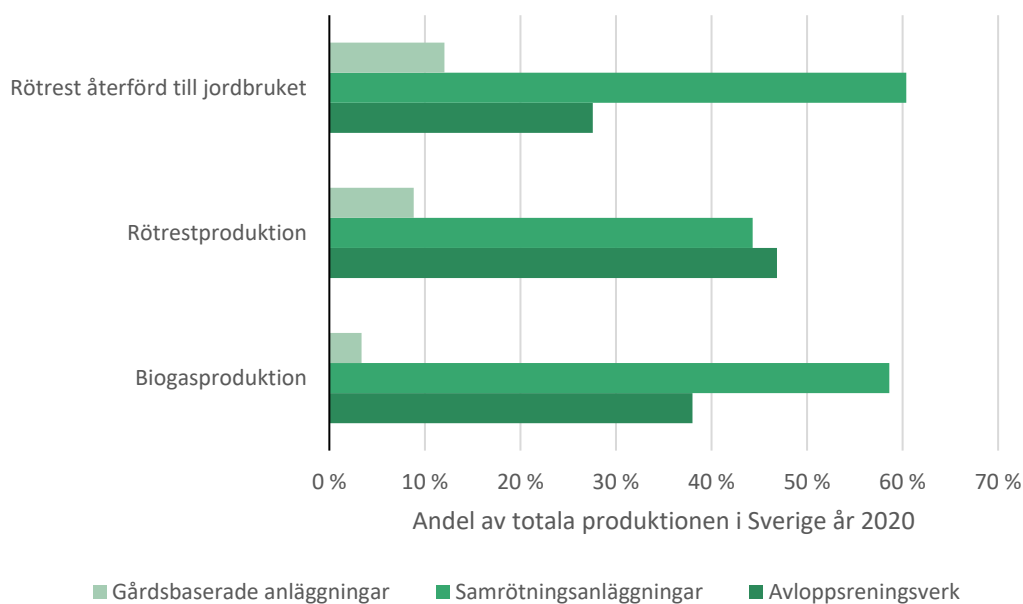
Varken deponigas eller biometan producerad genom förgasning genererar rötrest och är därför inte relevanta för återförsel av rötrest till jordbruket. Rötresten från avloppsreningsverk benämns röttslam. Biogödsel är benämningen på rötresten från samrötnings- och gårdsanläggningar när den avses användas som gödselmedel i jordbruket. I denna rapport benämns rötrest biogödsel först då den lämnar.

För att särskilja biogen metan producerad i olika processer och med olika användningsområden används specifika benämningar i denna rapport. Ordet biogas används för att beskriva rågasen som framställs i en anaerob process, vilken kan användas till flera olika ändamål. Ordet fordonsgas¹ används för att beskriva uppgraderad biogas vars ändamål är att användas som fordonsbränsle. Ordet biometan används ej, då det här antas syfta på gas framställd genom termokemisk förgasning².

I Sverige producerades år 2020 3 miljoner ton rötrest och röttslam, uttryckt i våtvikt (VV). Av dessa återfördes ca 2,6 miljoner ton (VV) till jordbruket (Klackenberg, 2021). Eftersom torrsubstanshalten (TS) skiljer sig signifikant mellan röttslam (24 %) och rötresten från samrötnings- (7 %) och gårdsanläggningar (6 %, Klackenberg, 2021) ger mängden producerad och återförd rötrest uttryckt i TS en bättre uppfattning om de enskilda anläggningstypernas betydelse för återförsel av näringsämnen till livsmedelsproduktionen (Figur 1).

¹ Då ordet fordonsgas används i dess egenskap som en blandning av biogas och naturgas i denna rapport framgår det av texten.

² Biogas förknippas oftast med rötning av biologiskt material, vilket också är processen som ger upphov till biogas på deponier. Biometan från förgasning benämns också ibland biogas. Därför nämns det här. Förgasning är dock en termokemisk process, till skillnad från den biologiska process som används i de biogassystem som denna rapport handlar om.



Figur 1. Varje anläggningstyps andel av den totala producerade biogasen och rötresten i Sverige år 2020, samt respektive anläggningstyps andel av den totala mängd rötrest som återfördes till jordbruket samma år (Klackenberg, 2021). Mängd rötrest uttrycks ofta i våtvikt (VV) men har här räknats om till torrsubstans (TS), vilket bättre reflekterar mängden organiskt material och rötresternas värde som gödningsmedel.

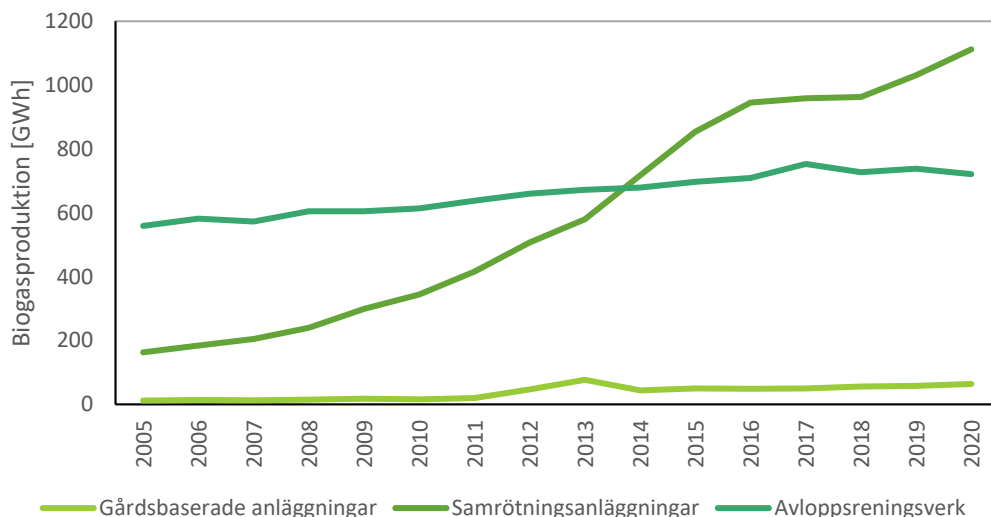
År 2020 härstammade över 60 % (TS) av den återförda rötresten från samröttningsanläggningar, följt av 28 % från kommunala avloppsreningsverk. Gårdsanläggningarna producerade endast 12 % av den återförda rötresten.

I princip all rötrest från samröttnings- och gårdsanläggningar återfördes till jordbruksmark år 2020. Samma år återfördes endast 43 % av rötslammet från kommunala avloppsreningsverk (Avfall Sverige, 2021; Klackenberg, 2021). En av anledningarna till det är att rötslam kan innehålla höga halter metaller och andra föroreningar som hamnat i avloppssystemet. För att undvika anrikning av ämnen som kan skada miljö och människor regleras därför spridningen av rötslam på jordbruksmark av specifika föreskrifter (Statens naturvårdsverk, 1994).

Kommunala avloppsreningsverks potential att bidra till framtida biogas- och biogödselproduktion är väsensskild från samröttnings- och gårdsanläggningar där man har större möjligheter att kontrollera både mängden och kvaliteten på de substrat som behandlas. Avloppsreningsverkens produktion och produktkvalitet är direkt beroende av avloppsnäten de är anslutna till. Kommunala avloppsreningsverk diskuteras därför inte vidare i denna rapport.

Rötrestproduktionens utveckling är direkt kopplad till biogasproduktionen i samröttnings- och gårdsanläggningar. Biogasproduktionen vid samröttningsanläggningar ökade med

nästan 700 % från år 2005 till 2020 (Figur 2). Utvecklingen hos gårdsbaserade anläggningar var likartad (över 500 %), men dess totala volym var betydligt mindre än den från samrötningsanläggningar.



Figur 2. Utvecklingen av biogasproduktionen i Sverige mellan år 2005-2020 från de tre olika anläggningstyperna varifrån återförsl av rötrest till jordbruk är möjlig (baserad på Klackenberg, 2021).

År 2020 fanns det 54 gårdsbaserade biogasanläggningarna vilka stod för 3 % av den totala biogasproduktionen i Sverige. Detta kan jämföras med de 36 samrötningsanläggningarna i Sverige som stod för 52 % av den totala biogasproduktionen (Klackenberg, 2021). En förklaring till den lägre produktionen hos gårdsanläggningar är att de använder en stor andel gödsel, med en låg TS-halt vilket leder till en låg biogasproduktion per ton substrat. Samtidigt använder många samrötningsanläggningar en stor andel energirikt hushållsavfall och avfall från livsmedelsindustrin med en hög TS-halt.

Samrötning kan innefatta många olika substratblandningar. Gödsel stod för nästan hälften av det totala substratet (VV) även i samrötningsanläggningarna i Sverige år 2020. År 2014 omklassificerades 6 större gårdsanläggningar i Sverige till samrötningsanläggningar (Klackenberg, 2021), vilket kan förklara åtminstone en del av den stora mängd gödsel som används även i samrötningsanläggningar.

En viktig skillnad mellan kommunala samrötningsanläggningar och gårdsbaserade anläggningar är deras geografiska lokalisering. Den påverkar tillgången till substrat och vad den producerade biogasen kan användas till. År 2020 uppgraderades 86 % av rågasen till fordonbränsle hos samrötningsanläggningar medan motsvarande andel hos gårdsbaserade anläggningar var endast 32 % (Klackenberg, 2021). Vid gårdsbaserade anläggningar är produktion av el och lokalt använd värme betydligt vanligare. Dessa faktorer, i kombination

med efterfrågan på och förväntat utbud av alternativa produkter till biogasen och biogödseln är viktiga vid beslut om investering i nya samrötnings- och gårdsanläggningar.

Kol- och näringsinnehåll samt vattenhalt varierar mellan olika substrat, vilket också påverka rötrestens sammansättning. Biogödsel från samrötnings- och gårdsanläggningar har normalt en hög vattenhalt (3-7 % TS) och sprids ofta i flytande form (Klackenberg, 2021). De främsta nyttorna med återförsel av rötrest i form av biogödsel är kopplade till dess innehåll av organiskt material och näringsämnen. Återförsel av näringsämnen sluter kretsloppet inom livsmedelssystemet och minskar behovet av tillförsel av mineralgödsel.

Innehållet av näringsämnen i rötresten är det samma som i substraten, med undantag för kväveförluster under lagring samt det kol som brutits ned till biogas. Eftersom en signifikant del av kolet omvandlas till biogas är kol/kväve-kvoten lägre i rötresten än i de substraten till biogasprocessen. En stor del av kvävet omvandlas också till ammoniumkväve vid rötningen, vilket har en hög växttillgänglighet. Den lägre kol/kväve-kvoten gör biogödseln till ett attraktivt organiskt gödselmedel med en snabb kväveeffekt (Börlling et al., 2018).

3. Biogödsel och biogassystem

För att kvantifiera klimatpåverkan från biogödsel och biogassystem utfördes en livscykelanalys baserad på litteraturdata och laboratorieförsök där två olika rötresters stabilitet i olika jordar studerades.

Denna studie utfördes i samverkan med formasprojektet *Rötrest och bioaska som ersättning för mineralgödselmedel*. I detta utfördes laboratoriestudierna på de två rötresterna, vilka hämtades från två olika kommunala samrötningsanläggningar. Resultatet från det projektet användes för att modellera markkols- och klimatteffekter från biogödsel med hjälp av markkolsmodellen ICBM (Andrén and Kätterer, 1997).

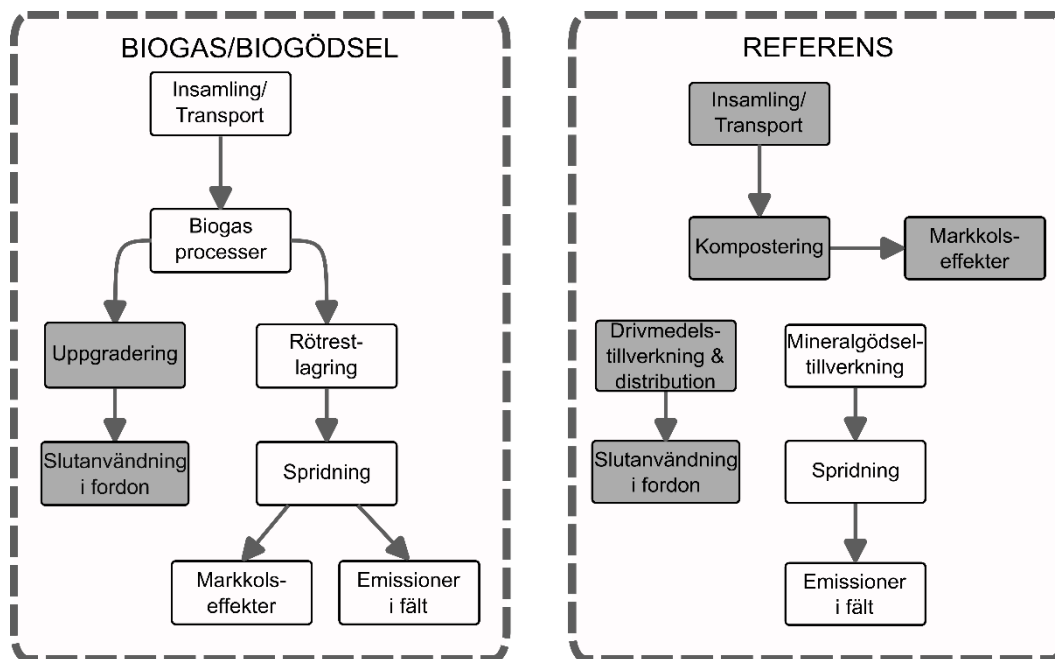
I formasprojektet samlades jord in från Rådde i Västergötland, samt Ultuna i Uppland och Öjebro i Östergötland. Denna användes för att bestämma markolseffekter vid applikation av rötrest och aska i en respirometer vid jordlaboratoriet på institutionen för mark och miljö, SLU, Ultuna.

I detta kapitel beskrivs livscykelanalysens mål och omfattning, det studerade systemet samt hur klimatpåverkan beräknats för de olika delprocesserna (avsnitt 3.1). Det följs av en beskrivning av metodiken och beräkningarna som använts vid beräkning av biogödselns markolseffekter (avsnitt 3.2).

3.1. Livscykelanalys

3.1.1. Mål och systemgränser

Huvudmålet för livscykelanalysen var att kvantifiera klimatpåverkan från produktion av biogödsel i Svenska samrötningsanläggningar och användning av densamma i jordbruket. Produktion, distribution och användning av biogödsel från två anläggningar modellerades därför. Biogödselns hela livscykel inkluderades, inklusive markolseffekter. Dessa jämfördes med ett referenssystem där mineralgödsel användes istället för biogödsel.



Figur 3. Systemgränser för biogas- och biogödselsystemen som modellerades i denna studie. Endast de vita delprocesserna ingår i biogödselsystemet och dess referenssystem. Av dessa allokerades utsläppen för insamling/transport samt biogasprocesser mellan biogasen och biogödseln. Samtliga delprocesser (vita och grå) ingår i det multifunktionella biogassystemet och dess referensfall.

Biogassystemets multifunktionella natur motiverade också att studera biogassystemets klimatpåverkan med samtliga dess funktioner inkluderade: avfallshantering, drivmedels- och biogödselproduktion. Referensfallet inkluderade i det fallet även kompostering för behandling av det organiska avfallet samt produktion och användning av ett fossilt drivmedel motsvarande den energimängd biogas som producerades i biogasanläggningen.

De använda systemgränserna är representativa för ett samrötningssystem där avfallshantering är en av huvudfunktionerna. Gårdsbaserade anläggningar som rötter gödsel, energigrödor och andra restprodukter från jordbruket fyller inte denna funktion. Denna studie är därför inte representativ för gårdsbaserade biogassystem eller biogödsel där effekten av den alternativa gödselhanteringen har en avgörande betydelse för systemets klimatpåverkan.

3.1.2. Studerade scenarier

Syftet med livscykelanalysen var att kvantifiera den potentiella klimatpåverkan från användning av biogödsel i jordbruket samt behandling av avfall i ett samrötningssystem under olika förhållanden, inte från ett specifikt system. Tre scenarier studerades därför i livscykelanalysen. Dessa benämndes *Default*, *Min* och *Max*. Som namnen antyder varierades indata så att *Default* reflekterade ett relativt genomsnittligt produktionssystem, *Min* ett system med förväntat låg resursförbrukning och låga emissioner medan *Max* representerade ett system med förväntat hög resursförbrukning och höga emissioner. De parametrar som varierades och de värden som användes i respektive scenario återfinns i

Tabell 1 och beskrivs mer ingående i avsnitt 3.1.7. En rad andra parametrar som påverkar klimatpåverkan studerades också i en känslighetsanalys, vilken redovisas i avsnitt 4.3.

Tabell 1. De parametrar som varierades och värden som användes i respektive scenario. Använda förkortningar: BG biogas, RR rötrest, EF emissionsfaktor, CH₄ metan, N₂O lustgas, VV våtvikt, TS torrsustans..

Parameter	Scenario			Enhet
	Min	Default	Max	
Elanvändning	2	13	80	kWh/ton substrat (VV)
Värmebehov	15	25	100	kWh/ton substrat (VV)
Förbränningsemissioner	0,7	2,1	3,3	% av bränsle-CH ₄
Facklingsemissioner	1	5	10	% av facklad CH ₄
Metanläckage BG-plant	0,04	0,22	2,54	% av genererad CH ₄
Elanvändning uppgradering	0,21	0,24	0,30	kWh/Nm ³ rågas
RR-lager CH ₄ -emissioner	0,7	2,7	12	% av genererad CH ₄
N-volatilisering RR-lager: tak/ej tak (EF ₂)	3	3	7	% av Tot-N
CH ₄ -emissionsfaktor kompostering	0,08	10	20	kg/ton substrat (TS)
N ₂ O-emissionsfaktor kompostering	0,2	0,6	1,6	kg/ton substrat (TS)
Energiåtgång vid spridning rötrest	8	10,8	25,2	MJ/t rötrest (VV)

För varje scenario beräknades klimatpåverkan baserat på två olika anläggningar. Produktionsdata togs från de anläggningar varifrån rötresten hämtades för studier av markkollseffekter i Formas-projektet kopplat till denna studie. De två anläggningarna benämns i den här studien anläggning 1 respektive anläggning 2 (Koskinen, 2020; Tekniska Verken, 2020a, 2020b; Uppsala Vatten, 2020).

Anläggningsdata

Total mängd behandlat substrat, produktion av biogas och biogödsel samt facklad gas användes som utgångspunkt för modellering av de två anläggningarna. Mängden producerad fordonsgas beräknades för varje scenario. Denna beror på förluster i värdekedjan och varierar därför beroende på flera av parametrarna i Tabell 1. I anläggning 1 konverterades 127, 126 respektive 122 Nm³ biogas till fordonsgas per ton behandlat substrat (VV) i *Min*-, *Default*- respektive *Max*-scenarierna. I anläggning 2 var motsvarande siffror 100, 100 respektive 96 Nm³ biogas per ton behandlat substrat (VV).

Anläggningarnas produktionsdata skiljde sig främst åt med avseende på hur stor andel biogas som uppgraderades till fordonsgas respektive facklades (Tabell 2).

Tabell 2. Produktionsdata för respektive anläggning, baserat³ på Tekniska Verken, 2020a samt Uppsala Vatten, 2020.

	Anläggning 1	Anläggning 2	Enhet
Behandlat substrat 2020	49 869	105 100	ton våtvikt (VV)
Total produktion biogas 2020	6 900 000	13 200 000	Nm ³ rågas
Exporterat som fordonsgas	scenari-specifikt	scenari-specifikt	Nm ³ rågas
Facklad gas 2020	517 500	2 300 000	Nm ³ rågas
Producerad biogödsel 2020	61 700	120 700	ton VV

Den specifika gasproduktionen (Nm³ biogas/ton substrat) var något högre i anläggning 2 jämfört med anläggning 1. Det bör dock noteras att det här har antagits samma TS-halt i bägge anläggningarna, baserat på avfallet i anläggning 1 (se nästa avsnitt). Detta reflekterar inte nödvändigtvis verkliga förhållanden i de anläggningar data hämtats från. Skillnaderna i TS-halt hos biogödseln, samt andelen slurry och spädmedia in i anläggning 1 tyder på att TS-halten i verkligheten kan antas ha varit högre i anläggning 2 (Tabell 3 – Tabell 5).

I samtliga beräkningar har biogasen respektive fordonsgasen antagits ha en metanhalt på 62,5 % (Klackenberg, 2021) samt 97 %. Ett energiinnehåll på 35,875 MJ/Nm³ ren metan har använts i beräkningarna (Energigas Sverige, 2022).

Avfallsdata och substratkaraktäristika

Röresterna som användes i markkolsförsöken togs från två samröttningsanläggningar med stor andel hushålls- och verksamhetsavfall (matavfall) (Tabell 3 och Tabell 4). Betydande mängder avfall från livsmedelsindustrin samt slakteriavfall togs också emot i anläggning 1. Slurry och spädmedia stod för en signifikant andel av våtsubstansen. Ingen av anläggningarna tog emot gödsel (Klackenberg, 2021).

³ Observera att dessa data är omräknade från öppna data där delflödena anges i olika enheter samt procentsatser. Källorna anger inte alltid om data gäller för biogas eller uppgraderad gas. Redovisad indata bör därför inte tolkas som officiella siffror för de två anläggningarna, utan endast som indata för modellen i denna studie.

Tabell 3. Olika avfallstypers andel i substratet till anläggning 1 samt de TS-halter som använts vid beräkning av substratets genomsnittliga TS-halt

Insamlad avfallstyp	Andel av behandlat avfall ⁴	TS-halt använd i beräkningar ⁵	Typintervall för TS-halt (%) (Energigas Sverige, 2022)
Slakteriavfall, slaktbiprodukter	8,4 %	15 %	(5-25)
Hushåll & verksamheter	50,3 %	30 %	(25-35)
Fast avfall från handel	6,2 %	40 %	(30-50)
Hushåll/verksamheter kvarnat och spätt totalt	6,1 %	7,5 %	(5-10)
Slurry färdigbehandlad	18,0 %	5 %	(3-7)
Livsmedelsindustri	0,8 %	30 % ⁶	(5-10;10-15;30-50)
Fettavskiljare	2,4 %	7,5 %	(5-10)
Övriga restprodukter exkl. spädmedia	1,1 %	30 % ⁷	(5-95) ⁸
Övriga restprodukter endast spädmedia	6,7 %	0 %	antaget

Samma TS-halt antogs för substratet i bägge anläggningarna. Denna baserades på data från anläggning 1 eftersom denna var mindre aggregerad än data från anläggning 2. Biogasanläggningarnas energibehov påverkas av vilken avfallstyp som används då pumpbara substrat med låg TS-halt inte kräver lika mycket förbehandling medan exempelvis fast hushållsavfall kan kräva signifikanta insatser för att skapa ett substrat som lämpar sig för biogasprocessen.

Tabell 4. Klassificering och andel av ingående substrat vid anläggning 2 år 2020 (Tekniska Verken, 2020a).

Insamlad avfallstyp	Andel av behandlat avfall
Matavfall	57 %
Livsmedel	15 %
Slakteri	27 %
Övriga vegetabiliska substrat	1 %

Båda anläggningarna i denna studie är certifierade enligt SPCR120 (SPCR 120, 2022). Rötrestens kemiska sammansättning och fysikaliska egenskaper bestäms därför vid ett antal tillfällen varje år. Biogödselns innehåll av näringsämnen (Figur 4) och övriga substanser för vilka gränsvärden specificerats i certifiering deklarerar officiellt en gång per år (Koskinen, 2020; Tekniska Verken, 2020b).

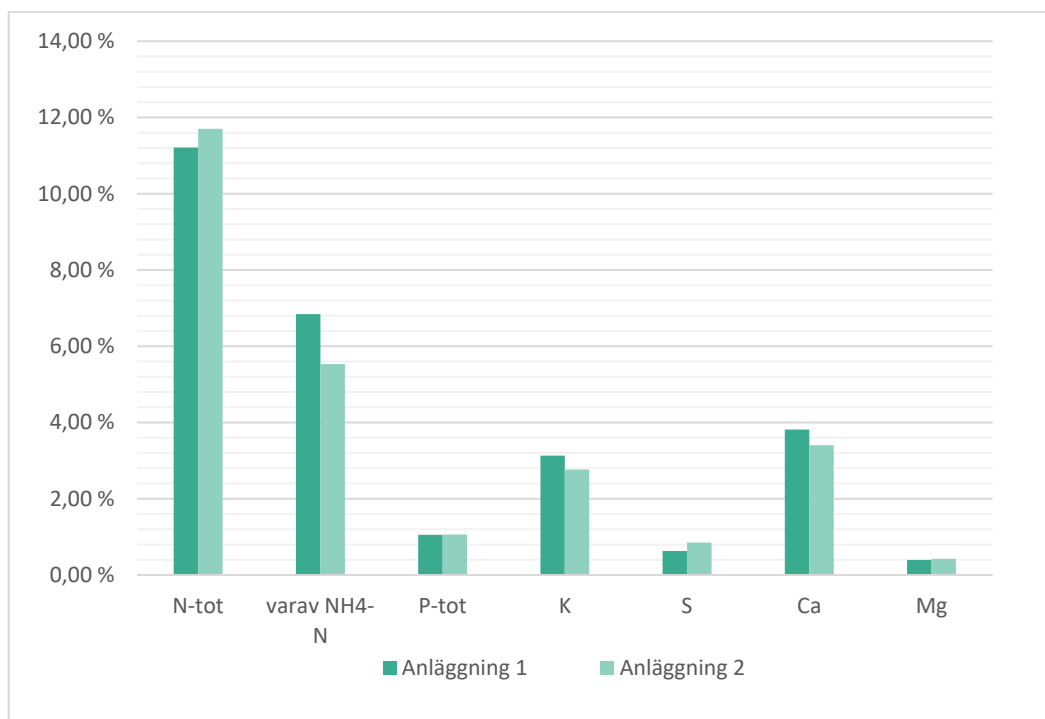
⁴ Baserat på rapporterade mängder, anläggning 1 (Uppsala Vatten, 2020)

⁵ Baserat på det typiska intervall som anges för olika avfallstyper i Energigas Sverige (2022)

⁶ Antaget värde då specifik information om avfallstyp saknas

⁷ Antaget värde då specifik information om avfallstyp saknas

⁸ Lägsta respektive högsta TS-halt för samtliga substrat i Energigas Sverige (2022)



Figur 4. Näringsinnehåll (% av TS) i biogödseln år 2020 hos de två anläggningarna varifrån rötrest hämtats för användning i projektet (Koskinen, 2020; Tekniska Verken, 2020b)

Utöver andel näringsämnen varierar också TS-halten och andelen volatil substans (VS) i biogödseln från olika anläggningar. Dessa redovisas som torrsbstans (TS) och glödförlust av (VS/TS) i Tabell 5. Andelen total-kol i rötresterna som användes vid laboratoriestudierna bestämdes till 39 respektive 37 % för anläggning 1 respektive 2. I princip allt kol bestod av organiskt kol.

Tabell 5. Årsmedelvärden för pH, torrsbstanshalt (TS) och glödförlust hos biogödseln som produceras vid anläggning 1 respektive anläggning 2.

	Anläggning 1	Anläggning 2
pH	7,9	7,8
Torrsbstanshalt (TS)	3,8 %	4,7 %
Glödförlust (VS/TS)	69,40 %	73,7 %

Det bör understrykas att resultaten i denna studie inte beskriver klimatpåverkan från de två anläggningar data hämtats från, eller den specifika biogödsel som producerats där. Data från olika källor och för olika processer, i kombination med övriga antaganden som gjorts baserade på branschöverenskommelser (Energigas Sverige, 2022) och EU-direktiv (European Parliament, 2018), gör att resultaten inte nödvändigtvis reflekterar de faktiska förhållanden som råder vid respektive anläggning.

Ett antagande som gjordes, vilket kan påverka jämförelsen med referensfallet, var att lagringsförluster av kol och kväve uppstod efter att provtagning för bestämning av dessa skett. Biogödselgivan i denna studie har beräknats på näringsinnehåll efter lagringsförluster. Det påverkar också markkolseffekter. Hur dessa beräknades beskrivs i avsnitt 3.1.7.

3.1.3. Allokeringens principer

När biogödsel används till mer än hälften som gödning i jordbruket definieras den som en samprodukt till biogas vid biogasproduktion enligt hållbarhetskriterierna för biobränslen (European Parliament, 2018). Alla klimatpåverkande utsläpp som delas mellan de två produkterna allokeras då dem emellan. För samprodukter är det lämpligt att använda sig av samma allokeringens principer som för huvudprodukten vid beräkning av klimatpåverkan. I annat fall är det inte säkert att summan av delarna motsvarar den totala klimatpåverkan, vilket mottagaren av resultaten ofta utgår ifrån att så är fallet.

Allokering kan utföras på olika sätt. ISO-standarderna (ISO, 2020, 2006) rekommenderar systemexpansion (genom substitution). Det tillämpas inte här då det medför att kontrafaktiska (negativa) emissioner inkluderas i resultaten, vilka inte alltid är uppenbara för mottagaren av resultaten och lätt kan leda till felaktiga slutsatser av de som inte satt sig in i hur beräkningarna utförts.

Den metod som föreskrivs i direktivet *om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor* (European Parliament, 2018) är fysisk allokering baserat på produkternas värmevärde⁹. I linje med detta rekommenderas i *verktyget för hållbarhetskriterier – biogasredovisning version 4.0* användandet av ett effektivt värmevärde för biogödsel på 17 MJ/kg TS vid beräkning av biogasens miljöpåverkan, vilket sedan korrigeras för vattenhalten i biogödseln (Energigas Sverige, 2022). Det resulterar i ett negativt värmevärde vid TS-halter under 12,5%. Eftersom de biogödsel som studerats i denna livscykelanalys har TS-halter på 3,8 % respektive 4,7 % innebär det att de inte allokeras någon klimatpåverkan från insamling av avfall och biogasproduktionen.

Att allokera på värmevärde kan vara motiverat när alla produkter har ett värde som energikälla, eller kan användas till energiändamål. I detta fall får det dock konsekvenser som kan motivera ifrågasättande av dess applikation när så inte är fallet. I denna studie har därför ekonomisk allokering använts i grundscenarierna och fysisk allokering, baserat på värmevärde, används enbart i känslighetsanalysen. Det bör noteras att allokering på värmevärde används i praktiken vid beräkning och rapportering av klimatpåverkan för biogas och andra förnybara drivmedel. Det är ett starkt argument för att använda samma princip även för biogödsel i rapportering där båda produkter ingår, och möjligtvis också i kommersiella sammanhang. Det argumentet gäller så länge hållbarhetskriterierna ålägger biodrivmedel att använda värmevärde för allokering av klimatpåverkan.

Vid ekonomisk allokering har i denna studie värdet av biogasen vid pump samt biogödselns värde som näringskälla i jordbruket använts. Normalt är ekonomisk allokering starkt beroende på prisfluktuationer i utbud och efterfrågan. I skrivande stund (juli 2022) är detta högst relevant. Det senaste året har priset på drivmedel mer än fördubblats på den Svenska

⁹ Lägre (effektivt) värmevärde

marknaden och mineralgödselmedel har haft en liknande utveckling eftersom de är starkt beroende av fossila resurser. I denna studie användes referenspriset 30 kr/kg för 100 % CH₄ vid pump (OKQ8, 2022) och 26, 35 respektive 11,5 kr/kg för N, P och K i gödselmedel (Avfall Sverige, 2022).

Den ekonomiska allokeringfaktorn för biogödseln ($\alpha_{biogödsel}$) beräknades med ekvation 1, baserat på ovanstående data samt, justerat för förluster av kol och näringsämnen i värdekedjan (se avsnitt 3.1.7). För anläggning 1 varierade $\alpha_{biogödsel}$ mellan 0,469–0,471 medan den varierade mellan 0,57–0,58 för anläggning 2 i de olika scenarierna.

$$\alpha_{biogödsel} = \frac{Värde_N + Värde_P + Värde_K}{(Värde_{Fordonsgas} + Värde_N + Värde_P + Värde_K)} \quad (1)$$

Vid studerande av biogassystemet som ett multifunktionellt system användes ingen allokering. Alla funktioner inkluderades i det fallet både i det modellerade systemet och i referensfallet.

3.1.4. Typ av livscykelanalys

Studien utfördes som en bokföringsanalys eftersom målet med studien var att studera klimatpåverkan av biogassystemet vid användning av biogödseln i jordbruket, ej effekten av en förändring i existerande system. Två funktionella enheter (FE) användes då det krävdes för att kunna bedöma klimatpåverkan utifrån både ett produktperspektiv (biogödsel) och ett multifunktionellt perspektiv (biogassystemet). Dessa FE baserades på massan hos biogödseln respektive det behandlade avfallet (se avsnitt 3.1.5).

När biogödselns klimatpåverkan studerades från ett produktperspektiv allokerades utsläppen från gemensamma delprocesser mellan biogödseln och fordonsgasen baserat på två olika principer: ekonomisk respektive fysisk allokering (avsnitt 3.1.3). Ingen substitution användes.

Vid studerande av biogassystemets klimatpåverkan utifrån ett multifunktionellt perspektiv inkluderades alla delprocesser som krävdes för att uppfylla samtliga funktioner, både i biogassystemet och i referensfallet. Dessa funktioner var avfallshantering, drivmedelsproduktion och biogödselproduktion.

Massan hos det behandlade avfallet användes i detta fall som FE för att kunna beskriva klimatpåverkan för biogassystemet. Referensfallet bestod i detta fall av tre separata system: kompostering, mineralgödselproduktion och drivmedelsproduktion (Figur 3).

Denna metodik (äkta systemexpansion) är inte helt i linje med ISO-standardens definition av systemexpansion (ISO, 2020) vilken förespråkar substitution (Heijungs et al., 2021). Äkta systemexpansion ger dock ett värdefullt perspektiv på klimatpåverkan med eller utan biogassystemet (Lindfors et al., 2022) och innehåller inga kontrafaktiska flöden, vare sig i

biogassystemet eller referensfallet. Dessa skäl motiverar användandet av denna metodik här (se avsnitt 3.1.3).

3.1.5. Definition av funktionell enhet

Som tidigare nämnts användes i denna studie två funktionella enheter, baserade på mängd biogödsel och behandlat avfall. Dessa definierades som *ett ton biogödsel med 4,6 % TS-halt*, härnå efter förkortat *FEbiogödsel*, och *ett ton behandlat material med 20,9% TS-halt*, härnå efter förkortat *FESubstrat*.

FEbiogödsel

För att bestämma klimatpåverkan från biogödsel användes en funktionell enhet relaterad till biogödselets huvudsakliga funktion. Den huvudsakliga funktionen för biogödsel är att bidra med näringsämnen och organiskt material till växtodlingen i livsmedelsproduktionen.

Eftersom biogödsel från olika anläggningar har olika sammansättningar och gödseffekt krävs att de standardiseras för att deras klimatpåverkan ska kunna jämföras. Det är dessvärre inte möjligt att standardisera biogödsel från olika samröttningsanläggningar baserat på sammansättningen av näringsämnen utan att utföra en systemexpansion eftersom förhållandena mellan individuella näringsämnena varierar mellan olika biogödsel (Augustinsson and Jonsson, 2019).

I den här studien definierades den funktionella enheten *FEbiogödsel* som ett ton biogödsel med en TS-halt på 4,6%¹⁰. Massan biogödsel från respektive anläggning ($m_{\text{Biogödsel}_x}$) motsvarande den i *FEbiogödsel* beräknades med ekvation 2 till 1,21 kg för anläggning 1 och 0,98 kg för anläggning 2.

$$m_{\text{Biogödsel}_x} = 0,046/\text{TS-halt}_{\text{Biogödsel}_x} \quad [\text{ton} (\text{Biogödsel}_x/\text{Biogödsel}_{4,6\% \text{ TS}})] \quad (2)$$

Denna FE medför att biogödselarna är jämförbara med avseende på dess markkoleffekt, dock inte på dess gödseffekt.

I avsnitt 3.1.7 redovisas alla data uttryckta i referensflödet ett ton substrat. För att räkna om dessa till *FEbiogödsel* behöver även förhållande mellan behandlad mängd avfall och producerad biogödsel tas hänsyn till. Utöver rötrestens TS-innehåll påverkas omvandlingsfaktorerna av tillsatser i biogasprocessen samt förluster i biogassystemet, inklusive rötrestlagringen, och är således specifika för varje enskilt scenario. Omräkningsfaktorer för respektive scenario redovisas i Tabell 6. Dessa kan användas för omräkning av inventarie-data från *FESubstrat* till *FEbiogödsel*.

¹⁰ Medelvärde på TS-halten från samtliga Svenska samröttningsanläggningar var 4,6 % år 2018 (Augustinsson and Jonsson, 2019). Denna varierar dock från år till år, bland annat beroende på vilka substrat och mängder som röts i olika anläggningar.

Tabell 6. Omvandlingsfaktorer med vilka värden uttryckta per ton substrat (20,9% TS) multipliceras för att beräkna klimatpåverkan per ton biogödsel (TS 4,6 %).

	Min	Default	Max
Anläggning 1	0,98	0,98	0,89
Anläggning 2	0,85	0,85	0,77

FEsubstrat

Det är inte möjligt att producera biogödsel från rötrest utan att samtidigt producera biogas. Biogasen är normalt den viktigaste produkten vid anaerob behandling av organiskt avfall från ett ekonomiskt perspektiv medan biogassystemet är ett avfallshanteringssystem vars existens i sig självt ofta motiveras av det faktum att det minskar miljöpåverkan från avfall och ökar resurseffektiviteten i samhället (Avfall Sverige, 2021; Lindfors et al., 2022). En möjlig funktionell enhet (FE) för att jämföra ett sådant system kan baseras på massan hos det insamlade avfallet. Då kan samtliga funktioner inkluderas i både det studerade systemet och referensfallet.

För att kunna jämföra olika anläggningar med varierande avfallssammansättning är det även i detta fall nödvändigt att räkna om den behandlade mängden avfall till ett likvärdigt substrat. Eftersom bägge anläggningar antogs använda samma substrat användes TS-halten för avfallet i anläggning 1 som standardvärde för den funktionella enheten i denna studie. Den FE uttrycktes således som *ett ton behandlat avfall med 20,9 % TS-halt*.

3.1.6. Klimatpåverkansbedömning

För bedömningen av klimatpåverkan kvantifierades emissionerna av fossil koldioxid, metan och lustgas för alla processer där detta var möjligt. I vissa datakällor anges utsläpp i form av koldioxidekvivalenter. Om inga okarakteriserade emissionsdata funnits för en process har koldioxidekvivalenter använts i inventariet. Detta kan ge upphov till fel i karakteriseringen av metan och lustgas eftersom många datakällor använt sig av karakteriseringsfaktorer (CFs) från IPCC-AR5 vid omräkning till GWP₁₀₀ medan denna studie använt sig av IPCCs senaste CFs (Tabell 7, IPCC, 2021). De senare är 20 % respektive 8 % lägre för metan respektive lustgas.

Tabell 7. Karakteriseringsfaktor för olika växthusgaser (GWP100) från IPCC AR6 (2021) respektive AR5 (2013). Värdena från båda rapporter inkluderar climate-carbon (cc) feedbacks¹¹.

	CO2-fossil	CH4	CH4-biogen	N2O
IPCC-AR6	1	29,8	27	273
IPCC-AR5	1	36	34	298

Metan av fossilt och biogen ursprung har också bokförts separat i inventariet så att korrekt CF kunnat användas vid karakteriseringen. Flöden av biogen koldioxid har endast bokförts och använts för att beskriva förändringar i kolpooler vid markkolsmodellering. En negativ förändring i markkolspoolen (förlust av markkol) har i praktiken samma effekt som en emission av fossilt CO₂ då en förlust av 1 kg kol ger upphov till ett utsläpp på 3,6 kg CO₂-ekvivalenter. En positiv förändring av markkolspoolen har motsatt, med samma magnitud.

3.1.7. Systembeskrivning och livscykelinventarie

Eftersom biogödsel och biogas produceras samtidigt i en biogasanläggning delar de två produkterna all resursförbrukning och alla emissioner från delprocesser i värdekedjan fram till dess att biogasen och rötresten lämnar reaktorn.

Dessa delprocesser inkluderar insamling och transport av avfall från platsen för avfallens uppkomst till biogasanläggningen, förbehandling, pumpning, hygienisering och omrörning av biogasreaktorn samt värmning av reaktorn, fackling av gasöverskott och emissioner (läckage) från biogasanläggningen. Samtliga dessa delprocesser inkluderades inom systemgränsen, både för *FEbiogödsel* samt *FESubstrat*.

Insamlings och transportprocesser

För insamlingen av avfall antogs i denna studie att flytande avfall (10 % av avfallet, våtvikt (VV)) samlades in med en slamavskiljarebil med 12 tons lastkapacitet (bruttovikt 14-20 ton), slaktavfall (10 % av avfallet, VV) med en lastbil med trailer med 40 tons lastkapacitet (bruttovikt 50-60 ton) och hushållsavfall¹² (80 % av avfallet, VV) med en lastbil med trailer med 26 tons lastkapacitet (bruttovikt 34-40 ton). Data för drivmedelsförbrukning och emissioner vid produktion, distribution och användning av bränslet hos samtliga fordonskategorier hämtades från NTMCalc v4.0 (Network for Transport Measures, 2022). I samtliga scenarier antogs transportsträckan vara 30 km, för samtliga fordon.

¹¹ I IPCC AR5 publicerades även värden för metan och lustgas utan cc-feedbacks, för bakåtkompatibilitet med tidigare rapporter. I AR6 publiceras enbart värden med cc-feedbacks inkluderade. Detta är logiskt ur ett metodologiskt perspektiv eftersom det innebär att klimateffekterna från samtliga växthusgaser då beräknas på ett mer likvärdigt sätt.

¹² Hushållsavfall innefattar här även kommunalt avfall från storkök och restauranger, fast avfall från handel och liknande.

Lastning och lossning av flytande avfall samt slakteriavfall antogs ske med lastbilsdriven pump. Emissioner från lastning och lossning beräknades därför baserat på den genomsnittliga bränsleförbrukningen vid pumpning, samt livscykelemissionerna från förbränning av det förbrukade drivmedlet i lastbilsmotorn (Tabell 8). Baserat på Lantz and Börjesson (2014) antogs den genomsnittliga förbrukningen vid pumpning vara 15 l/h, och tidsbehovet för lastning av det flytande avfallet antogs vara 16 min, medan lossning antogs ta 10 minuter per lass. Baserat på samma studie antogs slakteriavfallet ta 15 minuter att lasta och 3 minuter att lossa. Det fasta hushållet antogs inte bidra med signifikanta utsläpp och inkluderades därför ej, baserat på samma studie. I samtliga scenarier antogs fordonen använda svenskproducerad HVO.

Tabell 8. Emissionsdata och primärenergi för produktion och användning av HVO samt diesel som drivmedel. Användningsemissionerna är representativa för fordonet: Rigid truck 14-20ton, 12 ton 40 % load factor EURO 6, average road, 0,215 l/km i verktyget NTMCalc v4.0 (Network for Transport Measures, 2022).

Bränsle	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Enhet	Primärenergi
HVO - SE¹³					
Användning	0	7,1 E-4	9,6 E-3	g/MJ diesel	
Produktion och Distribution	15,69	3,0 E-2	0	g/MJ energi uppströms	0,21 MJ/MJ bränsle
Diesel D0					
Användning	72	4,2 E-5	4,2	g/MJ diesel	
Produktion och Distribution	5,8	3,4 E-2	5,5 E-5	g/MJ energi uppströms	0,09 MJ/MJ bränsle

De totala emissionerna från insamling och transport motsvarade 530 samt 540 g CO₂-ekv/ton substrat från anläggning 1 respektive anläggning 2 i samtliga scenarier, varav 79 %, 100 % respektive 89 % av utsläppen härrörde från vägtransporten för flytande, fast respektive slaktavfallsbilarna. Resterande utsläpp härrörde från lastning och lossning.

Biogasanläggningsprocesser

Förbehandling, pumpning och omrörning av reaktorn förbrukar el. Beroende på substrat i anläggningen krävs olika mängder el för dessa aktiviteter. Eftersom substraten i olika samrötningsanläggningar skiljer sig mycket åt återfinns vitt skilda värden på elförbrukning vid samrötningsanläggningar i litteraturen. Anläggning 1 hade en rapporterad elförbrukning år 2019-2020 på 80 kWh/ton substrat (Uppsala Vatten, 2020). Det är ett högt värde i jämförelse med vad som rapporterats i tidigare biogasstudier (Berglund and Börjesson, 2006; Lantz et al., 2009). Det är dock lägre än de 106 kWh/ton substrat som rapporterats från en energikartläggning vid samma anläggning år 2011 (Andersson, 2011).

¹³ Utöver fossil koldioxid rapporterades 74,8 samt 8,4 g biogena CO₂-utsläpp från användningen och produktionen av HVO i Sverige. CO₂ som släpps ut vid förbränning av bränslet under användningen är koldioxidneutral över livscykeln för bränslet. Utsläpp från produktionen kan dock innehålla förändringar i kolpooler vilka inte nödvändigtvis är koldioxidneutrala över bränslets livscykel. Dessa har dock ej inkluderats vid beräkningen av CO₂-ekvivalenter som använts i denna studie.

I Lantz et al. (2009) användes ett värde på 8 kWh/ton substrat vid samrötning. Substratblandningen i den studien bestod dock av en högre andel flytande substrat än i anläggning 1 och 2. I den här studien används det högre värdet 13 kWh/ton substrat i *Default*-scenariot. I *Min*- och *Max*-scenarierna används 2 kWh/ton substrat, vilket är mer sannolikt vid hantering av flytgödsel som inte kräver förbehandling (Lantz et al., 2009), respektive 80 kWh/ton substrat, baserat på den specifika förbrukningen vid anläggning 1 där huvuddelen av avfallet krävde mycket förbehandling.

För beräkning av klimatpåverkan från el användes 26 g CO₂-ekv/kWh, vilket är det värde som används vid beräkning av växthusgasutsläpp enligt hållbarhetskriterierna sedan 1 januari 2022 (Energimyndigheten, 2021b, 2021a). Klimatpåverkan från elanvändning motsvarade då 52, 328 respektive 2080 g CO₂-ekv/ton substrat i *Min*-, *Default*- respektive *Max*-scenariot.

Värme används för hygienisering av ingående substrat, värmning av reaktorn för att kompensera för förluster genom reaktorväggar och med utgående substrat, samt uppvärmning av lokaler. I denna studie baserades värmebehovet i båda anläggningarna på den rapporterade värmeproduktionen hos anläggning 1 år 2018.

Båda anläggningars värmeproduktion antogs baserad på samma bränsle. I samtliga scenarier antogs 90 % av värmen produceras med hjälp av pellets i en ångpanna och resterande 10 % med hjälp av egenproducerad biogas, i enlighet med rapporterade förhållanden i anläggning 1 år 2018.

Emissionsfaktorn för pellets sattes till 21 kg CO₂-ekv/MWh, baserad på *HBK-biogasredovisning version 4.0* (Energigas Sverige, 2022). Enligt samma källa medför egenproducerad biogas inte några växthusgasutsläpp, men eftersom fullständig förbränning av bränsle normalt inte uppnås har här emissioner av oförbränd metan inkluderats baserat på en litteraturstudie av Holmgren et al. (2015). Storleken på metanutsläppet antogs vara 2,1 % av metaninnehållet i den förbrända biogasen i *Default*-scenariot samt 0,7 % respektive 3,3 % i *Min*- respektive *Max*- scenarierna.

Det totala värmebehovet för anläggningen sattes till 25 kWh/ton substrat i *Default*-scenariot, baserat på Lantz et al. (2009). I *Min*- respektive *Max*-scenarierna sattes värmebehovet till 15 respektive 100 kWh/ton substrat, där det lägre värdet också baserades på Lantz et al., medan det högre baserades på den rapporterade förbrukningen i anläggning 1 år 2019 och 2020 (Uppsala Vatten, 2020).

Den totala klimatpåverkan för värmeanvändningen blev 310, 620 respektive 2800 g CO₂-ekv/ton substrat i *Min*-, *Default*- respektive *Max*-scenariot. Utsläppen härstammade till 9 %, 23 % respektive 32 % från biogasen i de tre scenarierna.

Av den producerade biogasen facklas en inte obetydande andel varje år av olika anledningar. Anläggning 1 och 2 rapporterade exempelvis att 8 % respektive 17 % av den producerade biogasen facklades år 2020 (Tekniska Verken, 2020a; Uppsala Vatten, 2020). Fackling är nödvändigt när gasen inte kan användas eller lagras eftersom biogas består av 60-70% metan vilket är en mycket kraftig växthusgas. Trots att gasen facklas uppstår utsläpp av metan. Det kan ske på grund av fel med facklan (Flesch et al., 2011), men vanligare är ofullständig förbränning av gasen. Eftersom detta är en utsläppskälla med stor osäkerhet har värdet i *Default*-scenariot satts till 5 % av metanet i den facklade gasen, vilket ligger ungefär mitt emellan värdet för *Min*-scenariot, som satts till 1 % baserat på effektiv förbränning enligt US EPA (2020), och 10 %, vilket används i *Max*-scenariot, baserat på den Svenska klimatrapporteringen (Naturvårdsverket, 2022).

De antagna utsläppsnivåerna från facklad biogas motsvarade 1300, 6300 respektive 13000 g CO₂-ekv/ton substrat i *Min*-, *Default*- respektive *Max*-scenariot i anläggning 1 och 2600, 13000, respektive 26000 g CO₂-ekv/ton substrat i anläggning 2.

Utöver emissioner från förbränning och fackling av biogas sker diffusa emissioner från biogasanläggningar i form av läckage från olika delar av anläggningarna, exempelvis från anslutningar mellan olika delar (Ericsson et al., 2020). Anläggning 1 och 2 rapporterade värden från läckagemätningar vid respektive anläggning på 0,04 % respektive 2,58 % relativt metanet i den producerade biogasen (Tekniska Verken, 2020a; Uppsala Vatten, 2020). Vid beräkning av utsläpp för biogas enligt hållbarhetskriterierna i Sverige (Energigas Sverige, 2022) anges ett defaultvärde på 0,22 %. I den här studien har därför 0,22 % använts i *Default*-scenariot medan 0,04 % och 2,54 % har använts i *Min*- respektive *Max*-scenarierna. Emissioner från enskilda biogasanläggningar kan dock vara betydligt högre än så (Avfall Sverige, 2016; Flesch et al., 2011; Holmgren et al., 2015; Hrad et al., 2015).

Det antagna läckaget i respektive anläggning motsvarade 670, 3700 respektive 43000 g CO₂-ekv/ton substrat för anläggning 1 och 600, 3300 respektive 39000 g CO₂-ekv/ton substrat för anläggning 2 i *Min*-, *Default*- respektive *Max*-scenariot.

Fordonsgasrelaterade processer

Efter att biogasen lämnat reaktorn kan den uppgraderas, komprimeras och distribueras i form av fordonsgas. Fordonsgas kan distribueras på flera olika sätt vilka kräver olika grad av kompression (Börjesson et al., 2016). I denna studie har uppgradering till fordonsgas, komprimering och slutanvändning som drivmedel enbart använts ihop med *FEsubstrat*. Vid användningen av *FEbiogödsel* inkluderas inga delprocesser kopplade enbart till fordonsgasen eftersom de inte ingår i biogödselns värdekedja.

Det finns flera olika teknologier för uppgradering av biogas till fordonsgaskvalitet, vilka kräver olika mängd energi och också ger upphov till metanutsläpp av olika storlek (Bauer

et al., 2013). Den vanligaste teknologin i Sverige år 2021 var vattenskrubber (45 st.), följt av kemisk absorption (12 st.), PSA (pressure swing adsorption, 6 st.) och membranteknik (5st) (Klackenberg, 2021). I den här studien har vattenskrubber använts för att modellera klimatpåverkan i samtliga scenarier. Elbehovet sattes till 0,24 kWh/Nm³ rå biogas i *Default*-scenariot (Bauer et al., 2013). I *Min* och *Max*-scenarierna sattes elbehovet till 0,21 respektive 0,30 kWh/Nm³ rå biogas baserat på samma studie. Energianvändningen är likvärdig hos PSA och membranteknik (Tabell A 1). Aminskrubber kräver mindre el, men kräver till skillnad från de andra teknologierna även värme.

Vid uppgradering är metanutsläppens storlek starkt beroende av teknologi (Tabell A 1). Metanutsläpp från vattenskrubbern som användes i denna studie sattes i samtliga scenarier till 0,52 % av metanet i den behandlade biogasen (Kvist and Aryal, 2019).

För att producera fordonsgas med högre energitäthet, vilket gör den lättare att distribuera och tanka, samt ökar fordonens räckvidd, antogs här att den komprimerades till 250 bar (CBG). Energiåtgången beräknades med hjälp av den ideala gaslagen och en antagen processoreffektivitet på 50 %, enligt Gustafsson et al. (2020). Det resulterade i en specifik elförbrukning på 0,24 kWh/Nm³ fordonsgas.

Tankstationen antogs ligga i direkt anslutning till produktionsanläggningen. Distributionen inkluderades därför inte.

Tabell 9. Totala växthusgasemissioner från fordonsgasrelaterade delprocesser i de tre scenarierna (*Min/Default/Max*)[g CO₂-ekv/ton substrat].

	Anläggning 1	Anläggning 2
Läckage (metanslip)	8000/8000/7700	6400/6300/6100
Uppgradering	760/860/1100	690/780/980
Komprimering	770/810/850	610/640/670

De totala växthusgasemissionerna från respektive anläggning i de tre scenarierna visas i Tabell 9. Den lägre klimatpåverkan från läckaget i *Min*- jämfört med *Default*- respektive *Max*-scenariot berodde på att metanförluster i biogasanläggningen leder till mindre mängd hanterad biogas i uppgraderingen. Klimatpåverkan från uppgradering och komprimering ökade dock på grund av de antaganden som gjorts om specifik elanvändning i de två delprocesserna.

Rötrest/Biogödselrelaterade processer

De delprocesser som modellerades i rötresthanteringen och biogödselanvändningen bestod av lagringsförluster och emissioner från lagring av rötrest, transport och spridning av biogödsel i fält samt direkta och indirekta emissioner från biogödsel efter spridning i fält.

Lagring av rötrest är nödvändigt eftersom biogödsel inte bör spridas året runt. Lämpligast sker spridningen på våren när biogödseln kan myllas ned direkt efter spridning, eller när

växternas kvävebehov är som störst. Risken är annars hög att mycket kväve går förlorat i form av ammoniakemissioner på grund av biogödslens höga andel ammoniumkväve och dess höga pH-värde (Börling et al., 2018).

Kväveemissioner

Lagringsförhållandena påverkar också emissioner av kväve i form av ammoniak och lustgas samt kol i form av metan. Lustgas bildas lättare om rötresten har ett svämtäcke. I ett svämtäcke kan ammoniak oxideras och bilda lustgas. Det är dock vanligare vid lagring av orötad gödsel än rötrest eftersom rötrest normalt har en lägre TS-halt än orötad gödsel. I riktlinjerna för klimatrapporering anges en emissionsfaktor på 0 för lustgas från anaerob behandling av organiskt avfall (Eggleston et al., 2006). Därför har inte heller direkta lustgasemissioner från rötrestlagret inkluderats i denna studie.

I brist på svämtäcke ökar å andra sidan ammoniakförlusterna. Ammoniakemissioner ger upphov både till kväveförluster och indirekta lustgasemissioner genom att ammoniak deponeras i naturen och omvandlas till lustgas. De indirekta lustgasutsläppen beräknades i denna studie med ekvation 3 där EF_2 är en emissionsfaktor som beskriver andelen totalkväve ($Tot-N$) som volatiliserats i form av ammoniak under lagringen (kg NH_3-N /kg $Tot-N$) och EF_4 är andelen av det kväve som volatiliserats som därefter deponeras och omvandlas till lustgas.

$$N_2O = Tot-N_{RR} \times EF_2 \times EF_4 \times 44/28 \quad (3)$$

Mängd totalkväve ($Tot-N_{RR}$) i ekvation 3 sattes till det värde som angivits i biogödseldeklarationerna för biogödslarna från de två anläggningar biogödsel varifrån hämtats för bestämning av stabilitet av markkol (Koskinen, 2020; Tekniska Verken, 2020b). EF_2 sattes till 3 % i *Min*- och *Default* scenarierna där lagringen antogs vara täckt, respektive 7 % i *Max*-scenariot där lagringen antogs sakna tak (Berglund, 2014). Här antogs täckningen av rötrestlagret ha samma effekt som ett svämtäcke på lagret, vilket reducerar ammoniakförlusterna signifikant (Berglund, 2014). EF_4 sattes till 1 %, vilket är defaultvärdet i IPCCs NGHGG (Buendia et al., 2019).

De indirekta lustgasemissionerna till följd av ammoniakförluster i lagret beräknades till 2,5 respektive 3,0 g N_2O /ton substrat i lager med tak (*Min/ Default*) och 5,8 respektive 7,0 g N_2O /ton substrat i lager utan tak (*Max*). Det motsvarar 680 respektive 810 g CO_2 -ekv/ton substrat utan tak samt 1600 respektive 1900 g CO_2 -ekv/ton substrat utan tak.

Kväveförlust i biogödsel

Ammoniakförluster leder också till att mängden växttillgängligt kväve i biogödslen minskar. I denna studie har kvoten mellan växttillgängligt kväve (NH_4-N) och totalkväve antagits vara konstant före och efter lagring eftersom den styrs av rötrestens pH snarare än mängden ammonium som omvandlas till ammoniak (Berglund, 2014). Mängd växttillgängligt kväve i biogödslen efter lagring beräknades genom att multiplicera det

växttillgängliga kvävet med kvoten för totalkväve efter respektive före lagring enligt ekvation 4, där subskriptet BG står för biogödsel (efter lagring) och RR står för rötrest (före lagring).

$$NH_4-N_{BG} = NH_4-N_{RR} \times \frac{Tot-N_{BG}}{Tot-N_{RR}} \quad (4)$$

Totalkväve efter lagring ($Tot-N_{BG}$) beräknades genom att subtrahera mängden kväve som volatiliserats under lagring från mängden totalkväve före lagring (ekvation 5).

$$Tot-N_{BG} = Tot-N_{RR} \times (1 - EF_2) \quad (5)$$

Mängden totalkväve i biogödseln med tak på lagret beräknades till 5,1 respektive 6,1 kg N/ton substrat efter lagring hos anläggning 1 respektive anläggning 2. I biogödseln utan tak på lagret beräknades mängden totalkväve till 4,9 respektive 5,9 kg N/ton substrat efter lagring hos respektive anläggning. I bägge fallen befann sig 61 % respektive 47 % i växttillgänglig form.

Metanemissioner

Rötrestlagret kan ge upphov till betydande metanemissioner eftersom rötresten fortfarande har en stor biogaspotential när den lämnar biogasreaktorn (Baldé et al., 2016; Berglund, 2014; Hrad et al., 2015). Metanbildningen i rötrestlagret är starkt temperaturberoende. Den biologiska aktiviteten i lagret minskar snabbt vid lägre temperaturer, och kan således förväntas variera beroende på det lokala klimatet (Ericsson et al., 2020). Täckning av lagret och uppsamling av det bildade metanet kan motverka att det bildade metanet hamnar i atmosfären.

Naturvårdsverket använder Ekvation 4.1 i IPCCs riktlinjer för beräkning av växthusgasemissioner från behandling av organiskt avfall (se ekvation 10, avsnitt 3.1.8). I den multipliceras mängden behandlat avfall (VV) med en nationsspecifik emissionsfaktor (Naturvårdsverket, 2022). Detta resulterar i identiska utsläpp för alla avfallsfraktioner och lagringsförhållanden. I teorin är det möjligt att med hjälp av avfallsspecifika data (metanpotential (B_0) och innehåll av volatil substans (VS) i avfallet) räkna ut specifika metanutsläpp för biogasanläggningar i olika klimat (ekvation 10.23 i Buendia et al., 2019). Den metoden är dock framtagen för gödselhanteringssystem och IPCCs riktlinjer saknar B_0 och VS/TS-värden för de olika substrat som används i samröttningsanläggningar. Det är också svårt att finna publicerad data i en form som enkelt kan användas med ekvation 10.23 i IPCCs riktlinjer. I beräkningsverktyget för HBK anges exempelvis gasproduktionen per ton VV för olika avfallsfraktioner (Energigas Sverige, 2022). Detta, i kombination med avsaknad av typvärden för TS/VS-halt gör beräkningar av metanpotentialen baserat på olika avfallstyper mycket osäker.

I denna studie användes istället olika emissionsnivåer från rötrestlagret, relativt den totala biogasproduktionen vid anläggningen, för att uppskatta metanemissionerna i de tre

scenarierna. Emissionsnivåerna sattes i denna studie till 0,7 %, 2,7 % respektive 12 % av den totala metanproduktionen i anläggningen (inklusive förluster), baserat på en sammanställning av flera studier där mätningar på emissioner från rötrestlager utförts (Ericsson et al., 2020). Det bör noteras att en anläggning som omvandlar en större del av metanpotentialen till biogas också minskar risken för metanemissioner från rötrestlagret eftersom restgaspotentialen samtidigt minskar.

Detta resulterade i metanemissioner på 430, 1700 respektive 7400 g CH₄/ton substrat från anläggning 1 i *Min*-, *Default*- respektive *Max*-scenariot, samt 380, 1500 respektive 6600 g CH₄/ton substrat från anläggning 2. Det motsvarar 11000, 45000 respektive 200000 g CO₂-ekv/ton substrat från anläggning 1 och 10000, 40000, respektive 180000 g CO₂-ekv/ton substrat från anläggning 2.

Emissioner från transport och spridning samt spridd biogödsel

Efter lagringen av rötrest antogs denna spridas på jordbruksmark som biogödsel. Storleken hos växthusgasemissionerna per enhet biogödsel beror på halterna av olika näringsämnen i biogödseln. Kvävet ger upphov till både direkta och indirekta lustgasemissioner vid applicering på jordbruksmark. Näringsinnehållet och eventuella föroreningar påverkar också hur mycket biogödsel som kan spridas per hektar. Det avgör således hur många hektar som krävs för att sprida den totala mängden biogödsel från en anläggning. Tillsammans med biogödselns TS-halt avgör detta mängden maskinarbete och storleken på växthusgasutsläppen från maskinparken.

Eftersom emissionerna av växthusgaser från spridningen av biogödsel normalt är mycket lägre än från lagringen och från den spridda biogödseln beräknades emissionerna från spridningen enbart från den genomsnittliga energiförbrukningen vid spridning av biogödsel (Lantz et al., 2009; Lantz and Börjesson, 2014). Emissionsdata baserades på förbränning av bränsle i en dieselmotor (Tabell 8, Network for Transport Measures, 2022). Ingen hänsyn togs till TS-haltens inverkan på den nödvändiga arealen för spridning och dess effekter på totala transportdistanser i fält. I *Default*-scenariot sattes energiförbrukningen vid spridning av biogödsel till 10,8 MJ/t biogödsel, medan den sattes till 9 respektive 25,2 MJ/t biogödsel i *Min*- och *Max*-scenarierna.

Den totala klimatpåverkan från transport och spridning av biogödsel beräknades till 175, 210 respektive 538 g CO₂-ekv/ton substrat för biogödsel från anläggning 1 och 162, 195 respektive 500 g CO₂-ekv/ton substrat för biogödsel från anläggning 2 i *Min*-, *Default*- respektive *Max*-scenariot

De direkta och indirekta lustgasutsläppen beror enbart på totalkväveinnehållet när IPCCs NGHGG metodologi följs (Buendia et al., 2019). De direkta lustgasutsläppen beräknades med hjälp av ekvation 6 där EF_1 representerar den andel av totalkvävet i den applicerade biogödseln som omvandlas till lustgas. Den sattes till 1 %, vilket är defaultvärdet i IPCCs NGHGG.

$$N_2O_{Direkt} = Tot-N_{BG} \times EF_1 \times 44/28 \quad (6)$$

Indirekta lustgasutsläpp beräknades med ekvation 7 och 8 vilka är baserade på ekvation 11.9 och 11.10 i IPCCs NGHGG (Buendia et al., 2019). $Frac_{GASx}$ är den fraktion av applicerat kväve som avgår till atmosfären som NH_3 och NO_x . $Frach_{LEACH-(H)}$ är den fraktion av applicerat kväve som lakas ut ur jordar där utlakning sker.

$$N_2O_{Indirekt} = Tot - N_x \times Frac_{GASx} \times EF_4 \times 44/28 \quad (7)$$

$$N_2O_{Indirekt} = Tot - N_x \times Frac_{LEACH-(H)} \times EF_5 \times 44/28 \quad (8)$$

Värdet på $Frac_{GASx}$ beror på vilket gödselmedel (x) som applicerats. I den här studien användes 0,167 för biogödsel, vilket är medelvärdet hos de aktivitetsdata som använts för att beräkna rapporterade värden i NIR (tabell 5.22 i Naturvårdsverket, 2022). Värdet på $Frach_{LEACH-(H)}$ sattes också till medelvärdet av de data som rapporterats i NIR, vilket var 0,1396 (tabell 5.31 i Naturvårdsverket 2022).

EF_4 och EF_5 sattes till 1 % respektive 1,1 % av den volatiliserade respektive utlakade kvävefraktionen. Detta är default-värden i IPCCs NGHGG.

Begränsningar vid spridning av biogödsel

Det finns inget regelverk som begränsar hur mycket eller när biogödsel får spridas. Det är därför vanligt att utgå från reglerna för spridning av avloppsslam och stallgödsel som riktlinjer även vid spridning av biogödsel (Statens jordbruksverk, 2004; Statens naturvårdsverk, 1994). På så sätt undviks förhoppningsvis de problem som spridning vid fel tidpunkt och för höga givor av olika ämnen kan medföra. Mängden biogödsel begränsas då i praktiken av antingen fosforhalten, kvävehalten eller förekomsten av höga halter skadliga ämnen (främst kadmium). Maximalt 35 eller 22 kg fosfor får spridas per hektar som årsmedelvärde under 5 år på jordar med fosforklass I-II respektive III-V. Mängden ammoniumkväve som får spridas under ett år är högst 150 kg/ha (Börlling et al., 2018). Högre fosformängder får spridas som engångsgivor om spridning ej sker varje år, men i denna studie har det antagits att spridning sker varje år och värdena ovan har använts.

Näringsbehovet per hektar beräknades baserat på jordbruksverkets rekommendationer för gödsling år 2018 (Börlling et al., 2018). Det antogs att den mottagande grödan var höstvetete med en förväntad avkastning enligt normskörden för Svealands slättbygder år 2018 (5809 kg/ha, SCB, 2020). Vid beräkning av biogödselgiva antogs jorden ha en ler-halt på 39,7% och fosforklass III, vilket motsvarar den jord från Ultuna som användes för studier av biogödselns stabilitet (avsnitt 3.2).

N/P kvoten i denna studie gjorde att biogödselgivan begränsades av fosforhalten. Den beräknade givan var 43 respektive 44 ton per hektar för anläggning 1 respektive anläggning 2.

Markkolveffekter

Markkolveffekterna från applicering av biogödsel inkluderades genom att modellera förändringar med markkolsmodellen ICBM (introductory carbon balance model, Andrén and Käätterer, 1997). Det antogs att samma biogödselgiva applicerades årligen. Humifieringsfaktorn (*h*) approximerades baserat på data från tidigare nämnda laboratorieförsök. Både modelleringen och beräkningen av *h*-värdet beskrivs närmare i avsnitt 3.2. I denna studie användes *h*-värdet 0,67 för biogödseln i samtliga scenarier.

Markkolveffekter är dynamiska och avgången av kol från tidigare applicerat kol ökar med tiden på grund av att den totala mängden applicerat kol ökar. Vid jämförelse med andra utsläppskällor i biogödsel/biogassetmet användes markkolveffekten per ton substrat 25 år efter påbörjad applicering då målet med Mistra FF är ett klimatneutralt jordbruk år 2045. Med andra ord 25 år efter att projektet inleddes.

Klimatpåverkan från det extra kol som tillförts marken beräknades till -47000, -45000 och -39000 g CO₂/ton behandlat substrat för biogödseln från anläggning 1 samt -65000, -63000 och -58000 för biogödseln från anläggning 2 i *Min*-, *Default*- respektive *Max*-scenariot. Högre kolförluster i värdekedjan, i form av metanutsläpp, ledde till mindre kolinlagring i *Max*-scenariot jämfört med *Default*-scenariot. Det ledde i sin tur till högst kolinlagringspotential i *Min*-scenariot.

3.1.8. Referenssystem

FE ett ton standardiserat biogödsel

Referenssystemet för *FEbiogödsel* inkluderade endast produktion och användning av mineralgödsel motsvarande biogödselns växttillgängliga näringsinnehåll i de studerade scenarierna. Produktionen av kväve, fosfor och kalium modellerades separat för varje näringsämne. Kvävets klimatpåverkan baserades på data från tillverkningen av ammoniumnitrat medan klimatpåverkan från fosfor och kalium beräknades från produktionen av trippelsuperfosfat respektive kaliumklorid (Tabell 10, Fertilizers Europe, 2018a, 2018b, 2018c).

Tabell 10. Växthusgasemissioner från produktion av konstgödning (Fertilizers Europe, 2018b, 2018c, 2018a).

	kg GHG/kg näringsämne		
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄
Trippelsuperfosfat (P)	0,56	9,6×10 ⁻⁶	8,8×10 ⁻⁴
Kaliumklorid (K)	0,34	1,4×10 ⁻⁵	2,9E×10 ⁻⁴
Ammoniumnitrat (N)	2,8	2,0×10 ⁻³	8,1×10 ⁻³

Den totala klimatpåverkan från tillverkning av konstgödsel beräknades till 12000 g respektive 11000 g CO₂-ekv/ton substrat för referensen till anläggning 1 respektive anläggning 2. Av denna härrörde 93 % respektive 92 % från tillverkningen av N-gödsel,

medan 2,5 % respektive 3,1 % härrörde från P-tillverkningen. K-tillverkningen stod för 4,5 % respektive 4,8 % av klimatpåverkan.

Emissioner från spridning av mineralgödsel beräknades enligt ekvation 9, vilken beskriver bränslebehovet för spridning av en mineralgödselmängd med ett näringsinnehåll motsvarande det i biogödseln ($Bränslebehov_{Ref}$). Detta beräknades genom att multiplicera bränslebehovet per hektar för att täcka hela grödans behov med mineralgödsel ($Bränslebehov_{mg}$) med den andel (massa) av mineralgödselbehovet som täcks av näringen i biogödseln i respektive biogödselsscenario.

$$Bränslebehov_{Ref} = \left(1 - \frac{Massa_{mg} - Massa_{ersatt-mg}}{Massa_{mg}}\right) \times Bränslebehov_{mg} \quad (9)$$

Detta bygger på antagandet att näringsvärdet för respektive näringsämne är ekvivalent för biogödsel och mineralgödsel samt att bränslebehovet för spridning varierar proportionellt mot andelen av den totala massan mineralgödsel som ersätts av biogödseln.

Bränslebehovet för spridning av konstgödsel ($Bränslebehov_{mg}$) sattes till 0,49 l/ha baserat på Lindgren and Hansson (2002). Det totala mineralgödselbehovet ($Massa_{mg}$) beräknades till 583 kg/ha. Mängden mineralgödsel som ersatte biogödseln i referensfallet ($Massa_{ersatt-mg}$) varierade beroende på scenario eftersom kväveförluster i fält och rötresthantering påverkar $Massa_{ersatt-mg}$. Den beräknades till 217 respektive 218 kg/ha i *Min-* och *Default-*scenariot samt 232 respektive 234 kg/ha i *Max-*scenariot för referensen till anläggning 1 respektive anläggning 2. Emissioner av växthusgaser för användning av drivmedel i en dieselmotor togs från NTMcalc v4.0 (Tabell 8, Network for Transport Measures, 2022).

Den totala klimatpåverkan från transport och spridning i referensfallet beräknades till 5,9 respektive 5,7 g CO₂-ekv/ton substrat för anläggning 1 respektive anläggning 2 i *Min-* och *Default-*scenarierna. I *Max-*scenariot beräknades klimatpåverkan till 5,7 respektive 5,5 g CO₂-ekv/ton substrat hos de två anläggningarna.

Emissioner av direkt och indirekt lustgas beräknades på samma sätt som för biogödseln (ekvation 3-8). För att beräkna fraktionen av totalkvävet som avgår som ammoniak och kväveoxider i ekvation 7 ($Frac_{GASx}$) användes data från tabell 5.29 i NIR (Naturvårdsverket, 2022), vilken bygger på aktivitetsdata från svenska förhållanden mellan 1990 och 2019. Medelvärdet 0,205 användes.

Den totala klimatpåverkan från lustgasutsläpp beräknades till 17000 och 15000 g CO₂-ekv/ton substrat från anläggning 1 respektive anläggning 2 i *Min-* och *Default-*scenarierna. I *Max-*scenariot beräknades klimatpåverkan till 16000 respektive 15000 g CO₂-ekv/ton substrat. I samtliga scenarier stod de direkta utsläppen för 90 % av klimatpåverkan.

FE ett ton behandlat avfall (21 % TS)

Vid användandet av *FEsubstrat* inkluderades insamling och kompostering av samma avfall som användes som substrat i biogassystemet. Produktion, distribution och användning av fossil diesel inkluderades också eftersom kompostering inte producerar något fordonsbränsle. Då kompostmaterialet mestadels används till produktion av trädgårdsjord och liknande ändamål (Naturvårdsverket, 2022), ej som gödningsmedel i jordbruket, inkluderades även här produktion och användning av mineralgödsel samt emissioner från den applicerade mineralgödseln. För en rättvis jämförelse mellan systemen modellerades och inkluderade markkolsförändringar till följd av användningen av kompost i referensfallet, eftersom den bidrar till uppbyggnad av markkol även om användningen sker utanför jordbruket.

Produktion, användning av och emissioner från den applicerade mineralgödseln var ekvivalenta med referensfallet för *FEbiogödsel*.

Insamlingen av avfall i referenssystemet antogs ske på samma sätt som i biogassystemet. Samma fordon, bränslen och transporterade distanser användes. Emissionerna från insamling av avfall var således ekvivalenta per ton behandlat avfall som i biogödsel-scenarierna.

Emissioner (Em) relaterade till komposteringen beräknades med hjälp av ekvation 10, vilken är en förenkling av ekvation 4.1 och 4.2 i IPCCs NGHGG (Eggleston et al., 2006).

$$Em_x = M_x \times EF_x \quad (10)$$

EF_x sattes till 10 respektive 0,6 g gas/kg behandlat substrat för metan respektive lustgas i samtliga scenarier. De är defaultvärden i IPCCs NGHGG (Eggleston et al., 2006), vilka även används i den svenska växthusgasrapporteringen (Naturvårdsverket, 2022).

Den totala klimatpåverkan från komposteringsprocessen beräknades till 91000 g CO₂-ekv/ton substans för referensfallen i båda anläggningarna och samtliga scenarier, varav metan stod för 62 % och lustgas för resterande klimatpåverkan.

Dieseln som producerades i referenssystemet antogs leverera samma mängd energi till tankstationen som i biogassystemet och beräknades därför baserat på det totala energiinnehållet i den levererade fordonsgasen per ton behandlat avfall. Värmevärde och densitet för den fossila dieseln sattes till 9,8 MWh/m³ respektive 815 kg/m³ (Energimyndigheten, 2019). Emissioner från produktion, distribution samt användning av den fossila dieseln hämtades från databasen NTMCalc v4.0 (Tabell 8, Network for Transport Measures, 2022).

Den totala klimatpåverkan från dieseln beräknades till 220000 och 180000 g CO₂-ekv/ton substrat för referensfallet till anläggning 1 respektive anläggning 2 i *Min*- och *Default*-scenarierna samt 220000 och 170000 g CO₂-ekv/ton substrat i *Max*-scenariot.

Markkols effekter – referens

Markkols effekterna från komposten beräknades på samma sätt som för biogödseln. Ett *h*-värde på 0,34 antogs (Cardinael et al., 2022). Det baserades på det rapporterade värdet för rötslam i Andrén and Kätterer (1997) eftersom inga *h*-värden baserade på direkta mätningar på kompost gått att finna i litteraturen.

Klimatpåverkan efter 25 år från det extra kol som tillfördes marken med komposten i referensfallet beräknades till -8600 och -7000 g CO₂/ton behandlat substrat från referensen till anläggning 1 respektive anläggning 2 i samtliga scenarier. Anledningen till att klimat-effekten inte varierade mellan referensfallen i de olika scenarierna var att komposteringsprocessen behandlade samma mängd substrat i samtliga scenarier, vilket ledde till samma mängd kol i den färdiga komposten, samt att emissionsfaktorn för CH₄ var konstant.

3.2. Markkols effekter

För att bedöma biogödselns stabilitet vid applicering på jordbruksmark och dess potentiella bidrag till markkolspoolen användes markkolsmodellen ICBM (Andrén and Kätterer, 1997). En viktig parameter i ICBM är humifieringsfaktorn (*h*). Den styr storleken på bidraget från det kol som tillförs marken till den långsiktiga uppbyggnaden av markkolspoolen. Det *h*-värde som användes i livscykelanalysen baserades på laboratorieförsök med de två rötresterna som beskrivs i avsnitt 3.1.2.

Vid beräkning av *h*-värden för olika kolkällor krävs normalt data från fältförsök som pågått många år, där även information om tillförda mängder och typ av organiskt material sparats. Vid den ursprungliga kalibreringen av ICBM använde man sig av en 35 år gammal tidsserie med 7 olika behandlingar (Andrén and Kätterer, 1997).

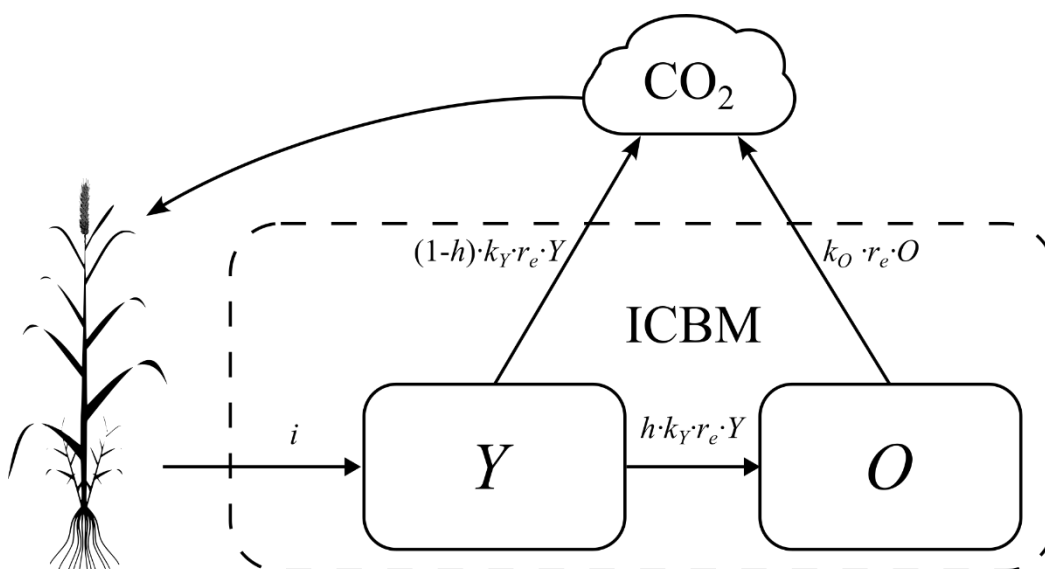
De studier som låg till grund för skattningen av biogödselns *h*-värde pågick endast under 3 år. Under en sådan tidsrymd är det inte möjligt att urskilja förändringar hos markkolspoolen i fält vilka kan användas till att bestämma *h*-värdet för olika kolkällor. Istället användes i detta projekt respirometerförsök där fukthalten och temperaturen hölls konstant vid 56 % respektive 20°C under 36 veckors tid, vilket motsvarar flera års nedbrytning i fält. Årsmedeltemperaturen i olika jordbruksområden i Sverige varierar exempelvis mellan 2-8°C, från Norrlandskusten i norr till Smygehuk i söder.

Avsnitt 3.2.1 beskriver hur markkolsmodellen ICBM fungerar och hur den användes vid modelleringen av biogödselns effekter. Avsnitt 3.2.2 beskriver laboratorieförsökens

upplägg samt hur de h -värden som användes vid modelleringen av markkol i livscykelanalysen beräknats.

3.2.1. Modellering av markkol

ICBM är en relativt enkel markkolsmodell som tagits fram för att kunna uppskatta utveckling av organiskt markkol (SOC) i lantbruksjordar (Andrén and Kätterer, 1997). I grundmodellen antas jorden bestå av två separata pooler, en ung (Y) och en gammal (O), kopplade i serie (Figur 5). Allt nytt kol som tillförs jorden (i) går in i Y -poolen, varifrån det antingen går vidare till O -poolen eller återförs till atmosfären. Kolets uppehållstid i respektive pool bestäms av vardera första ordningens reaktionskoefficient (k_Y och k_O). Nedbrytningshastigheten kan modifieras med hjälp av en parameter som beskriver effekter från externa faktorer (r_e) som påverkar temperatur och fukthalt i marken, exempelvis jordart, klimat och grödan som odlas (Andrén et al., 2004). Andelen kol som går vidare från Y - till O -poolen bestäms av humifieringsfaktorn (h), vilken är specifik för varje enskild kolkälla. Allt kol som lämnar O -poolen återförs till atmosfären.



Figur 5. En schematisk bild över ICBM där pilarna illustrerar flöden av kol. Variabler och parametrar som används i denna rapporters version av ICBM visas inom den streckade ramen.

Y -poolen når snabbt ett nytt jämviktsläge när inflödet av nytt kol (i) förändras, medan det tar mycket lång tid för O -poolen att nå ett nytt jämviktsläge. Detta beror på att storleken på k_Y och k_O skiljer sig med ungefär två tiopotenser ($k_Y \gg k_O$). Eftersom uppehållstiden är mycket högre i O -poolen är dess andel av det totala markkolelet ofta betydligt högre än Y -poolens.

En avgörande faktor för den relativa storleken hos de två poolerna, samt det slutgiltiga jämviktsläget i O -poolen¹⁴, är h -värdet för det material som tillförs jorden. I den version av ICBM som användes i denna studie beräknades kolpoolernas förändring i diskreta tidssteg, med en steglängd på ett år (Andrén et al., 2004). h -värdet beskriver då den andel av kolet som bryts ned i Y -poolen och överförs till O -poolen under ett år. Ett högre h -värde medför att mer kol hamnar i O -poolen. Eftersom O -poolen bryts ned betydligt långsammare än Y -poolen innebär det att en kolkälla med högre h -värde bidrar mer till det totala markkolförrådet.

Mängden kvarvarande kol i Y -poolen från tillfört organiskt material beräknades för varje tidssteg enligt ekvation 11, där Y_{t-1} representerar mängden kol i Y -poolen i föregående tidssteg och i_{t-1} den mängd kol som tillförts med organiskt material under samma tidssteg.

$$Y_t = (Y_{t-1} + i_{t-1})e^{-k_Y \cdot r_e} \quad (11)$$

Mängden kol i den gamla kolpoolen beräknades enligt ekvation 12 där O_{t-1} representerar mängden kol i O -poolen i föregående tidssteg.

$$O_t = \left(O_{t-1} - \left(\frac{h \cdot k_Y}{k_O - k_Y} (Y_{t-1} + i_{t-1}) \right) \right) e^{-k_O \cdot r_e} + \frac{h \cdot k_Y}{k_O - k_Y} (Y_{t-1} + i_{t-1}) e^{-k_Y \cdot r_e} \quad (12)$$

ICBM kalibrerades ursprungligen mot långliggande fältförsök på en lerjord utanför Ultuna i Uppland. Vid kalibreringen av k_Y och k_O sattes r_e till 1 (Andrén and Kätterer, 1997). Specifika r_e -värden kan beräknas för olika kombinationer av jordar, klimat och grödor (Bolinder et al., 2008, 2007), men i denna studie utfördes ingen sådan beräkning, utan r_e sattes till 1 i alla jordar.

Under antagandet att olika kolkällor som tillförs en och samma jord inte påverkar varandras nedbrytningshastighet kan modellen utökas med separata kolpooler för olika kolkällor (Kätterer and Andrén, 2001). Varje kolkälla ges då en egen Y -pool vars O -pooler också kan hållas separerade, efter behov. Summan av samtliga kolpooler beskriver, som tidigare, den totala mängden markkol, ($SOC = \sum Y + \sum O$) (Figur 6).

Eftersom de separata kolpoolerna inte påverkar varandra i ICBM modellerades endast biogödselets bidrag till det totala SOC i denna studie. Olika grödors bidrag till markkolet varken påverkar eller påverkas av biogödselet¹⁵ och är därför inte relevanta för biogödselets bidrag till att bygga upp markolspoolen och klimateffekter därav.

¹⁴ Genom h -värdets effekt på O -poolens jämviktsläge är den också starkt bidragande till den totala kolinlagringspotentialen.

¹⁵ Här menas att kolkällan från gröda respektive biogödsel inte påverkar varandras nedbrytningshastighet när dessa väl har hamnat i marken. Det syftar inte på biogödselets effekter på avkastningen.

Tabell 3. Karakteristika för de jordar som användes vid respirationsförsöken.

Geografiskt ursprung	Andel jordart (%)			C-halt (%)	C/N-kvot	pH
	Ler	Silt	Sand			
Öjebro	11,9	28	60,1	1,54	11	6,2
Rådde	8,4	35,4	56,2	3,48	12	5,7
Ultuna	39,7	41,3	19	1,51	10	6,6

Behandlingar

Inkuberingen genomfördes genom att tillföra 30 g TS av varje jord till lufttäta inkubationskärl, varefter fukthalten justerades till 65 % av den vattenhållande kapaciteten genom tillförsel av avjoniserat vatten. Efter två veckors preinkubation tillfördes sex olika behandlingar till samtliga jordar, vilka numrerades och gavs förkortningar (Tabell 11). Både lednummer och förkortning används fortsättningsvis i den här rapporten.

Tabell 11. Beskrivning av de olika behandlingar som applicerades på samtliga tre jordar vid inkubering i respirometern samt de förkortningar som använts i denna rapport för respektive behandling.

Led nr	Behandling	Förkortning
1	Rötrest från Kungsängens gård, Uppsala	RR1
2	Rötrest från Tekniska Verken, Linköping	RR2
3	Ogödsblad kontroll	Kontroll

Alla behandlingar utfördes i fyra replikat och varje inkubationsomgång innehöll även åtta tomma kärl. Vid inkuberingen anpassades mängden rötrest så att mängden C från de olika behandlingarna var 20 mg organiskt C i samtliga rötrestbehandlingar. Eftersom C/N kvoten i rötresterna skilde sig åt ledde detta till olika C/N-kvoter i proven. Aska hämtades också från en fjärrvärmeanläggning och studerades i tre ytterligare led, men i denna rapport fokuseras enbart på biogödselns bidrag till markkolet. Ingen nedbrytning av kol från askan detekterades för övrigt.

Utförande av laboration

Vid tillsatsen av de testade substraten avlägsnades först proverna från respirometern och tilläts torka så att fukthalten efter tillsatsen av rötrest återvände till 65 % av den vattenhållande kapaciteten.

Den ackumulerade koldioxidavgången registrerades timvis och avgiven koldioxid fångades upp i 0,3 M KOH-lösning vilken byttes ut vid fem tillfällen (efter 1,5; 4; 53; 111 och 256 dagar). Härledning av kol till jord respektive rötrest utfördes genom att bestämma kolisotopsammansättningen hos koldioxiden som samlats in i KOH-lösningen. Kolets ursprung kunde på det sättet bestämmas för samtliga led under perioderna 0-1,5; 1,5-4; 4-53; 53-111 samt 111-256 dagar.

Härledning av det omsatta kolet till källan (jord/rötrest/aska) gjordes genom att dividera mängden CO₂-C från respektive källa med den ursprungliga mängden C som tillförts från samma källa, baserat på ¹³C-förekomsten i de uppsamlade proverna och de kända ¹³C-signaturena för de olika jordarna och tillsatserna. Till detta användes ekvation 13 och 14 (Cerri et al., 1985, cited by Béghin-Tanneau et al., 2019).

$$EOM_{CO_2}(t) = \left[\frac{\delta_K - \delta_P}{\delta_K - \delta_T} \right] \times Total_{CO_2}(t) \quad (13)$$

$$SOM_{CO_2}(t) = \left(1 - \left[\frac{\delta_K - \delta_P}{\delta_K - \delta_T} \right] \right) \times Total_{CO_2}(t) \quad (14)$$

EOM i ekvation 13 står för *tillsatsernas* organiska material (*eng.* exogenous organic matter) och SOM i ekvation 14 står för *jordarnas* organiska material (*eng.* soil organic matter). Beteckningen δ i ekvation 13 och 14 står för ¹³C signaturen hos de olika källorna. Subskript *K* står för kontrolljord, *P* för enskilda prov (jord+tillsats) och *T* för tillsatser.

Den naturliga ¹³C-förekomsten i de insamlade proven bestämdes mot Vienna Pee Dee Belemnite standard. För att undvika kontaminering från utandningsluft hanterades proverna i ett väl ventilerat rum där ingen andning förekom. Kärnen avlägsnades och rengjordes efter provtagning i ett annat rum. Den totala CO₂-C koncentrationen och ¹³C förekomsten bestämdes även i rummet vid början och efter var tionde prov för att kunna korrigera de uppmätta värdena för C i den omgivande luften.

Skattning av h-värde för rötrest

För att skatta *h*-värdet hos substraten i de olika behandlingarna passades en dubbel exponentiell modell till mätdata från de olika leden. *h*-värdet approximerades som den stabila fraktionen (*a*) i ekvation 16, vilken bygger på ekvation 15. Det antas här att dynamiken vid nedbrytningen av det tillförda materialet kan representeras av en labil del med en högre reaktionskoefficient (*k*₂) och en stabil del med en lägre reaktionskoefficient (*k*₁) (Wider and Lang, 1982).

$$C(t) = (a \cdot e^{-k_1 t} + (1 - a) \cdot e^{-k_2 t}) \cdot C_0 \quad (15)$$

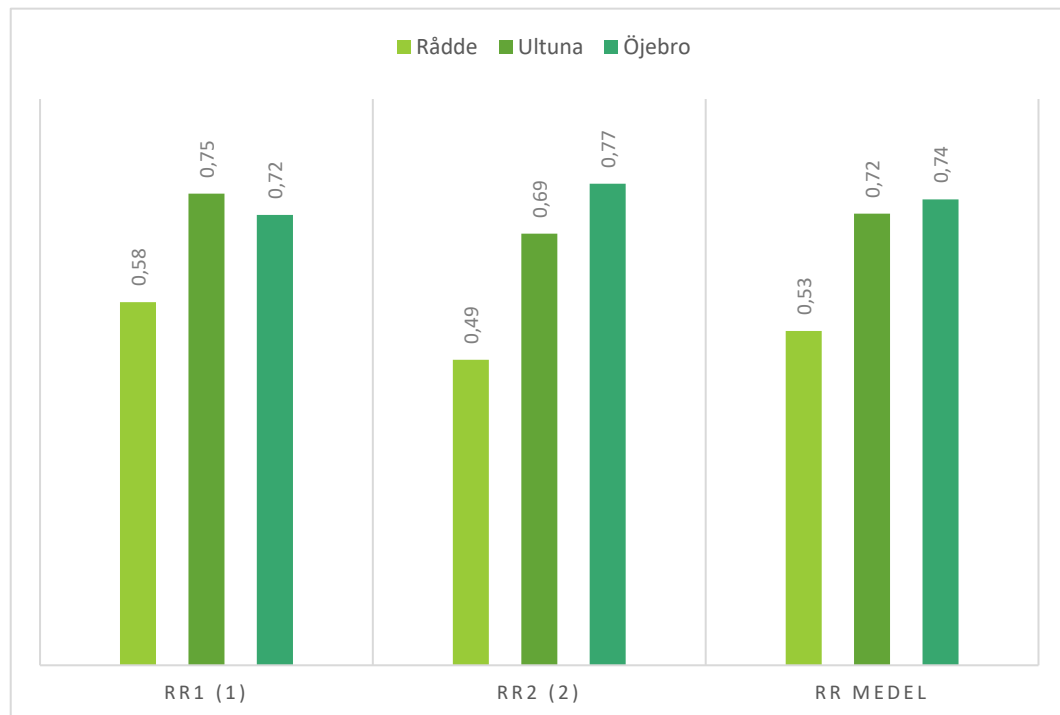
I denna studie sattes *k*₁ i ekvation 15 till 0 eftersom *k*₁ \lll *k*₂ (Keuskamp et al., 2013) vilket leder till ekvation 16. Kvarvarande fraktion kol i marken vid varje tidpunkt (*C(t)*) kan då beräknas med hjälp av ekvation 16.

$$C(t) = (a + (1 - a) \cdot e^{-k \cdot t}) \cdot C_0 \quad (16)$$

Innan bestämningen av *a* kalibrerades *k*-värdet för varje enskild jord, eftersom skillnaderna i jordarnas karakteristika kan förväntas påverka nedbrytningshastigheten hos ett och

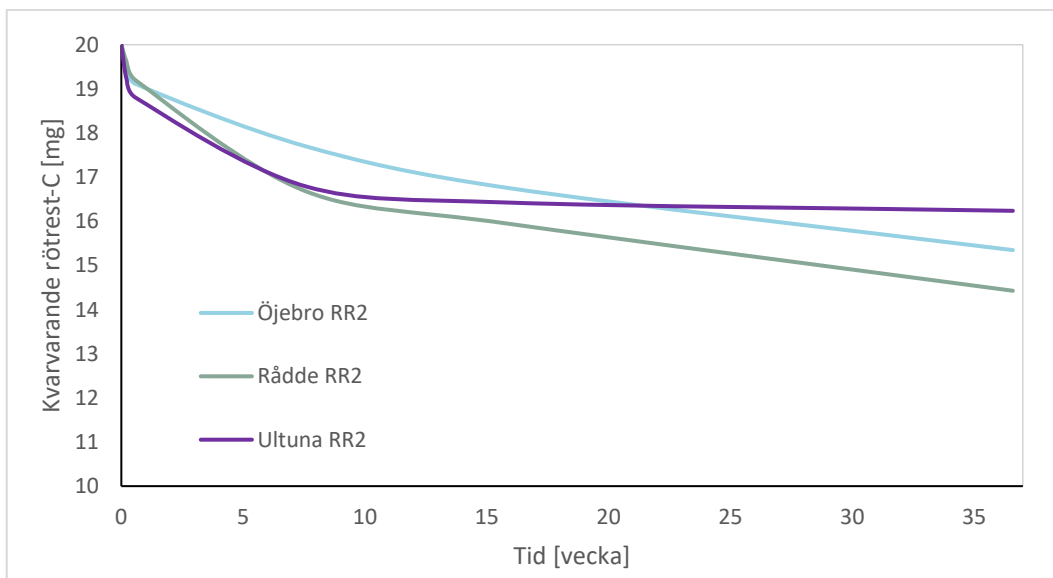
samma material. Det gjordes genom att minimera kvadraten på felet (*RMSE*) mellan mätdata och det modellerade $C(t)$ hos den ögödslade kontrolljorden (led 3), med villkoren att $0 \leq a \leq 1$ och $k > 0$.

Vid bestämningen av a för rötresterna i led 1 och 2 användes det specifika k -värde som beräknats för var och en av de tre jordarna, samt den ackumulerade koldioxidavgången som registrerats i respirometern, vilken allokerats till rötresten med hjälp av kolisotopmätningarna i respektive led. Även här minimerades *RMSE*, men endast a tilläts variera.



Figur 7. Beräknade a -värden för led 1 och 2 samt medelvärde för de två rötresterna i var och en av de använda jordarna.

Ett a -värde beräknades för varje jord och led (Figur 7). Det framgår tydligt av Figur 8 att nedbrytningen av biogödseln är snabbare i sandjordarna (Öjebro och Rådde) än i lerjorden (Ultuna).



Figur 8. Kvarvarande kol från Rötrest 2 (RR2) i de tre studerade jordarna.

Vid modellering av markkolet i livscykelanalysen användes medelvärdet av a -värdet för samtliga led och jordar (led 1 och 2) som approximation för biogödselns h -värde (Tabell 12).

Tabell 12. De beräknade a -värden som användes som h -värde vid modelleringen av biogödselns markkoleffekter i livscykelanalysen. Max- och Min-värdena motsvarar de högsta respektive lägsta värdena från samtliga led och jordar. Default-värdet motsvarar medelvärdet för båda led och samtliga tre jordar.

	Max	Default	Min
Biogödsel utan aska	0,77	0,66	0,49

4. Resultat och diskussion

Kombinationen av två funktionella enheter, tre scenarier och två olika biogödslar möjliggör en mängd olika sätt att studera och uttrycka klimatpåverkan från biogödsel och biogassystem. I detta avsnitt presenteras några utvalda resultat som används för att diskutera och dra slutsatser om biogödselns och biogassystemets potentiella bidrag till att uppnå klimatneutralitet i det Svenska jordbruket till år 2045

4.1. Klimatpåverkan från ett ton biogödsel (4,6 % TS)

Den totala klimatpåverkan är specifik för varje enskild samrötningsanläggnings biogödsel. Avfallets sammansättning har en stark inverkan på förhållandet mellan olika näringsämnen i biogödseln. Här redovisas endast resultaten för *FEbiogödsel* med ekonomisk allokering. Vid ekonomisk allokering allokerades 5 % respektive 6 % av utsläppen från insamling och transport av avfall samt delprocesser i biogasanläggningen, förutom uppgradering och användning av fordonsgasen till biogödsel 1 respektive 2. Det ökade den totala klimatpåverkan med 0,3 %, 0,7 % samt 1,3 % i *Min*-, *Default*- respektive *Max*-scenarierna för biogödsel 1 och 0,6 %, 1,4 % samt 2,0 % för biogödsel 2.

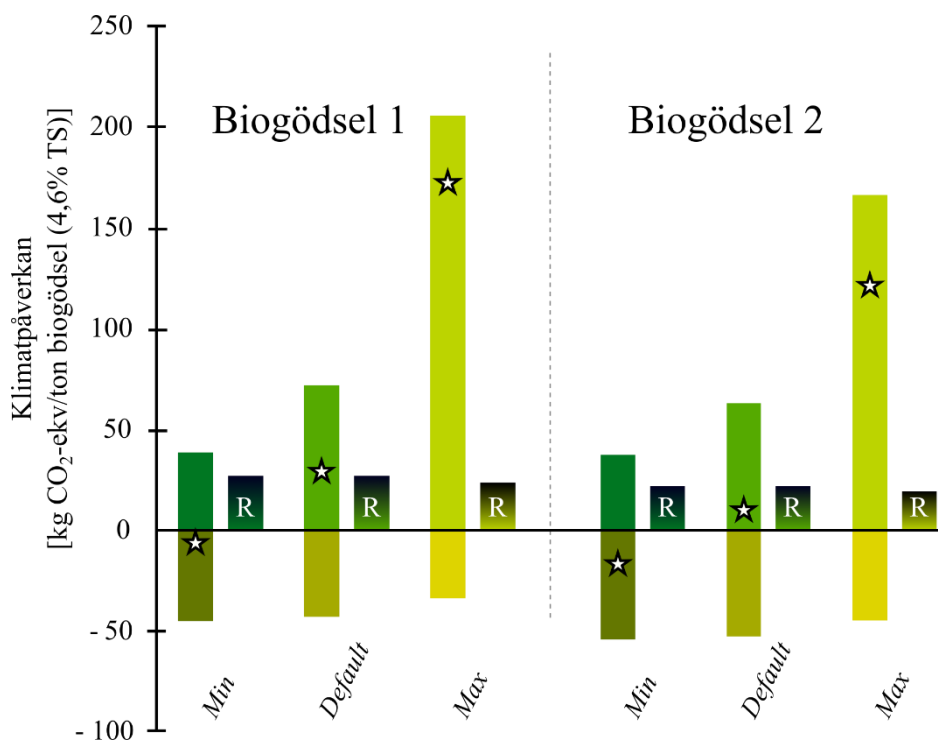
I *Default*-scenariot var den totala klimatpåverkan från biogödsel 1 respektive 2 28 respektive 9 kg CO₂-ekv/ton biogödsel. I detta värde inkluderas effekten av markkolsupbyggnaden vid årlig applikation av biogödsel, vilken potentiellt kan bidra till att binda in 44 respektive 53 kg CO₂-ekv/ton biogödsel under de första 25 åren efter påbörjad användning i jordbruket (Figur 9). Bidraget till markkolsupbyggnaden motverkar klimatpåverkan från produktion och användning av biogödseln.

Den totala klimatpåverkan i *Min*-scenariot var negativ med -7 respektive -18 kg CO₂-ekv/ton biogödsel för biogödsel 1 respektive biogödsel 2. I *Max*-scenariot var klimatpåverkan 171 respektive 121 kg CO₂-ekv/ton biogödsel.

Att klimatpåverkan från biogödsel 2 var så pass mycket lägre än den från biogödsel 1 förklarades främst av att den hade 24 % högre TS-halt. Vid omräkning till *FEbiogödsel* minskade därför bidraget från biogassystemet för biogödsel 2 relativt det för biogödsel 1.

Eftersom mängden näringsämnen i de två råa biogödslarna var liknande blev klimatpåverkan från referensen för biogödsel 1 därför 23 % högre än referensen för biogödsel 2 (Figur 9).

Den totala klimatpåverkan från biogödslarna var lägre än referensfallen i *Min*-scenariot för bägge biogödsel. I *Default*-scenariot hade biogödsel 2 betydligt lägre total klimatpåverkan än referensen medan biogödsel 1 hade något högre. I *Max*-scenariot var den totala klimatpåverkan betydligt högre för båda biogödsel på grund av de höga utsläppen från rötresthanteringen, samt att alla utsläpp från denna allokerades till respektive biogödsel. Referensen innehöll samtidigt enbart utsläpp från produktion och användning av mineralgödsel motsvarande biogödselns näringsvärde. Dessa minskade i *Max*-scenariot då de höga ammoniakförlusterna vid lagring av rötrest utan tak ledde till mindre ersatt mineralgödsel.



Figur 9. Total klimatpåverkan från biogödsel producerad i anläggning 1 respektive anläggning 2. Den positiva delen av figuren inkluderar effekten av utsläpp från biogödseln utan markkollseffekter. Den negativa delen av figuren representerar markkollseffekterna, medan stjärnan (☆) markerar den totala effekten i respektive scenario. Referensen (R) är placerad i direkt anslutning till höger om respektive scenario.

Min-scenariots klimatpåverkan utan markkollseffekter var 46 % respektive 41 % lägre än *Default*-scenariots för biogödsel 1 respektive biogödsel 2. Motsvarande för *Max*-scenariot var 190 % respektive 170 % högre. I *Default*-scenariot hade biogödsel 1 14 % högre klimatpåverkan än biogödsel 2 utan markkollseffekter.

Klimat effekterna från ökat markkol var 5 % respektive 3 % större i *Min*-scenariot än i *Default*-scenariot eftersom förlusterna av kol i form av metanemissioner var mindre i detta scenario vilket ledde till ett ökat kolinnehåll i biogödseln. I *Max*-scenariot var klimat effekten från ökat markkol 21 % respektive 15 % mindre än i *Default*-scenariot eftersom kolförlusterna innan spridning var betydligt högre i detta scenario, vilket ledde till ett lägre kolinnehåll i biogödseln. I samtliga fall var klimat effekterna från markolet negativa, vilket betyder att kolinlagringen motverkar global uppvärmning från produktion och användning av biogödseln.

Resultaten ovan ger en indikation på klimatnyttan från biogödselns potentiella bidrag till markolet. De illustrerar också hur stor betydelse emissioner av metan och andra växthusgaser från produktionssystemet kan ha för den totala klimatpåverkan. Dessa kan avgöra om biogödselns totala klimatpåverkan är lägre eller högre än den mineralgödsel som studerats i referensfallet.

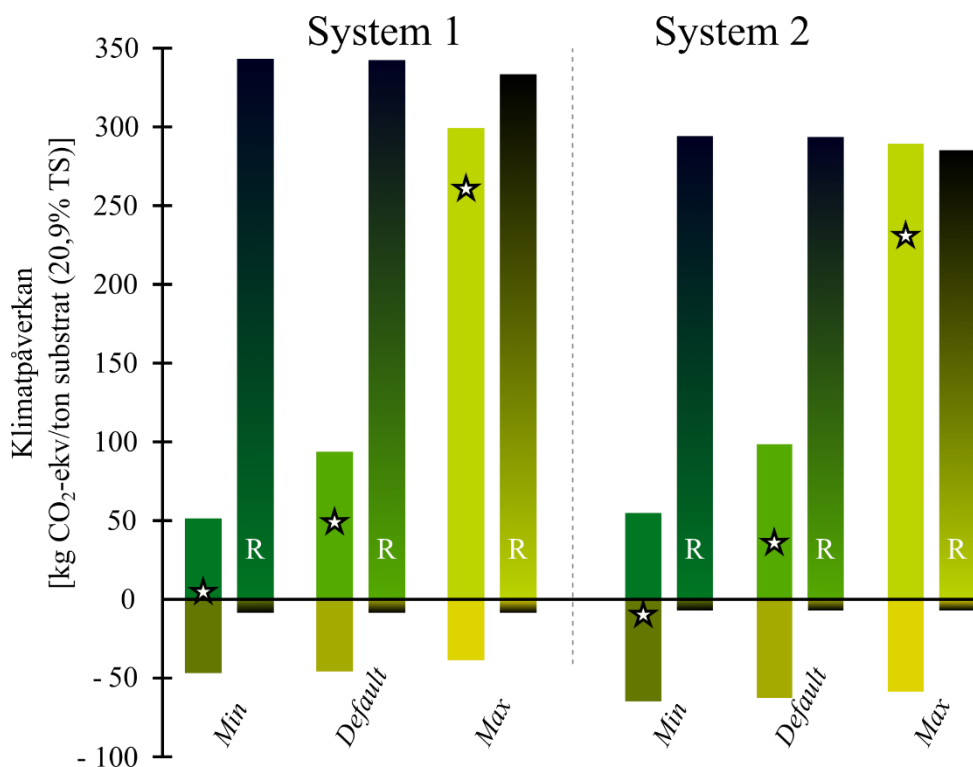
Resultaten ger dock inte en fullständig bild av nyttan med biogödsel då den är en samprodukt vid biogasproduktion som produceras oavsett dess slutanvändning, medan mineralgödsel enbart produceras för användning som gödselmedel i jordbruket. Med andra ord skulle utsläpp från rötresthanteringen ske oavsett om biogödseln användes i jordbruket eller ej. I denna studie inkluderades inte dessa utsläpp i referensen, men om så skulle göras skulle emissioner ifrån rötresthanteringen öka klimatpåverkan från referensen signifikant.

Det är dock möjligt att hantera rötrester på många olika sätt, och antagandet att de lagras ifall de inte är avsedda att användas som biogödsel i jordbruket skulle kunna vara missvisande. I denna studie har den alternativa hanteringen av rötrest inte studerats närmre. Istället studerades klimatpåverkan från biogassystemet, med samtliga funktioner inkluderade, jämfört med alternativa system som uppfyller samma funktioner.

4.2. Klimatpåverkan från biogassystemet

Total klimatpåverkan

Den totala klimatpåverkan var relativt lika hos de två biogasanläggningar som modellerades. System 1 respektive 2 hade en total klimatpåverkan, med markkollseffekten inkluderad, på 49 respektive 36 kg CO₂-ekv/ton substrat i *Default*-scenariot. Markkollseffekten motsvarade ett upptag på 45 respektive 63 kg CO₂-ekv/ton substrat i respektive biogassystem (Figur 10).



Figur 10. Total klimatpåverkan från biogassystemet respektive referenssystemet i de tre scenarierna för substrat 1 respektive 2, med samtliga biogassystemets funktioner inkluderade: behandling av avfall, produktion av drivmedel samt produktion av gödningsmedel. Den positiva delen av figuren inkluderar utsläppen från biogas- respektive referenssystemet, utan markkols effekter. Den negativa delen av figuren inkluderar markkols effekterna. Stjärnan (☆) markerar den totala effekten i respektive scenario. Referensen (R) för varje scenario är placerad i direkt anslutning till höger om respektive scenario.

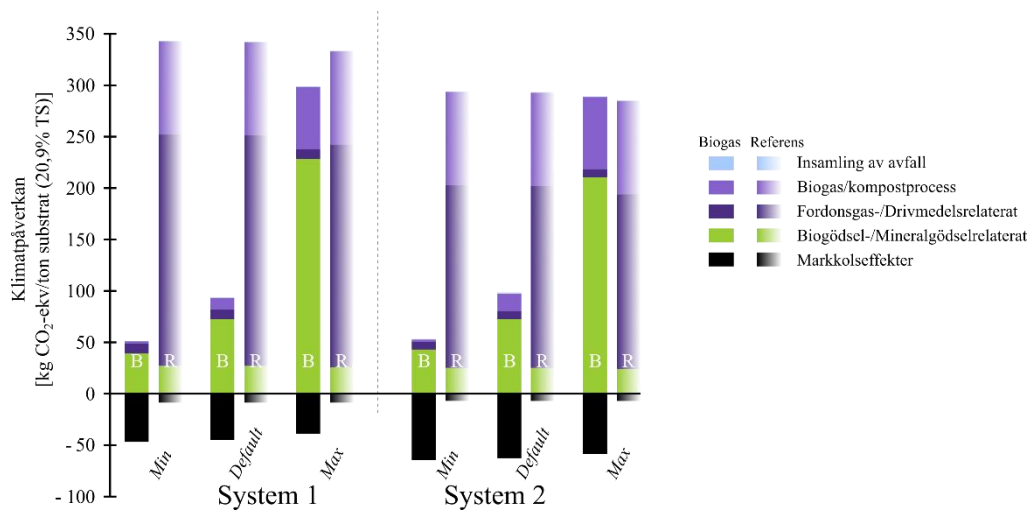
Skillnaden mellan *Min*- och *Default*-scenarierna utan markkols effekter liknade den för *FEbiogödsel*, med 45 % respektive 44 % lägre klimatpåverkan från system 1 respektive 2 i *Min*-scenariot. Klimatpåverkan från *Max*-scenariot var 220 % respektive 190 % högre än i *Default*-scenariot.

Klimat effekterna från ökat markkol var även här 5 % respektive 3 % större i *Min*-scenariot jämfört med *Default*-scenariot för system 1 respektive 2. I *Max*-scenarierna var de 13 % respektive 6 % lägre än i *Default*-scenariot.

Bidrag från delprocesser

Metanutsläppen från uppgradering av fordonsgasen var näst intill identiska i samtliga scenarier eftersom samma skrubberteknik och förbränningsemissioner antogs. Utsläpp från uppgradering är starkt kopplad till skrubberteknik samt om anläggningen är utrustad med utsläppskontroll, exempelvis i form av regenerativ termisk oxidering (RTO) (Moscato et al., 2020). I denna studie antogs vattenskrubbern inte vara utrustad med någon utsläppskontroll. Av de idag använda skrubbrarna i Sverige har aminskrubbrar absolut lägst metanutsläpp, men det totala energibehovet är högre än hos andra typer av skrubbrar (Bauer

et al., 2013). För att minska klimatpåverkan från fordonsgasuppgraderingen, vilket alltid bör eftersträvas, är RTO ett effektivt alternativ att reducera metanutsläppen (Ritzkowski and Stegmann, 2007).



Figur 11. Bidrag till klimatpåverkan från de olika delprocesserna i biogassystem (B) 1 och 2 respektive referensfallen (R) för respektive scenario.

I jämförelse med referenssystemet är miljöpåverkan från fordonsgasrelaterade processer mycket liten (Figur 11). Biogasen ersätter i denna studie fossil diesel vars klimateffekter vid förbränning av bränslet är mycket högre, och mer långlivade, då de ökar koldioxidkoncentrationen i atmosfären. Ur ett livscykelperspektiv ökar biogen koldioxid inte koldioxidkoncentrationen i atmosfären så länge permanenta förändringar av kolpoolerna undviks. Det undviks normalt vid produktion av biomassa för konsumtion som livsmedel, vilka ingår i ett slutet kretslopp av kol.

Det är rimligt att anta att fossil diesel kommer vara det alternativa bränsle som ersätts vid användning av biogas i tyngre fordon eftersom tillgången på förnyelsebara alternativ som kan användas i förbränningsmotorer är begränsad inom överskådlig framtid. Den globala efterfrågan på energi gör det också svårt att ersätta fossila drivmedel utan signifikanta energieffektiviseringar och beteendeförändringar. Nuvarande efterfrågan leder helt enkelt till att trycket på de naturresurser som krävs för framställning av alternativa drivmedel riskerar bli högre än vad som är hållbart för ekosystemen.

Biogasprocessen stod för en varierande andel av klimatpåverkan i de tre scenarierna (4 %–24 %). Metanemissionerna var även här ansvariga för 85–93 % av klimatpåverkan. Metanemissionerna var betydande, även i *Min*-scenariot där facklan antogs ha en hög effektivitet. Detta berodde på den stora andel gas som facklades, vilket inte är ovanligt i biogasanläggningar. I medel facklades 10,4 % av den producerade biogasen i Svenska biogasanläggningar under åren 2015-2020 (Klackenberg, 2021).

De största utsläppen från biogasprocessen i *Max*-scenariot kom dock från andra delar av anläggningen (diffusa utsläpp). De antogs här motsvara 12 % av den producerade gasen, vilket är betydligt mer än vad en genomsnittlig anläggning släpper ut enligt Avfall Sveriges frivilliga emissionsmätningar 2007-2015 (Avfall Sverige, 2016). I dessa mätningar var medelvärdet för metanutsläpp mindre än 1 % av den genererade biogasen. Den siffran representerar dock endast ett 20-tal anläggningar som frivilligt åtagit sig att mäta och rapportera utsläppen. Enligt en sammanställning av Bakkaloglu et al. (2022) står ett fåtal anläggningar för majoriteten av metanutsläppen från biogasproduktionen. Det finns därför goda skäl att lägga resurser på att detektera och minimera även diffusa utsläpp hos biogasanläggningar.

Den allra största potentiella klimatpåverkan från biogassystemet står biogödseln och rötresthanteringen för. I *Min*-scenariot var lustgasutsläppen från den spridda biogödseln 60 % högre än från mineralgödseln i referensfallet. Totalt stod de för 2/3 av klimatpåverkan. Det berodde på att biogödselgivan baserades på andelen växttillgängligt kväve, vilket är ungefär hälften av totalkvävet i biogödsel, medan mineralgödselgivan baserades på totalkvävet. Samtidigt baserades lustgasutsläppen i bägge fall totalkvävet. Resterande klimatpåverkan härrörde i detta scenario nästan uteslutande från metanemissioner i rötrestlagret.

I övriga scenarier dominerades klimatpåverkan av metanemissionerna från rötrestlagret (55-62 % respektive 84-88 % i system 1 respektive 2). Emissioner från rötrestlager är svåra att mäta då de varierar över tid och inte sker som punktutsläpp. Eftersom metanläckage inte syns ägnas de inte alltid så stor uppmärksamhet, men studier som gjorts visar att de kan vara så stora att de upphäver den potentiella klimatnyttan med biogassystemet (*e.g.* Baldé et al., 2016; Liebetrau et al., 2013).

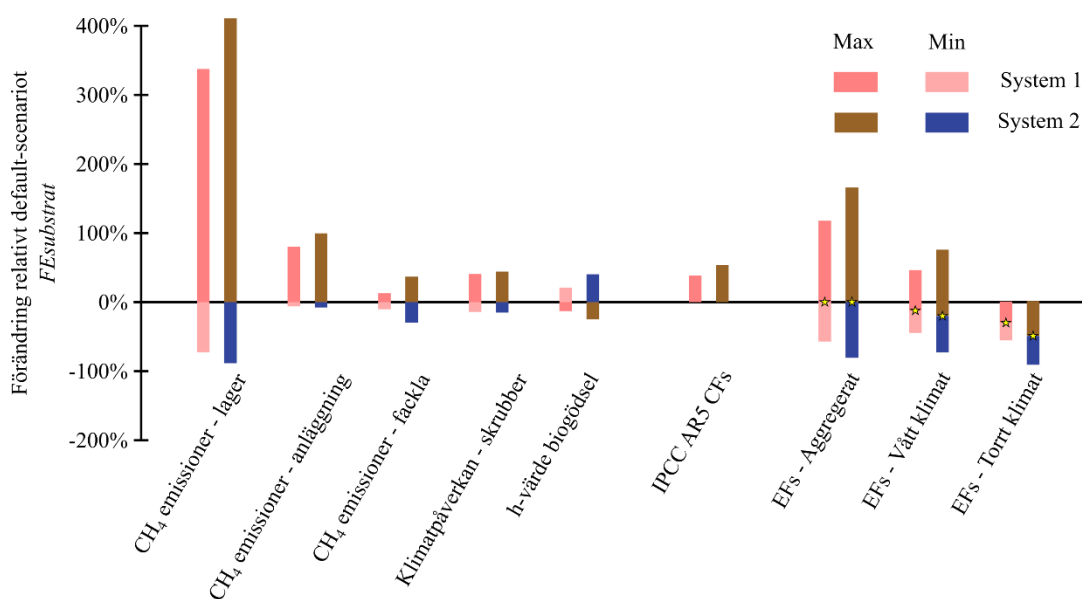
Det finns för närvarande incitament för en ökad biogasproduktion i Europa då behovet av energi att ersätta fossil gas och olja är mycket stort. Det är därför angeläget att undvika metanutsläpp från biogassystem. Risken är annars stor att biogassystemens positiva bidrag till att motverka klimatförändringar äts upp av lika stor klimatpåverkan från emissioner i form av metan.

4.3. Känslighetsanalys

Resultaten i avsnitt 4.1 och 4.2 ger en god insikt i vilka delar av ett samrötningsbaserat biogödsel- och biogassystem som kan orsaka betydande klimatpåverkan. De ger också indikationer på var insatser att minska klimatpåverkan skulle kunna få störst effekt från ett klimatpåverkansperspektiv. Det finns dock en rad parametrar och variabler i det studerade

systemet som kan ha en inverkan på slutresultatet vilka inte varierades mellan de redovisade scenarierna. Samtidigt varierades många variabler parallellt i de studerade scenarierna, vilket komplicerar härledning av klimatpåverkan till enskilda källor.

I denna känslighetsanalys har därför de variabler och parametrar som antas kunna ha betydande inverkan på slutresultatet studerats var för sig. Här redovisas effekten på den totala klimatpåverkan i *Default*-scenariot av de variabler och parametrar som hade en betydande inverkan på slutresultatet. Den fullständiga känslighetsanalysen, samt en detaljerad beskrivning av hur den utfördes för enskilda variabler och parametrar återfinns i Bilaga 1.

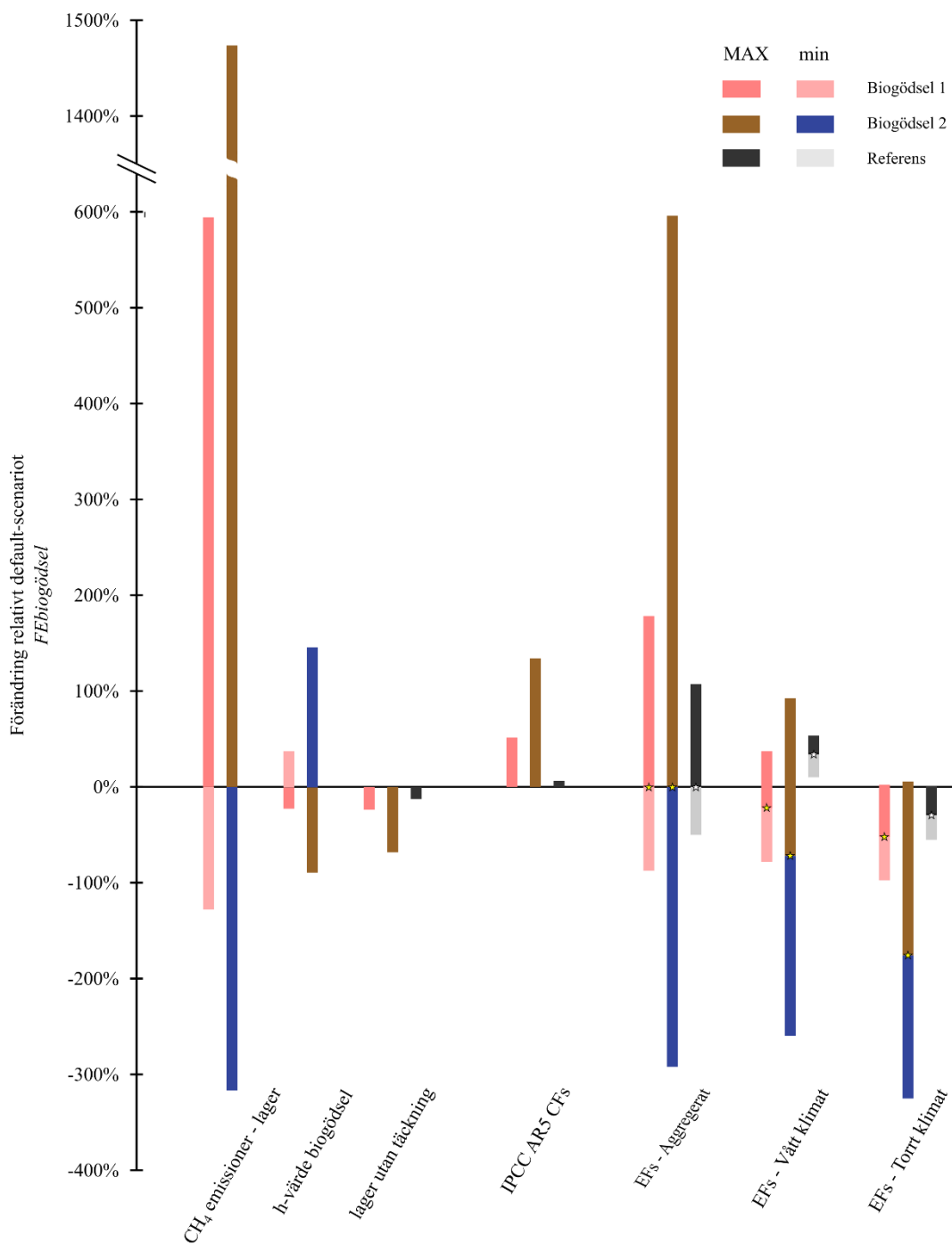


Figur 12. Effekten på den totala klimatpåverkan för biogassystem 1 och 2 i *Default*-scenariot vid variation av några av de variabler och parametrar som hade stor inverkan på slutresultatet. Stjärnan (☆) i EF-staplarna representerar effekten av att använda default-värdet för respektive parameter, vilket varierar mellan våta och torra klimat.

Eftersom metanläckage från olika delar av värdekedjan identifierades som den största bidragande orsaken till klimatpåverkan från biogassystemet varierades alla kända utsläppskällor en åt gången mellan de värden som användes i *Min*- och *Max*-scenariot, medan resterande inställningar hölls desamma som i *Default*-scenariot (se avsnitt 3.1.7).

Emissioner av metan från rötrestlager med höga emissionsnivåer (12 %) hade i det fallet potential att öka klimatpåverkan med 340 respektive 400 % i biogassystem 1 och 2 (Figur 12) samt 600 % respektive 1500 % för biogödsel 1 och 2 (Figur 13). Samtidigt minskade den potentiella totala klimatpåverkan med låga metan-emissionsnivåer från rötrestlagret (0,7 %) med 70 % respektive 90 % i både biogassystem 1 och 2. Effekten på biogödseln var ännu större med en minskning på 130 % respektive 320 % för biogödsel 1 respektive 2. En minskning med mer än 100 % innebär att systemet blir klimatnegativt och motverkar global uppvärmning. Detta understryker vikten av att finna metoder att minimera

produktion och läckage av metan från rötrestlager för att kunna maximera klimatnyttan med biogassystem (Bakkaloglu et al., 2022; Ericsson et al., 2020; Hrad et al., 2015).



Figur 13. Effekten på den totala klimatpåverkan från biogödsel 1 och 2 i Default-scenariot vid förändring av de variabler och parametrar som hade störst inverkan på slutresultatet (med energiallokering). Stjärnan (☆) representerar effekten av att använda default-värdet för respektive EF, vilken skiljer sig mellan våta och torra klimat samt det aggregerade värdet. Förändringen vid användande av olika EF visas både relativt default-värdet för respektive EF (färgade staplar) samt Default-scenariot (0% nivån).

De stora skillnaderna i procentuella förändringar mellan biogödslarna ska tolkas med försiktighet. Tack vare markkolets bidrag till att motverka växthusgasutsläppen från produktion och användning är klimatpåverkan från biogödslarna låga i *Default*-scenariot. Det gör att små förändringar i absoluta tal ger en stor procentuell förändring. Att effekten mätt i procent är betydligt högre för biogödsel 2 jämfört med biogödsel 1 beror också främst på att den totala klimatpåverkan från biogödsel 2 i *Default*-scenariot enbart är 31 % av densamma från biogödsel 1. Effekten mätt i absoluta tal är i många fall högre för biogödsel 1 än för biogödsel 2 (se Tabell A6).

Andra metankällor bidrog inte till biogödselns klimatpåverkan vid användande av energiallokering. I biogasset återfanns dock flera metankällor med signifikant potential att öka klimatpåverkan. Störst av dem var diffusa utsläpp från själva biogasanläggningen, samt utsläpp från uppgraderingen. De ökade den potentiella klimatpåverkan med 80 % samt 100 % respektive 40–70 % för biogasset 1 och 2. Potentialen att minska klimatpåverkan från dessa utsläpp var låg i denna studie. Anledningen till detta var att utsläppen i *Default*-scenariot antogs vara relativt låga (0,22 % från biogasanläggningen samt 0,52 % från uppgraderingsanläggningen). Det leder till relativt låga möjligheter att minska utsläpp. Verkliga utsläpp varierar dock stort mellan anläggningar. Det är därför viktigt att detektera och åtgärda läckage från biogasanläggningar samt att använda bästa möjliga teknik för att minska metanutsläppen från uppgraderingsanläggningar, exempelvis regenerativ oxidering (Moscatto et al., 2020).

Även fackling leder till metanemissioner. I NIR antas dessa vara 10 % av metanet av den facklade gasen. Det är en inte obetydlig utsläppskälla eftersom runt 10 % av den producerade biogasen facklas i Sverige. Dess potentiella inverkan på biogasset totala klimatpåverkan var dock betydligt lägre än den från de diffusa utsläppen och uppgraderingsanläggningen, trots att utsläppen varierades mellan 1-10 % av den facklade gasen. Som tidigare nämnts är fackling nödvändigt för att undvika en ännu större klimatpåverkan från metan som man annars inte har möjlighet att utnyttja eller spara till ett senare tillfälle. Emissioner från fackling är ett problem som biogasanläggningar delar med den fossila energiindustrin. Risken för oförbränd metan vid fackling av biogas är dock större eftersom det lägre värmevärdet i gasen som förbränns är lägre.

Andra parametrar som hade stor betydelse för klimatpåverkan var valet av emissionsfaktor vid beräkning av lustgasutsläpp samt valet av karakteriseringsfaktorer. Dessa analyserades eftersom olika studier använder olika faktorer, vilket gör det intressant att förstå vilken inverkan olika val kan få på studiens slutresultat.

I känslighetsanalysen varierades samtliga emissionsfaktorer som har separata värden för våta respektive torra klimat i IPCCs senaste NGHGG (Buendia et al., 2019). Default-värden, respektive min- och max-värden för de associerade osäkerhetsintervallen i

respektive klimat testades och jämfördes med det aggregerade värdet och dess osäkerhetsintervall, vilket motsvarar default-värdena i IPCCs NGHGG (Eggleston et al., 2006). Det aggregerade default-värdet är också det värde som oftast används i livscykelstudier.

Klimatpåverkan med default-värdena för vått klimat var 20 respektive 70 % lägre än med det aggregerade default-värdena för biogödsel 1 respektive 2. I torrt klimat var den 50 % respektive 180 % lägre. Med de övre respektive undre gränserna för osäkerhetsintervallet hos de aggregerade EF-faktorerna ökade klimatpåverkan med 180 % respektive 600 % för biogödsel 1 respektive 2, samt minskade med 90 respektive 290 %. Vid användande av den övre gränsen för vått respektive torrt klimat ökade klimatpåverkan från biogödsel 1 respektive 2 med 100 % och 350 % respektive 50 % och 180 %, relativt default-värdet för respektive klimat (Figur 13). Vid användande av den undre gränsen för vått respektive torrt klimat minskade klimatpåverkan från biogödsel 1 respektive 2 med 60 % och 190 % respektive 50 % och 150 %. Effekten i biogassystemet var liknande, men mindre mätt i procentuell förändring. Det illustrerar vikten av att använda sig av emissionsfaktorer anpassade för klimatet, och också att man identifierar rätt klimat, där biogödseln används.

I referensfallet ökade klimatpåverkan för mineralgödseln med över 30 % i vått klimat, till skillnad från i biogödseln som minskade. Denna effekt berodde på att EF_1 skiljer sig mellan organiska och syntetiska gödningsmedel. EF_1 för organiska gödningsmedel är också lägre än de aggregerade värdena (se Tabell A 2). Emissionsfaktorerna är inte något som påverkar emissionerna från systemet i sig, men det är viktigt att vara medveten om dess effekt på resultaten när man jämför olika studier eller emissioner från olika delar av ett system.

Även karakteriseringsfaktorerna som används för att beräkna GWP_{100} har stor inverkan på resultatet. Att använda sig av karakteriseringsfaktorerna från IPCC AR5 (se Tabell 7) ökade klimatpåverkan med 40 och 50 % för biogassystemen och 50 % och 130 % för biogödseln. Att det har en så stor effekt i detta system beror på att de största klimatpåverkande utsläppen från ett biogassystem sker i form av metanutsläpp och karakteriseringsfaktorn för biogent metan är 20 % lägre i IPCC AR6 än i IPCC AR5. Motsvarande minskning för lustgas är 8 %. Valet av karakteriseringsfaktor har likt EFs inte någon betydelse för systemets faktiska klimatpåverkan, men det är viktigt samma karakteriseringsfaktor används vid jämförande av olika studier eller av emissioner av olika växthusgaser från ett och samma system.

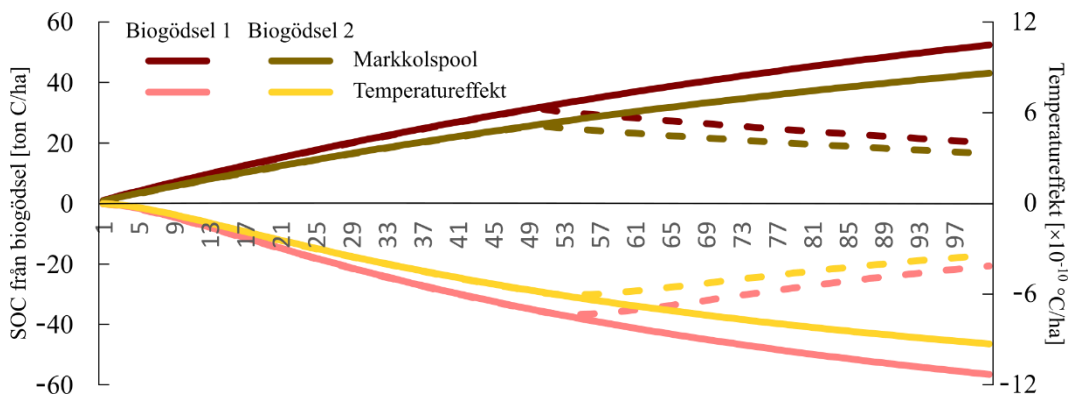
Slutligen hade även osäkerheten i h -värdet en betydande effekt på klimatpåverkan (Figur 12 och Figur 13). När det övre skattade h -värdet användes minskade klimatpåverkan med 10 % respektive 30 % hos biogassystem 1 respektive 2 jämfört med *Default*-scenariet på grund av den ökade markkolinlagringen. Motsvarande minskning för biogödsel 1 respektive 2 var 20 % respektive 90 %. När det lägre h -värdet användes ökade istället klimatpåverkan med 10 % respektive 30 % för biogassystem 1 respektive 2 samt 40 % respektive 150 % för biogödsel 1 respektive 2.

Den enda del av systemet som bidrar till att motverka global uppvärmning är biogödselns bidrag till markkolet. Den relativa betydelsen av h -värdet för systemets totala klimatpåverkan ökar med högre TS-halt i biogödseln och lägre emissioner från systemet i övrigt. En högre TS-halt kan dock härstamma från en mindre utrötad råvara, vilket i sig ökar risken för metanemissioner från lagring och andra delar av biogassystemet efter reaktorn. Generellt vill man producera så mycket biogas som möjligt ur ett givet substrat vilket minskar mängden lättnedbrytbart kol i rötresten. En väl fungerande biogasprocess med hög specifik metanproduktion kan därför också antas leda till en biogödsel med högre h -värde och lägre TS-halt. TS-halten i biogödseln och h -värdet kan därför antas vara negativt korrelerade ifrån en given process och ett givet substrat. Resultaten från denna studie tyder dock på att biogödseln från en väl fungerande process med låga emissioner i övrigt kan bidra tillräckligt till markkolsupbyggnaden för att både biogassystemet och biogödseln skall bli klimatnegativa.

4.4. Potentiellt bidrag till ett klimatneutralt jordbruk år 2045

Biogödsel och biogas från samrötningsanläggningar bidrar redan på olika sätt till att nå ett klimatneutralt jordbruk. Biogödselns främsta bidrag är dess förmåga att öka mängden markkol och öka kretsloppet av näringsämnen i livsmedelssystemet, vilket minskar mängden mineralgödsel. Klimatnyttan av den minskade mängden mineralgödsel minskar dock på grund av att mer totalkväve tillförs marken med biogödsel än med mineralgödsel eftersom kvävegivan baseras på ammoniumkvävet i biogödseln. Den potentiella klimatpåverkan från lustgasutsläpp är därför högre från biogödsel än från mineralgödsel när denna beräknas enligt IPCCs NGHGG (Buendia et al., 2019).

Genom att årligen tillföra biogödsel till marken kan denna bidra till att öka markkolspoolen signifikant, vilket leder till att koldioxid avlägsnas från atmosfären och ger upphov till en kylande effekt på den globala medeltemperaturen (Figur 14).



Figur 14. Bidragen till markkolsförrådet och temperatureffekten från kontinuerlig applikation av biogödsel 1 och 2 i 50 (streckade linjer) respektive 100 år (heldragna linjer).

Markolseffekten är dynamisk och efter en längre tids applikation kommer ett nytt jämviktsläge uppnås om givan hålls konstant, både hos markkolet och för temperatur-effekten. Det beror på att mängden nedbrutet kol från tidigare tillförd biogödsel efter en tid blir lika stor som tillförseln av nytt kol med färsk biogödsel. Det är därför viktigt att fortsätta tillföra biogödsel för att behålla markolspoolen. I annat fall förloras den klimatnytta man redan uppnått.

Figur 14 illustrerar vad som händer om biogödsel årligen tillförs marken i 100 år, eller om tillförseln avbryts efter halva tiden. Om tillförseln avbryts efter 50 år kommer markkolet från tidigare tillförd biogödsel fortsätta brytas ned och sakta återförs till atmosfären. Resultat blir att temperaturen återvänder mot ursprungsläget. Om omsättningen av tillförd biogödsel är lika hög på olika fält spelar det inte någon roll var biogödseln tillförs. Den totala effekten beror då enbart på den totala mängd biogödsel som tillförs jordbruket/landskapet. Organiskt material kan dock omsättas olika fort i olika jordar (Bhattacharya et al., 2016). Det finns därför anledning att studera omsättningen av biogödsel i olika jordar närmre för att kunna applicera den där den gör mest nytta, både ur ett agronomiskt- och ett klimatperspektiv.

Det råder ingen brist på jordbruksmark till vilken biogödsel från samrötning skulle kunna återföras för att ersätta mineralgödsel. Det som begränsar användningen av biogödsel från samrötning i jordbruket idag, och framöver, är snarare tillgången på substrat att röta. Resultaten och diskussionen i denna studie är begränsade till biogödsel och biogas baserad på samrötning av kommunalt avfall och avfall från livsmedelsindustrin, ej gödsel från lantbruk. Hantering och alternativ användning av gödsel skiljer sig från de studerade avfallsfraktionerna eftersom det inte är ett avfall, och ger således också upphov till andra klimateffekter. Slutsatser om klimateffekter från produktion och användning av den kan därför inte dras baserat på denna studie.

En viss mängd avfall uppstår oundvikligen vid produktion och hantering av livsmedel, samt i hushåll, men att öka mängden avfall för att producera mer biogas och biogödsel skulle med största sannolikhet vara kontraproduktivt från ett klimatperspektiv då det skulle leda till ett mindre effektivt, mer resurskrävande livsmedelssystem, för både produktion, distribution och avfallshantering. Anaerob behandling av organiskt avfall finner man därför långt ner i avfallshierarkin (Papargyropoulou et al., 2014). Att eftersträva en minskad produktion av avfall bör vara högsta prioritet för att minska resursförbrukningen och klimatpåverkan från samhället

Det som kan göras för att maximera klimatnyttan från de avfallsfraktioner som trots allt genereras är att samla in så mycket av det rötbara materialet som möjligt och använda det till biogasproduktion, istället för att kompostera. Den utvecklingen sker redan idag. Mellan år 2016 och 2020 minskade mängden matavfall som komposterades vid centrala kompost-

anläggningar från 35 till 9 tusen ton per år (Avfall Sverige, 2021). Mängden hemkompostering minskade också från 43 till 33 tusen ton per år. Matavfall som rötas i samrötnings och kommunala avfallsanläggningar låg under den tiden runt 380-440 tusen ton per år. Den totala mängden insamlat matavfall har dock inte förändrats nämnvärt under dessa fem år.

Redan idag används således runt 90 % av det insamlade potentiella substratet till att framställa biogas och biogödsel. Samhället kommer behöva förbättra resurseffektiviteten inom alla områden för att kunna hantera de begränsade energiresurser som finns att tillgå när fossila energikällor ska fasas ut ur energisystemet, både nationellt och internationellt. Mängden biogödsel från avfall i samrötningsanläggningar har under de förutsättningarna relativt begränsad potential att bidra mer till ett klimatneutralt livsmedelssystem än vad det gör redan idag. Det bidrar dock redan idag till att uppnå ett klimatneutralt livsmedelssystem.

Det 380-440 tusen ton kommunala matavfall som samlas in varje år ger upphov till 430-540 tusen ton biogödsel, baserat på utbytena i anläggning 1 och 2 i denna studie. Det kan potentiellt binda upp 19-35 tusen ton CO₂ per år mellan år 2020 till 2045, baserat på de antaganden och beräkningar som redovisats i avsnitt 3.2 i denna rapport. Eftersom netto kolinbinding avtar med tiden är den lägre i system där biogödsel redan använts en längre tid. Den potentiella bidraget att minska klimatpåverkan är dock fortsatt stor med en genomsnittlig potential att binda in 14-25 tusen ton CO₂ per år över en period på 100 år (Tabell A7 och Tabell A8).

Det insamlade avfallet ger också upphov till samt 38-55 miljoner Nm³ biogas enligt beräkningarna i denna rapport. Det motsvarar 24-35 miljoner liter diesel. Produktion, distribution och användning av enbart denna mängd fossil diesel skulle motsvara 67-97 tusen ton CO₂-ekv per år. Hur stor klimatnyttan blir av att använda biogas istället för diesel varierar beroende på utsläppen från biogassystemet som redovisats i avsnitt 4.1-4.3. Den kan vara allt från en liten minskning av utsläpp som bidrar till global uppvärmning till att faktiskt ge en negativ klimatpåverkan tack vare dess förmåga att bidra till ökad inlagring av markkol, vilket motverkar global uppvärmning (se Figur 12).

Referenser

- Andersson, M., 2011. Energikartläggning vid biogasanläggningen, Kungsängens gård (Master thesis). Sveriges lantbruksuniversitet.
- Andrén, O., Kätterer, T., 1997. ICBM: The introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecol. Appl.* 7, 1226–1236. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[1226:ITICBM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1226:ITICBM]2.0.CO;2)
- Andrén, O., Kätterer, T., Karlsson, T., 2004. ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 70, 231–239. <https://doi.org/10.1023/B:FRES.0000048471.59164.ff>
- Augustinsson, H., Jonsson, A., 2019. Certifierad återvinning SPCR 120 Årsrapport 2018 (techreport). Avfall Sverige, Malmö.
- Avfall Sverige, 2022. Värdeökning på biogödseln - Biogödsel [WWW Document]. Biogödsel - En Av Det Naturliga Kretsloppet. URL <https://www.biogodsel.se/nyheter/2022/02/vaerdeoekning-paa-biogodseln/> (accessed 7.29.22).
- Avfall Sverige, 2021. Svensk Avfallshantering 2020.
- Avfall Sverige, 2016. Rapportering av data från metanmätningar enligt Egenkontroll metanutsläpp – frivilligt åtagande 2007-2015 (No. 2016:18), Avfall Sveriges utvecklingssatsning Biologisk återvinning. Avfall Sverige, Malmö.
- Bakkaloglu, S., Cooper, J., Hawkes, A., 2022. Methane emissions along biomethane and biogas supply chains are underestimated. *One Earth* 5, 724–736. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2022.05.012>
- Baldé, H., VanderZaag, A.C., Burt, S.D., Wagner-Riddle, C., Crolla, A., Desjardins, R.L., MacDonald, D.J., 2016. Methane emissions from digestate at an agricultural biogas plant. *Bioresour. Technol.* 216, 914–922. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.031>
- Bauer, F., Hulteberg, C., Persson, T., Tamm, D., 2013. Biogas upgrading - Review of commercial technologies (No. 270), SGC Rapport. Svenskt Gastekniskt Center, Malmö.
- Béghin-Tanneau, R., Guérin, F., Guisresse, M., Kleiber, D., Scheiner, J.D., 2019. Carbon sequestration in soil amended with anaerobic digested matter. *Soil Tillage Res.* 192, 87–94. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.04.024>
- Berglund, M., 2014. Utsläpp från lagring av gödselbaserad rötrest. Hushållningssällskapet.
- Berglund, M., Börjesson, P., 2006. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass Bioenergy* 30, 254–266. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.011>
- Bhattacharya, S.S., Kim, K.-H., Das, S., Uchimiya, M., Jeon, B.H., Kwon, E., Szulejko, J.E., 2016. A review on the role of organic inputs in maintaining the soil carbon pool of the terrestrial ecosystem. *J. Environ. Manage.* 167, 214–227. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.09.042>

- Bolinder, M.A., Andrén, O., Kätterer, T., de Jong, R., VandenBygaart, A.J., Angers, D.A., Parent, L.-E., Gregorich, E.G., 2007. Soil carbon dynamics in Canadian Agricultural Ecoregions: Quantifying climatic influence on soil biological activity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 122, 461–470.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.03.001>
- Bolinder, M.A., Andrén, O., Kätterer, T., Parent, L.-E., 2008. Soil organic carbon sequestration potential for Canadian Agricultural Ecoregions calculated using the Introductory Carbon Balance Model. *Can. J. Soil Sci.* 88, 451–460.
<https://doi.org/10.4141/CJSS07093>
- Börjesson, P., Lantz, M., Andersson, J., Björnsson, L., Möller, B.F., Fröberg, M., Hanarp, P., Hulteberg, C., Iverfeldt, E., Lundgren, J., Røj, A., Svensson, H., Zinn, E., 2016. Methane as vehicle fuel – a well to wheel analysis (METDRIV) (No. 06), f3 Report. Lund University.
- Börling, K., Kvarmo, P., Listh, U., Malgeryd, J., Stenberg, M., 2018. Rekommendationer för gödning och kalkning 2018 (No. JO17:4), Jordbruksinformation. Jönköping.
- Buendia, E.E.C., Tanabe, K., Kranjc, A., Jamsranjav, B., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., Federici, S., 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Switzerland.
- Cardinael, R., Guibert, H., Kouassi Brédoumy, S.T., Gigou, J., N’Goran, K.E., Corbeels, M., 2022. Sustaining maize yields and soil carbon following land clearing in the forest–savannah transition zone of West Africa: Results from a 20-year experiment. *Field Crops Res.* 275, 108335.
<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108335>
- Cerri, C., Feller, C., Balesdent, J., Victoria, R., Plenecassagne, A., 1985. Application du traçage isotopique naturel en ^{13}C , à l’étude de la dynamique de la matière organique dans les sols. *Comptes-Rendus Séances Académie Sci., Série 2, Mécanique-physique, chimie, sciences de l’univers, sciences de la terre* Vol 300, 423–428.
- Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, National Greenhouse Gas Inventories. ed. IPCC, IGES, Japan.
- Energigas Sverige, 2022. HBK-Biogasredovisning version 4.0.
- Energimarknadsinspektionen, 2020. Residualmix [WWW Document]. Residualmix. URL <https://ei.se/bransch/ursprungsmarkning-av-el/residualmix> (accessed 7.30.22).
- Energimyndigheten, 2021a. Vägledning gällande regelverket om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och biobränslen. Version 1.0 (No. ER2021:33). Energimyndigheten.
- Energimyndigheten, 2021b. Växthusgasberäkning [WWW Document]. Växthusgasberäkning. URL <https://www.energimyndigheten.se/fornybart/hallbarhetskriterier/hallbarhetslagen/fragor-och-svar/vaxthusgasberakning/> (accessed 7.30.22).
- Energimyndigheten, 2019. Värmevärden och densiteter [WWW Document]. Värmevärden Och Densiteter. URL <https://www.energimyndigheten.se/statistik/den-officiella-statistiken/statistikprodukter/varmevarden-och-densiteter/> (accessed 7.27.22).
- Ericsson, N., Nordberg, Å., Berglund, M., 2020. Biogas plant management decision support – A temperature and time-dependent dynamic methane emission model for digestate storages. *Bioresour. Technol. Rep.* 11, 100454.
<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100454>

- European Parliament, C. of the E.U., 2018. EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV (EU) 2018/ 2001 - av den 11 december 2018 - om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor. Eur. Unionens Off. Tidn., Directives 82–209.
- Fertilizers Europe, 2018a. Calcium Ammonium Nitrate (CAN, 27% N); Neutralising Nitric Acid with Ammonia, Including Primary Production; Production Mix, at Plant, GaBi Database.
- Fertilizers Europe, 2018b. Triple Superphosphate (TSP, 46% P₂O₅); Rock Phosphate Acidulation with Phosphoric Acid, Including Primary Production; Production Mix, at Plant, GaBi Database.
- Fertilizers Europe, 2018c. Potassium Chloride (KCl/MOP, 60% K₂O); Shaft Mining and Beneficiation, including Primary Production; Production Mix, at Plant, GaBi Database.
- Flesch, T.K., Desjardins, R.L., Worth, D., 2011. Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. *Biomass Bioenergy* 35, 3927–3935. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.06.009>
- Gustafsson, M., Cruz, I., Svensson, N., Karlsson, M., 2020. Scenarios for upgrading and distribution of compressed and liquefied biogas — Energy, environmental, and economic analysis. *J. Clean. Prod.* 256, 120473. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120473>
- Heijungs, R., Allacker, K., Benetto, E., Brandão, M., Guinée, J., Schaubroeck, S., Schaubroeck, T., Zamagni, A., 2021. System Expansion and Substitution in LCA: A Lost Opportunity of ISO 14044 Amendment 2. *Front. Sustain.* 2.
- Holmgren, M.A., Nørregaard Hansen, M., Reinelt, T., Westerkamp, T., Jørgensen, L., Scheutz, C., Delre, A., 2015. Measurements of methane emissions from biogas production. Data collection and comparison of measurement methods (No. 158). Energiforsk.
- Hrad, M., Piringer, M., Huber-Humer, M., 2015. Determining methane emissions from biogas plants – Operational and meteorological aspects. *Bioresour. Technol.* 191, 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.016>
- IPCC, W.I., 2021. Climate Change 2021 The Physical Science Basis- Working Group I contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (No. 6), Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. International Panel on Climate Change.
- IPCC, W.I., 2013. Climate Change 2013 The Physical Science Basis- Working Group I contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (No. 5), Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. International Panel on Climate Change.
- ISO, T., 2020. ISO 14040:2006/Amd 1:2020 - Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework — Amendment 1.
- ISO, T., 2006. ISO 14040:2006 - Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.
- Kätterer, T., André, O., 2001. The ICBM family of analytically solved models of soil carbon, nitrogen and microbial biomass dynamics — descriptions and application examples. *Ecol. Model.* 136, 191–207. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00420-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00420-8)
- Keuskamp, J.A., Dingemans, B.J.J., Lehtinen, T., Sarneel, J.M., Hefting, M.M., 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods Ecol. Evol.* 4, 1070–1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097>

- Klackenberg, L., 2021. Produktion av biogas och rötrest och dess användning 2020 (techreport). Energigas Sverige.
- Koskinen, J., 2020. Deklaration av Uppsala biogödsel – 12 månadersperiod, 2020 (Deklaration No. Version 10.0). Uppsala Vatten, Uppsala.
- Kvist, T., Aryal, N., 2019. Methane loss from commercially operating biogas upgrading plants. *Waste Manag.* 87, 295–300.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.023>
- Lantz, M., Börjesson, P., 2014. Greenhouse gas and energy assessment of the biogas from co-digestion injected into the natural gas grid: A Swedish case-study including effects on soil properties. *Renew. Energy* 71, 387–395.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.05.048>
- Lantz, M., Ekman, A., Börjesson, P., 2009. Systemoptimerad produktion av fordonsgas En miljö- och energisystemanalys av Söderåsens biogasanläggning (No. 69). Lunds tekniska högskola.
- 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 Sci. Technol.* 67, 1370–1379.
<https://doi.org/10.2166/wst.2013.005>
- Lindfors, A., Hagman, L., Eklund, M., 2022. The Nordic biogas model: Conceptualization, societal effects, and policy recommendations. *City Environ. Interact.* 15, 100083. <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2022.100083>
- Lindgren, M., Hansson, P.-A., 2002. PM—Power and Machinery. *Biosyst. Eng.* 83, 55–65. <https://doi.org/10.1006/bioe.2002.0099>
- Moscato, I., Munoz, D.C., Italiano, P., 2020. Sustainable biomethane: methane slip removal applying regenerative catalytic oxidation (RCO) post combustion technology. *Environ. Eng. Manag. J.* 19, 1831–1833.
<https://doi.org/10.30638/eemj.2020.175>
- Naturvårdsverket, 2022. National Inventory Report Sweden 2021. Swedish Environmental Protection Agency.
- Network for Transport Measures, 2022. NTMCalc Advanced.
- Nord pool, 2022. Nord Pool [WWW Document]. URL <https://www.nordpoolgroup.com/en/> (accessed 7.30.22).
- OKQ8, 2022. Drivmedelspriser 2022-07-29 [WWW Document]. Priser. URL <https://www.okq8.se:443/foretag/priser/> (accessed 7.29.22).
- Papargyropoulou, E., Lozano, R., K. Steinberger, J., Wright, N., Ujang, Z. bin, 2014. The food waste hierarchy as a framework for the management of food surplus and food waste. *J. Clean. Prod.* 76, 106–115.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.020>
- Ritzkowski, M., Stegmann, R., 2007. Controlling greenhouse gas emissions through landfill in situ aeration. *Int. J. Greenh. Gas Control* 1, 281–288.
[https://doi.org/10.1016/S1750-5836\(07\)00029-1](https://doi.org/10.1016/S1750-5836(07)00029-1)
- Sandgren, A., Nilsson, J., 2021. Emissionsfaktor för nordisk elmix med hänsyn till import och export - Utredning av lämplig systemgräns för elmix samt beräkning av det nordiska elsystemets klimatpåverkan (No. C619). IVL Svenska Miljöinstitutet.
- SCB, 2022. Leveranser av fordonsgas år 2009–2021, totalt [WWW Document]. Stat. Cent. URL <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/energi/tillforsel-och-anvandning-av-energi/leveranser-av-fordonsgas/pong/tabell-och-diagram/leveranser-av-fordonsgas-ar-20092021-totalt/> (accessed 7.28.22).
- SCB, 2020. Normskördar för skördeområden, län och riket 2020 (Sveriges officiella statistik No. JO 15 SM 2001), Statistiska meddelanden. Jordbruksverket.
- SPCR 120, 2022. 2023 Certifieringsregler för biogödsel SPCR 120. Avfall Sverige.

- Statens jordbruksverk, 2004. Statens jordbruksverks föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring;, SJVFS.
- Statens naturvårdsverk, 1994. Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, närvloppsslam används i jordbruket;, SNFS.
- Tekniska Verken, 2020a. Miljörapport 2020 Produktion biogas, Linköping. Tekniska Verken i Linköping AB, Linköping.
- Tekniska Verken, 2020b. Innehållsdeklaration 2020 - Certifierad biogödsel från Linköping (SPCR-120 certifiering). Tekniska Verken i Linköping AB, Linköping.
- Uppsala Vatten, 2020. Miljörapport 2020 Biogasanläggningen vid Kungsängens gård (Miljörapport). Uppsala Vatten & Avfall AB, uppsala.
- US EPA, 2020. Solid Waste Emissions Estimation Tool (SWEET) | Municipal Solid Waste Knowledge Platform [WWW Document]. Solid Waste Emiss. Estim. Tool. URL <https://www.waste.ccacoalition.org/document/solid-waste-emissions-estimation-tool-sweet> (accessed 7.28.22).
- Wider, R.K., Lang, G.E., 1982. A Critique of the Analytical Methods Used in Examining Decomposition Data Obtained From Litter Bags. *Ecology* 63, 1636. <https://doi.org/10.2307/1940104>

Bilaga 1

Känslighetsanalys – utförande

Vid utförande av känslighetsanalysen varierades en variabel eller parameter åt gången, med resterande värden desamma som i *Default*-scenariot. Effekten på referensfallet studerades också. I denna analys användes min- och max-värden för respektive variabel eller parameter baserat på variation eller osäkerhet tagen från flera olika litteraturkällor. Anledningen till att de olika variablerna och parametrarna testades, samt hur och vilka värden som användes i känslighetsanalysen beskrivs i denna bilaga.

Drivmedlets betydelse

I många kommuner med samrötningsanläggningar används biogasen som fordonsbränsle till kommunala transportmedel, och även i tyngre fordon som används vid insamling av avfall. I den här studien användes istället HVO som drivmedel i samtliga fordon. Båda dessa är dock förnyelsebara drivmedel med relativt låg klimatpåverkan. För att undersöka drivmedlets betydelse byttes bränslet ut mot fossil diesel.

Transportsträckans betydelse

Vägtransporter antas ofta ge upphov till stor miljöpåverkan. För att undersöka om så var fallet i detta system varierades transportsträckan för de insamlade substraten. I *Default*-scenariot antogs en transportsträcka på 30 km för samtliga substrat. I verkligheten varierar transportsträckan för insamlade avfall både beroende på var samrötningsanläggningen är lokaliserad och vilket avfall som transporteras. I känslighetsanalysen varierades transportsträckan för samtliga bilar samtidigt, samt separat för var och ett av transportslagen (slamavskiljarbil – pumpbart avfall/Medelstor lastbil med trailer – pumpbart avfall/Stor lastbil med trailer – fast avfall). Effekten av att ändra den transporterade sträckan till 10, 100 och 1000 km undersöktes. För att lättare kunna tolka resultaten korrigerades först andelen av varje transportslag så att de stod för 1/3 av den totala transporterade massan (VV).

Värmeenergikällans betydelse

En biogasanläggning kan använda en del av den producerade biogasen till att försörja anläggningen med den värme som behövs. Om det sker eller ej är starkt kopplat till efterfrågan på biogasen. Under år med låg efterfrågan är det fördelaktigt för biogasanläggningar att öka användningen av egenproducerad biogas för att förse det egna värmebehovet. Exempelvis var efterfrågan på biogas mycket låg år 2020. 80 % av värmen

i anläggning 1 producerades då med biogas, medan resterande 20 % producerades med pellets (Uppsala Vatten, 2020).

För närvarande gör bristen på energi i Europa det troligt att efterfrågan och priset på biogas kommer vara fortsatt högt. I en sådan situation är det sannolikt fördelaktigt att använda billigare energikällor till att förse anläggningen med värme och maximera förtjänsten på biogasen. Därför studerades här effekten på den totala klimatpåverkan när andelen biogas respektive pellets använd för värmeproduktion var 90:10 respektive 0:100, vilket antas reflektera år med mycket låg och mycket hög efterfrågan på biogas.

Ebens betydelse

El kan produceras på en mängd olika sätt, och hanteras således också på många olika sätt i systemstudier. I denna studie användes det värde för elanvändning vid drivmedelsproduktion som föreskrivs av energimyndigheten vid beräkning av klimatpåverkan enligt regelverket om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och biobränslen (Energimyndigheten, 2021a). Detta används också i *HBK-biogasredovisning, version 4.0* (Energigas Sverige, 2022). Det bygger på Svensk elmix 2019, korrigerat för import och export av el (47,16 g CO₂-ekv/kWh) (Energimyndigheten, 2021b).

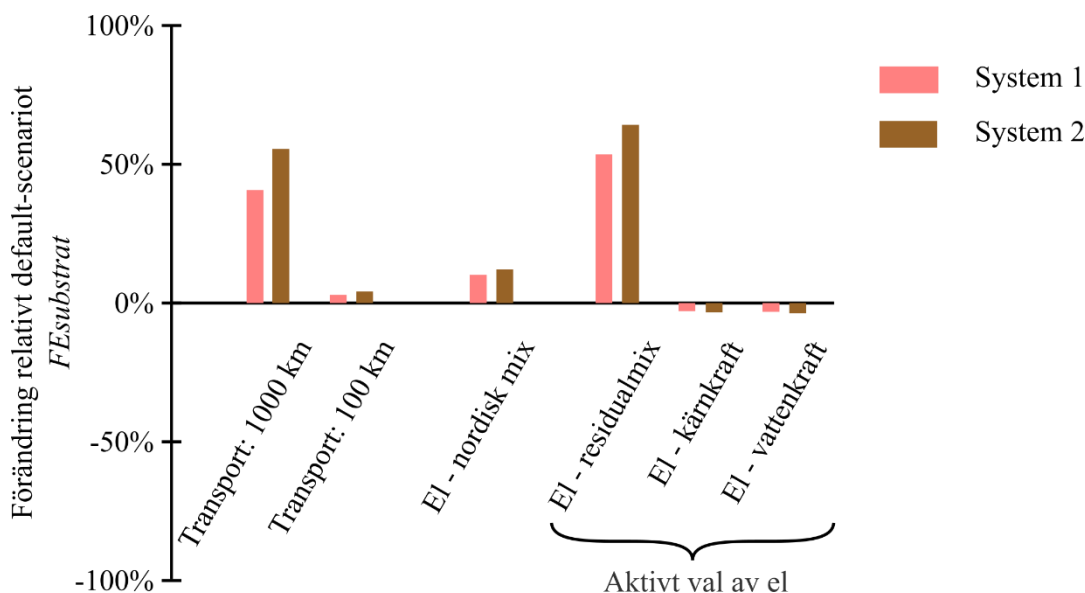
Nationella elmixar används ofta i livscykelanalyser. De är ofta tillgängliga som individuella enhetsprocesser i livscykeldatabaser. Det är dock inte en naturlig mix sett ur ett marknadsperspektiv. Sverige ingår i en gemensam elmarknad där samtliga länder i Norden och Baltikum samt Storbritannien ingår (Nord pool, 2022). Denna marknad är i sin tur fysiskt ansluten till andra Europeiska marknader vilket möjliggör handel med el mellan de olika marknaderna. På grund av elnätets utformning och fysiska begränsningar vid överföring av el är det dock vanligt att man använder sig av ett gemensamt värde för elmixen i Sverige, Norge, Danmark och Finland vid systemanalyser. Denna elmix brukar benämnas Nordisk elmix (Sandgren and Nilsson, 2021).

Handel sker också med elens attribut vilket gör att det är möjligt för en konsument att betala för el av ett specifikt ursprung (produktionsslag), även om elen *de facto* blandas i ledningarna. Elen kallas då ursprungsmärkt. Den el som inte säljs som ursprungsmärkt kallas residualmix och tillskrivs medelvärde av klimatpåverkan från all el som inte sålts som ursprungsmärkt under ett år. Det beräknas genom att subtrahera den ursprungsmärkta elproduktionens klimatpåverkan från den totala produktionens klimatpåverkan i de Nordiska länderna. Värden för residualmixen publiceras årligen av Energimarknadsinspektionen (2020).

Det är således möjligt att använda klimatpåverkan från enskilda elproduktionsslag i livscykelanalyser under antagandet att användaren betalar extra för denna el. Om ursprungsmärkt el används är alternativet till denna residualmixen. Dessa två hänger ihop och påverkar varandra. Från ett konsumentperspektiv blir klimatpåverkan av det aktiva val man gör antingen den från residualmixen (inget val) eller den från ursprungsmärkt el (aktivt

val). Nordisk elmix finns ej att köpa på marknaden utan är ett medelvärde av all produktion på marknaden. Nordisk elmix och ursprungsmärkt el bör aldrig användas samtidigt eftersom den ursprungsmärkta elen är en del av den Nordiska elmixen.

I känslighetsanalysen studerades effekten på klimatpåverkan från de studerade systemen vid användning av Nordisk elmix, baserat på ett medelvärde för åren 2016-2018 (71,33 g CO₂-ekv/kWh, Sandgren and Nilsson, 2021) (Figur A 1). Detta ger en bild av medelpåverkan från hela Svenska biogassektorns samrötning av hushålls- och livsmedelsavfall utan att ta hänsyn till de aktiva val producenterna kan göra för att stödja produktion av vissa elslag. Även användning av ursprungsmärkt el från vattenkraft (7,26 g CO₂-ekv/kWh) eller kärnkraft (8,57 g CO₂-ekv/kWh), samt användning av residualmixen (342,87 g CO₂-ekv/kWh) studerades. Värdet för residualmixen baserades på ett medelvärde för åren 2012-2021 eftersom variationen är stor mellan enskilda år (data hämtades från EI.se). Detta ger en bild av vilken inverkan kan bli på den totala klimatpåverkan från enskilda anläggningar vid aktivt val av elslag, alternativt inget aktivt val.



Figur A 1. Effekten på den totala klimatpåverkan för biogassystem 1 och 2 i Default-scenariot vid variation av några av de variabler och parametrar som hade mindre inverkan på slutresultatet.

Skrubberteknikens betydelse

Val av skrubberteknik kan påverka både energibehov och emissioner av metan. Som tidigare nämnts finns det flera alternativa tekniker, varav vattenskrubber idag är den vanligaste i Sverige. Denna användes i Default-scenariot (med *FESubstrat*). Här har effekten på den totala klimatpåverkan vid användning av olika skrubbertekniker studerats. Det osäkerhetsintervall för elförbrukningen som angivits i Bauer et al. (2013) användes som min och max-värden i känslighetsanalysen. För metanemissioner från olika skrubbertekniker användes tekniks specifika värden för vattenskrubber, aminskrubber, PSA-samt membranteknik (Tabell A 1).

Tabell A 1. Olika skrubberteknologiers energianvändning och metanslip som använts i denna studie.

Uppgraderingsteknik	Elanvändning [kWh/Nm ³]			Värmebehov	Källa	Metanslip	Källa
	Min	Medel	Max	[kWh/Nm ³]			
Vattenskrubber	0,24	0,21	0,3	0	(Bauer et al., 2013)	0,52 %	(Kvist and Aryal, 2019)
Aminskrubber	0,13	0,13	0,13	0,55	(Bauer et al., 2013)	0,06 %	(Bauer et al., 2013; Kvist and Aryal, 2019)
PSA	0,25	0,22	0,3	0	(Bauer et al., 2013)	1,80 %	(Bauer et al., 2013)
Membran	0,23	0,2	0,3	0	(Bauer et al., 2013)	2,52 %	(Kvist and Aryal, 2019)

Emissionsfaktorernas betydelse för lustgasemissioner – klimat och osäkerhet

I IPCCs senaste NGHGG (Buendia et al., 2019) finns både ett aggregerat default-värde med tillhörande osäkerhetsintervall, och värden uppdelade för våta och torra klimat, med separata osäkerhetsintervall för EF_1 och EF_4 (Tabell A 3 och Tabell A 2). Det anges även specifika EF_1 -värden för syntetiska respektive organiska gödselmedel. I de studerade scenarierna användes default-värdet för de aggregerade emissionsfaktorerna.

Eftersom de klimatspecifika emissionsfaktorerna (torrt/vått klimat) skiljer sig markant från de aggregerade, och också har ett snävare osäkerhetsintervall, användes dessa för att studera effekten på den totala klimatpåverkan. I samtliga fall varierades både EF_1 och EF_4 samtidigt. Effekten på den totala klimatpåverkan är därför effekten av att använda klimatspecifika emissionsfaktorerna generellt, inte att variera än en enskild EF.

Tabell A 2. Använda värden för emissionsfaktor 1 (EF_1) vid beräkning av direkta lustgasemissioner med ekvation 2 (Baserad på tabell 11.1 i Buendia et al., 2019)

	Min	Default	Max
Aggregerat	0,1 %	1 %	3,0 %
Vått klimat – organiskt gödsel	0,1 %	0,6 %	1,1 %
Vått klimat – syntetiskt gödsel	1,3 %	1,6 %	1,9 %
Torrt klimat	0 %	0,5 %	1,1 %

Tabell A 3. Värden för emissionsfaktor 4 (EF_4) som användes vid beräkning av indirekta lustgasemissioner tillsammans med ekvation 1 (Baserad på tabell 11.3 i Buendia et al., 2019).

	Min	Default	Max
Aggregerat	0,2 %	1 %	1,8 %
Vått klimat	1,1 %	1,4 %	1,7 %
Torrt klimat	0 %	0,5 %	1,1 %

Effekterna av att använda sig av den lägre respektive övre gränsen för de osäkerhetsintervall som anges i Buendia et al. (2019) gjordes också med både aggregerade respektive klimatspecifika emissionsfaktorer. Samtidigt varierades fraktionen volatiliserat och utlakat kväve (FracGASF, FracGASM och FracLEACH) samt EF_5 (Tabell A 4), vilket således medförde lägre respektive högre indirekta lustgasutsläpp i min- respektive max-fallen.

Tabell A 4. Emissionsfaktor (EF_5) och parametrar för bestämning av volatilisering (FracGASx) och utlakning (FracLEACH-(H)) samt de osäkerhetsintervall som användes i känslighetsanalysen (från tabell 11.3 i Buendia et al., 2019).

	Min	Default	Max	
N-förlust urlakning (EF_5)	0	1,1	2	% av urlakad N
Använd FracGASM	0	16,7	31	% av applicerat NH_4-N
Använd FracGASF	2	21	33	% av applicerat Tot-N
Använd FracLEACH-(H)	1	14	73	% av applicerat Tot-N

Default-värdet för det volatilerade och utlakade kvävet baserades på data från NIR (Naturvårdsverket, 2022). Min- och max-värdena baserades på de lägre respektive högre osäkerhetsgränserna för mineralgödsels respektive organiskt gödsels default-värden (FracGASF respektive FracGASM), samt urlakning i vått klimat (FracLEACH-(H)).

Karakteriseringsfaktorernas betydelse

I denna studie har karakteriseringsfaktorer för GWP_{100} från IPCC AR6 använts (IPCC, 2021). Eftersom GWP_{100} värdena för metan och lustgas korrigerats signifikant sedan föregående rapport (IPCC, 2013) studerades effekten på den totala klimatpåverkan från de studerade systemen vid användande av karaktiseringsfaktorerna från IPCC AR5 istället för IPCC AR6 (Tabell 7).

h -värdets betydelse

Eftersom a -värdet som användes för att kunna bestämma humifieringsfaktorn i denna studie baserades på relativt korta mätningar (36 veckor under konstant temperatur och fuktighet), inkluderades h -värdet i känslighetsanalysen. Effekten på den totala klimatpåverkan studerades genom att sätta h -värdet till 0,49 i min-fallet och 0,77 i max-fallet, vilket motsvarade medelvärdet för de högsta, respektive lägsta h -värdena från samtliga led och jordar i laboratorieförsöken (se avsnitt 3.2).

Känslighetsanalys – fullständiga resultat

Här nedan redovisas effekten på klimatpåverkan i *Default*-scenariot och referensen för samtliga variabler och parametrar som testades i känslighetsanalysen (Tabell A 5 och Tabell A6).

Tabell A 5. Den absoluta klimatpåverkan [$kg CO_2\text{-ekv}/FE\text{substrat}$] i *Default*-scenariot för de två biogassystemen och dess respektive referens vid variation av enskilda parametrar och variabler.

	System 1	System 2	Referens 1	Referens 2
Default-scenario, oförändrat	49	36	342	293
Diesel i fordon	52	39	344	296
Transport 30 km samtliga bilar	49	36	342	294
Transport 100 km samtliga bilar	50	37	344	295
Transport 1000 km samtliga bilar	69	56	362	313
Transport 10 km liten bil	49	36	342	293
Transport 100 km liten bil	50	37	343	294

Transport 10 km medelstor bil	49	36	342	293
Transport 100 km medelstor bil	49	36	343	294
Transport 10 km stor bil	49	36	342	293
Transport 100 km stor bil	49	36	343	294
Värmekälla - HÖG efterfrågan Biogas	49	36	343	294
Värmekälla - låg efterfrågan Biogas	49	36	337	289
EL-Nordisk mix	54	40	342	293
El- Vattenkraft	47	35	342	293
El- Kärnkraft	48	35	342	293
El-residualmix	75	59	342	293
Skrubber: vatten min	49	36	342	293
Skrubber: vatten default	49	36	342	293
Skrubber: vatten max	49	36	342	293
Skrubber: Amin min	42	30	343	294
Skrubber: Amin default	42	30	343	294
Skrubber: Amin max	42	30	343	294
Skrubber: PSA min	69	51	340	291
Skrubber: PSA default	69	51	340	291
Skrubber: PSA max	69	52	340	291
Skrubber: Membran min	79	60	338	290
Skrubber: Membran default	80	60	338	290
Skrubber: Membran max	80	60	338	290
EF-klimat vått-min	27	10	345	296
EF-klimat vått-default	43	29	351	302
EF-klimat vått-max	72	63	366	315
EF-klimat torrt-min	22	3	328	280
EF-klimat torrt-default	34	18	334	286
EF-klimat torrt-max	49	36	342	294
EF-default-min	25	7	329	281
EF-default-max	99	95	371	320
IPCC AR5 CFs	68	55	362	313
h-värde min	59	50	342	293
h-värde max	43	27	342	293
Lageremissioner CH ₄ - min	13	4	342	293
Lageremissioner CH ₄ - max	214	183	342	293
Lager utan täckning – NH ₃ -emissioner	44	29	341	292
Metanläckage anläggning min	46	33	343	294
Metanläckage anläggning min	88	71	337	288
Facklingsemissioner - låga	44	25	342	293
Facklingsemissioner - höga	55	49	342	293

Tabell A 6. Den absoluta klimatpåverkan [kg CO₂-ekv/FEbiogödsel] i Default-scenariot för de två biogödslarna och dess respektive referens vid variation av enskilda parametrar och variabler.

	Biogödsel 1	Biogödsel 2	Referens 1	Referens 2
Default-scenario, oförändrat	27	9	26	21
Diesel i fordon	28	9	26	21
EF-klimat vått-min	6	-14	29	24
EF-klimat vått-default	21	2	35	29
EF-klimat vått-max	49	32	49	40
EF-klimat torrt-min	1	-19	12	10
EF-klimat torrt-default	13	-6	18	15
EF-klimat torrt-max	28	9	26	21
EF-default-min	3	-16	13	11
EF-default-max	76	59	55	44
IPCC AR5 CFs	41	20	28	23
h-värde min	37	21	26	21
h-värde max	21	1	26	21
Lageremissioner CH ₄ - min	-8	-18	26	21
Lageremissioner CH ₄ - max	189	134	26	21
Lager utan täckning – NH ₃ -emissioner	21	3	23	19

Markkoldynamikens betydelse

Vid kontinuerlig applikation av biogödsel närmar sig markkolet sakta ett nytt jämviktsläge. Effekten är därför störst i början av applikationen på ny mark.

Markkolveffekten beräknades vid 10, 25, 50 respektive 100 år efter första applikation av biogödsel 1 respektive 2. Tabell A7 och A8 beskriver biogödselns bidrag till klimatpåverkan från biogassystemet (FEsubstrat) vid olika tidpunkter efter att man påbörjat användningen av biogödsel.

Tabell A 7. Markkolveffekt – inlagring: Anläggning 1 [kg CO₂-ekv/ton substrat]

	Min	Default	Max
10 år	60	58	50
25 år	54	51	45
50 år	48	46	40
100 år	39	38	33

Tabell A 8. Markkolveffekt – inlagring: Anläggning 2 [kg CO₂-ekv/FEsubstrat]

	Min	Default	Max
10 år	72	70	66
25 år	65	63	59
50 år	57	56	52
100 år	47	46	43

