



LUND UNIVERSITY

Livscykelanalys av svenska biodrivmedel

Börjesson, Pål; Tufvesson, Linda; Lantz, Mikael

2010

[Link to publication](#)

Citation for published version (APA):

Börjesson, P., Tufvesson, L., & Lantz, M. (2010). *Livscykelanalys av svenska biodrivmedel*. (Environmental and Energy System Studies report no. 70; Vol. 70). Environmental and Energy Systems Studies, Lund university.

Total number of authors:

3

General rights

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

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

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

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

Take down policy

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

LUND UNIVERSITY

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



LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA
Lunds universitet

Institutionen för teknik och samhälle
Avdelningen för miljö- och energisystem

Livscykelanalys av svenska biodrivmedel

Pål Börjesson, Linda Tufvesson & Mikael Lantz

Rapport nr 70

Maj 2010

ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--10/3061--SE + (1-88)
ISBN 91-88360-96-2
© Pål Börjesson

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Avdelningen för miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Rapport
	Utgivningsdatum
	Maj 2010
	Författare
	Pål Börjesson, Linda Tufvesson & Mikael Lantz

Dokumenttitel och undertitel

Livscykelanalys av svenska biodrivmedel

Sammandrag

Syftet med detta projekt är att göra uppdaterade och utvecklade livscykelanalyser för biodrivmedel som är aktuella i Sverige idag. Fokus ligger på att göra så transparenta och relevanta jämförelser som möjligt och att lyfta fram de steg i livscykeln som signifikant påverkar respektive biodrivmedels miljöprestanda. I studien görs känslighetsanalyser som visar effekterna av t ex framtida förändrade produktionsförutsättningar. Studiens resultat ska tolkas som aktuell och genomsnittlig miljöprestanda för respektive biodrivmedel utifrån de utvecklade beräkningsmetoder som tillämpas idag, d v s det kan finnas vissa skillnader mot specifika produktionssystem som olika företag utnyttjar idag. De biodrivmedelssystem som inkluderas är etanol från vete, sockerbeter och sockerrör (import från Brasilien), RME från raps, biogas från sockerbeter, vall, majs samt från restprodukter i form av hushållsavfall, industriavfall och gödsel. Dessutom ingår samproduktion av etanol och biogas från vete. Utsläpp från såväl tunga som lätta fordon inkluderas. De miljöeffektkategorier som ingår är klimatpåverkan, övergödning, försurning, fotokemiska oxidanter (marknära ozon), partiklar samt energibalans. I beräkningarna beaktas utsläpp från tekniska system, framför allt från den insatsenergi som krävs, men också biogena utsläpp av lustgas och koldioxid från en direkt förändrad markanvändning. En analys görs av eventuella indirekta markeffekter utanför Sveriges gränser. Vid hantering av de restprodukter och biprodukter som fås i de olika systemen tillämpas tre olika beräkningsmetoder; systemutvidgning, energiallokering samt ekonomisk allokering. Resultaten presenteras per MJ drivmedel men en alternativ funktionell enhet, per hektar åkermark, redovisas också för klimatprestanda för drivmedel baserade på grödor. Avslutningsvis görs en bedömning av vilken miljöpåverkan respektive biodrivmedel ger upphov till idag, dels utifrån systemutvidgning som rekommenderas i ISO-standarderna för LCA, dels utifrån energiallokering som utnyttjas som beräkningsmetod i EU's Renewable Energy Directive (RED).

Nyckelord

Biodrivmedel, livscykelanalys, miljöaspekter, Sverige

Omfång	Språk	ISRN
88	Svenska Sammandrag på engelska	ISRN LUTFD2/TFEM--10/3061--SE + (1-88)
ISSN		ISBN
ISSN 1102-3651		ISBN 91-88360-96-2

Intern institutionsbeteckning

Rapport nr 70

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies P.O. Box 118, SE-221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Report
	Date of issue
	Maj 2010
	Authors
	Pål Börjesson, Linda Tufvesson & Mikael Lantz

Title and subtitle

Life Cycle Assessment of Biofuels in Sweden

Abstract

The purpose with this study is to carry out updated and developed life cycle assessments of biofuels produced and used in Sweden today. The focuses are on making the assessments as relevant and transparent as possible and identify hot spots having significant impacts on the environmental performance of the specific biofuel production chains. The study includes sensitivity analyses showing the impact on changed future conditions. The results should be seen as actual and average environmental performance based on updated calculation methods, thus individual systems developed by specific companies may have somewhat different performance. Biofuels analysed are ethanol from wheat, sugar beet and sugar cane (imported from Brazil), RME from rape seed, biogas from sugar beet, ley crops, maize and organic residues, such as municipal waste, food industry waste and liquor manure. The study also includes co-production of ethanol and biogas from wheat. Final use in both light and heavy duty vehicles, and related emissions, are assessed. Environmental impact categories considered are climate change, eutrophication, acidification, photochemical oxidants, particles and energy balances. The calculations include emissions from technical systems, e.g. energy input in various operations and processes, and biogenic emissions of nitrous oxide and carbon dioxide from direct land use changes (LUC). The potential risk of indirect land use changes (ILUC) is also assessed. By-products are included by three different calculation methods, system expansion, energy allocation and economic allocation. The results are presented per MJ biofuel, but the alternative functional unit per hectare cropland is also used regarding the greenhouse gas performance of crop-based biofuels. Finally, estimations are carried out regarding the current environmental performance of the actual various biofuel systems based on system expansion, recommended by the ISO-standardisation of LCA, and energy allocation, utilised in the standardisation of biofuels within the EU's Renewable Energy Directive (RED).

Keywords

Biofuels, life cycle assessment, environmental aspects, Sweden

Number of pages	Language	ISRN
88	Swedish, English abstract	ISRN LUTFD2/TFEM--10/3061--SE + (1-88)
ISSN		ISBN
ISSN 1102-3651		ISBN 91-88360-96-2

Department classification

Report No. 70

Förord

Denna rapport har initierats av Svenskt Gastekniskt Centrum (SGC) som också fungerat som koordinator för projektet. Finansiering har erhållits från AGA Gas AB, Ageratec, Avfall Sverige, BioAlcohol Fuel Foundation (BAFF), Energigårdarna, E.ON Gas Sverige AB, Flotech/Greenlane Biogas, Fordonsgas Sverige, Flygbussarna, Göteborg Energi AB, Kraftringen Produktion AB, LRF, Lantmännen Energi, Läckeby Water AB, Malmberg Water AB, Norups Gård, Perstorp Bioproducts, Preem Petroleum, SEKAB, SL, Stockholm Gas, Svensk Biogas AB, Svensk Raps, Öresundskraft samt Energimyndigheten som samtliga här tackas.

Till projektet har också en referensgrupp knutits vilka har bidragit med värdefulla och konstruktiva kommentarer och synpunkter under arbetes gång. Vi vill särskilt tacka Kristina Birath (Gröna Bilister), Johan Biärsjö (Svensk Raps), Mats Björnell (Naturvårdsverket), Maria Edlund (SEKAB), Tula Ekengren (Fordonsgas Sverige), Sven-Olov Ericson (Näringsdepartementet), Håkan Eriksson (E.ON), Sören Eriksson (Preem Petroleum), Linus Hagberg (IVL), Erik Herland (LRF), Anders Hultgren (Perstorp), Olle Hådel (Vägverket), Sofie Karlsson (Lantmännen), Lars-Gunnar Lindfors (IVL), Marita Linné (Biomil), Lena Nordgren (BAFF), Claes Ramel (Energigårdarna), Jan Svensson (Flygbussarna), Nanna Wikholm (Naturvårdsverket), Eric Zinn (Göteborg Energi), Andreas Öman (IVL) samt avslutningsvis Mattias Svensson (SGC, koordinator).

En kritisk granskning av rapporten har utförts av IVL (se Appendix).

Lund, maj 2010

Författarna

Innehållsförteckning

1. Bakgrund	1
2. Syfte	1
3. Metod och avgränsningar	3
3.1. Analyserade system	3
3.2. Metodik.....	3
3.2.1 Funktionell enhet.....	3
3.2.2 Data	4
3.2.3 Systemgränser och allokeringar	5
3.2.4 Miljöeffektkategorier	11
4. Resultat	13
4.1. Begränsningar i produktionsvolym	13
4.2. Förändrad markanvändning.....	16
4.2.1. Direkta effekter	16
4.2.2. Indirekta effekter.....	17
4.3. Utsläpp av växthusgaser	20
4.3.1. Beräkningsresultat.....	20
4.3.2. Bedömd klimatnytta inklusive förändrad markanvändning	23
4.4. Utsläpp av övergödande ämnen.....	24
4.4.1. Beräkningsresultat.....	24
4.4.2. Bedömt bidrag till övergödning inklusive förändrad markanvändning	27
4.5. Utsläpp av försurande ämnen	27
4.5.1. Beräkningsresultat.....	27
4.5.2. Bedömt bidrag till försurningen	29
4.6. Utsläpp av ämnen som bidrar till bildning av marknära ozon.....	29
4.6.1. Beräkningsresultat.....	29
4.6.2. Bedömt bidrag till bildningen av marknära ozon	31
4.7. Utsläpp av partiklar	31
4.7.1. Beräkningsresultat.....	31
4.5.2. Bedömt utsläpp av partiklar	33
4.8. Energibalans	33
4.9. Areaeffektivitet.....	34
5. Känslighetsanalys	37
5.1 Val av markanvändningsreferens	37
5.2 Val av allokeringmetod.....	37
5.3 Foderbiprodukters kvalitet vid systemexpansion	38
5.4 Fossilbaserad el och processenergi.....	38
5.5 Minskade lustgasutsläpp vid gödselmedelstillverkning	39
5.6 Ökat metanläckage vid biogasproduktion	40
5.7 Ändrat metanläckage vid konventionell gödsellagring	40
5.8 Energiinsats i infrastruktur – lokala biogasnät	42
5.9 Effektivisering via växtförädling och processutveckling	43
6. Diskussion	47

<i>7 Referenser</i>	<i>49</i>
<i>Appendix 1 - Indata</i>	<i>55</i>
<i>Appendix 2 - Resultattabeller</i>	<i>71</i>
<i>Appendix 3 – Känslighetsanalyser</i>	<i>75</i>
<i>Appendix 4 – Rapport från kritisk granskning</i>	<i>77</i>

Sammanfattning (utökad)

Samtliga av dagens svenska biodrivmedel bedöms leda till en stor klimatnytta jämfört med fossila drivmedel när också direkta markförändringar inkluderas. Reduktionen av växthusgaser jämfört med fossila drivmedel beräknas till mellan 67% och 148% beroende av drivmedelskedja, men det finns också stora variationer inom respektive system beroende av lokala förutsättningar och beräkningsmetodik. Dagens produktion bedöms inte medföra några signifikanta negativa nettoeffekter av indirekta markförändringar utanför Sveriges gränser.

Direkta markförändringar antas ske på en fjärdedel av åkermarken genom att odling av ettåriga drivmedelsgrödor sker på tidigare gräsbevuxen mark. Denna bedömning är troligen en överskattning snarare än en underskattning. Idag utnyttjas cirka 5% av den svenska åkerarealen för biodrivmedelsproduktion. Vid en framtida expansion av biodrivmedel från ettåriga grödor kan andelen f d gräsbevuxen åkermark som utnyttjas öka vilket ger ökade biogena utsläpp av växthusgaser. Detta kan å andra sidan motverkas av olika effektiviseringsåtgärder i hela produktionskedjan. Ett exempel är utökad lustgasrening vid tillverkning av mineralgödselkväve som kan öka klimatnyttan med flera procentenheter.

Idag utnyttjas inte all åkermark i Sverige och intensiteten i den befintliga växtodlingen bedöms också kunna öka, framför allt inom vallodling. Detta möjliggör en viss expansion av inhemsk biodrivmedelsproduktion från åkergrödor utan negativa indirekta markanvändningseffekter (vid en konstant livsmedels- och foderproduktion). En förutsättning är dock att expansionstakten är väl avvägd så att dessa potentiella dynamiska effekter tas tillvara. Dagens drivmedels- och foderkombinat kan också leda till positiva indirekta markanvändningseffekter genom att behovet av importerat sojafoder minskar.

I grundfallet baseras alla beräkningar på så kallad systemutvidgning där biprodukters indirekta effekter inkluderas, vilket rekommenderas av den ISO-standard som finns för livscykelanalys (LCA). Dessutom visas hur resultaten skiljer om man fördelar, eller allokerar utsläppen mellan biodrivmedel och biprodukter utifrån deras energiinnehåll respektive ekonomiska värde. Som referens används bensin och diesel som antas ha samma växthusgasutsläpp om 83,8 g CO₂ per MJ. Resultaten redovisas exklusive tillvaratagande av skörderester som halm och blast i grundfallen för vete-, raps- och sockerbetsbaserade drivmedel.

Spannmålsbaserad etanol bedöms idag leda till en klimatnytta om 71% jämfört med fossila drivmedel, när systemutvidgning tillämpas (exklusive halm). Idag utnyttjas bioproducten drank som foder och den inhemska marknaden för drank uppskattas till motsvarande 1-2 TWh etanol. Detta motsvarar i sin tur 2,5-5% av dagens bensinförbrukning i Sverige (cirka 42 TWh bensin och totalt 84 TWh inklusive diesel). Därutöver tillkommer en exportmarknad, t ex inom EU vars totala marknad för foderdrank också uppskattas motsvara en etanolproduktion om drygt 5% av EU's nuvarande bensinförbrukning. När energiallokering tillämpas uppgår klimatnyttan med dagens spannmålsetanol till 63% (exklusive halm).

Ett alternativ till att använda draken som proteinfoder är att utnyttja denna för biogasproduktion. Klimatnyttan med en kombinerad etanol- och biogasproduktion från spannmål uppskattas till 67% när systemutvidgning tillämpas, d v s när rötresterna antas ersätta mineralgödsel.

Etanolproduktion från sockerbeter bedöms ge en klimatnytta om 80% under dagens förutsättningar, respektive 74% med energiallokering. Om den maximala potentiella sockerbetsarealen i Sverige utnyttjas enbart för etanolproduktion bedöms cirka 2 TWh etanol per år kunna produceras. Den sockerrörsetanol som idag importeras från Brasilien beräknas ge en klimatnytta om 79%, alternativt 77% med energiallokering. Hur klimatnyttan kan komma att förändras vid en fortsatt expansion beror till stor del på vilken typ mark som kommer att utnyttjas, d v s lågproduktiv betesmark, kultiverad betesmark respektive öppen odlingsmark, samt hur stor del av denna ökade markanvändning som kompenseras via ökad betes- och odlingsintensitet. När etanol används i tunga fordon krävs tillsatsmedel (ED95) vilka ger en klimatbelastning motsvarande knappt 4% av fossila drivmedels belastning.

Klimatnyttan med dagens RME bedöms till 68% jämfört med fossila drivmedel. En viktig parameter är hur mycket sojamjöl som kan ersättas av biprodukten rapsmjöl och om denna andel ökar eller minskar med 25% varierar klimatnyttan från 64% till 72%. När energiallokering tillämpas blir klimatnyttan 53% (exklusive halm). Den maximala produktionen av RME från svenskodlad raps beräknas kunna uppgå till cirka 1 TWh per år baserat på möjlig ökad odlingsareal av oljevaxter p g a växtföljdsrestriktioner. Den inhemska odlingsarealen bedöms vara mer begränsad än avsättningen av rapsmjöl som proteinfoder. Produktionen kan öka med import av rapsfrö alternativt rapsolja.

Biogas från vall, betor (inklusive blast i detta fall) och majs bedöms under dagens förutsättningar ge en klimatnytta om 86%, 85% respektive 75% jämfört med fossila drivmedel. Om andelen odling som sker på f d gräsbevuxen åkermark ökar i framtiden påverkar inte detta klimatprestandan för vallbaserad biogas. En annan viktig parameter är läckage av metan vid produktion och uppgradering av biogas och om detta ökar från antagna 0,5% till 1,5% reduceras klimatnyttan med motsvarande 5 procentenheter. När energiallokering tillämpas blir klimatnyttan under dagens förutsättningar 68%, 74% och 61% för biogas från vall, sockerbeter respektive majs. Om den maximala potentiella sockerbetsarealen i Sverige utnyttjas enbart för biogasproduktion bedöms cirka 3,5 TWh biogas per år kunna produceras. Arealen åkermark som är lämplig för majsproduktion bedöms också vara begränsad men här saknas kvantitativa uppskattningar.

När restprodukter som gödsel, avfall från livsmedelsindustri och organiskt hushållsavfall utnyttjas för biogasproduktion bedöms detta ge en klimatnytta om 148%, 119% respektive 103% jämfört med fossila drivmedel. Anledningen till att klimatnyttan överstiger 100% är de indirekta effekter som fås genom ökad recirkulering av växtnäringsämnen vilket minskar behovet av mineralgödsel, ökad recirkulering av humusämnen mm. När det gäller gödsel består den största indirekta vinsten av att metan- och lustgasläckage från traditionell flytgödsellagring minskar. Det finns dock en stor osäkerhet i hur stor denna vinst är då danska studier och IPCC's beräkningsmetodik ger högre indirekta vinster medan svenska mätningar indikerar lägre vinster. Om dessa olika beräkningsunderlag tillämpas ändras klimatnyttan för gödselbaserad biogas till motsvarande 176% respektive 122% jämfört med fossila drivmedel.

drivmedel. Denna indirekta klimatnytta i form av minskat läckage av metan och lustgas från flytgödsellagring avtar från söder till norr i Sverige då detta är temperaturberoende.

Mängden biogas som kan produceras från livsmedelsavfall och hushållsavfall uppskattas till vardera cirka 1 TWh per år, medan motsvarande mängd från gödsel uppskattas till cirka 3 TWh per år. När lokala biogasnät byggs upp leder detta till ett marginellt ökat bidrag av växthusgaser, cirka 1% jämfört med fossila drivmedels klimatbelastning. Energiinsatsen motsvarar också ungefär 1% av biogasens energiinnehåll.

När klimatnyttan för biodrivmedel baserat på åkergrödor uttrycks per hektar och år, vilket är en alternativ funktionell enhet till per MJ drivmedel, blir rangordningen något förändrad. Högst klimatnytta per hektar och år ger biogas från sockerbetor inklusive blast (12-14 ton CO₂-ekvivalenter vid energiallokering respektive systemutvidgning), följt av biogas från majs och etanol från sockerbetor (6-7 ton), biogas från vall (5-6 ton), etanol och biogas från vete (4-5 ton), etanol från vete (3-4 ton) och till sist RME (2-3 ton CO₂-ekvivalenter per hektar och år).

Tillsammans med klimatpåverkan är också bidrag till övergödning en mycket viktig aspekt att beakta när det gäller biodrivmedel från grödor och jordbruksbaserade restprodukter. När systemutvidgning tillämpas blir bidraget till övergödningen relativt lika mellan spannmålsetanol och biogas från restprodukter. Orsaken till detta är att etanol får positiva indirekta effekter när dranken ersätter andra fodergrödor medan biogas får en viss negativ indirekt effekt när rötrest ersätter mineralgödsel vilket medför något ökade kväveförluster. Etanol från sockerbetor är ännu bättre ur övergödningssynpunkt tack vare ett relativt sett högt drivmedelsutbyte per hektar i kombination med indirekta vinster när biprodukten pulpa ersätter foderspannmål. Bidraget till övergödningen är något högre för biogas baserat på sockerbetor och vall samt sockerrörsetanol, och ännu högre för biogas från majs samt biogas och etanol från vete. RME ger högst bidrag till övergödningen.

Utsläppen från tunga fordon som bidrar till övergödningen bedöms vara i samma storleksordning som de vid produktionen av spannmålsetanol och biogas från restprodukter. För övriga biodrivmedel är utsläppen från drivmedelsproduktionen minst dubbelt så stora som från tunga fordon. Utsläppen från lätta fordon som bidrar till övergödningen är betydligt lägre och utgör normalt endast någon eller några procent av de från drivmedelsproduktionen. Ett undantag är RME där utsläppen från fordonet utgör ungefär en tredjedel.

Om energiallokering tillämpas som beräkningsmetod förändras rangordningen mellan biodrivmedels bidrag till övergödningen då inga indirekta miljöeffekter inkluderas. I detta fall är biogas från restprodukter betydligt bättre än alla övriga biodrivmedel. Därefter följer biogas från vall och sockerbetor där även kväverik blast skördas, och sen etanol från sockerrör och sockerbetor. Högst bidrag till övergödningen har RME medan biogas från majs samt etanol och biogas från vete har något lägre bidrag.

Produktionssystemen för RME och etanol från spannmål ger lägst bidrag till försurningen följt av etanol från sockerbetor. Anledningen till detta är de indirekta miljövinster som fås när sojamjöl och foderspannmål ersätts av rapsmjöl respektive

drank. Biogas från restprodukter och grödor ger ett högre bidrag till försurningen, framför allt på grund av ökade utsläpp av ammoniak när rötrest ersätter mineralgödsel. Högst bidrag ger sockerrörsetanol och detta beror huvudsakligen på båttransporten över Atlanten när svavelhaltig olja används som bränsle. När energiallokering tillämpas blir skillnaderna mellan de olika biodrivmedlen betydligt mindre, med undantag för sockerrörsetanol som ger fortsatt högre bidrag än övriga.

Utsläppen av försurande ämnen från lätta fordon är relativt låga och utgör ofta omkring en tiondel av de från drivmedelsproduktionen, med en viss variation. Ett undantag är RME där utsläppen från fordon är betydligt högre än från drivmedelsproduktion. Utsläppen av försurande ämnen från tunga fordon är så gott som alltid högre än från drivmedelsproduktion. Lägst utsläpp ger biogasfordon, följt av etanolfordon medan tunga RME-fordon ger högst utsläpp.

Utsläpp av ämnen som kan bilda fotokemiska oxidanter (t ex marknära ozon) är relativt lika för de olika produktionssystemen med något lägre utsläpp för biogassystem. Ett undantag är sockerrörsetanol som har cirka tio gånger högre utsläpp som framför allt beror på båttransporten över Atlanten. Utsläppen från tunga fordon är i samma storleksordning som drivmedelsproduktionen för biogas och RME, respektive 2-3 gånger högre än produktionen av etanol. Utsläppen från lätta fordon är ungefär lika oavsett drivmedel men nivån är ofta cirka 5-10 gånger högre än utsläppen från drivmedelsproduktionen.

Utsläppen av partiklar är lägst för produktionssystem för biogas och högst för RME med etanol där emellan när systemutvidgning tillämpas. När energiallokering tillämpas blir skillnaderna mindre. Produktionen av drivmedel ger normalt högre utsläpp av partiklar än vid användningen i både lätta och tunga fordon. Ett undantag är RME där användningen i fordon ger ungefär lika stora utsläpp som vid produktionen. Biogasfordon bedöms ge något lägre partikelutsläpp än etanolfordon.

När det gäller energieffektiviteten i de olika produktionssystemen för biodrivmedel, uttryckt som kvoten mellan drivmedelsutbyte och insatt hjälpenenergi i form av primärenergi, ligger denna kring 5-6 för RME, biogas från avfall samt sockerrörsetanol när systemutvidgning tillämpas. För övriga biodrivmedelssystem ligger energibalansen kring 2 till 3. När energiallokering tillämpas blir skillnaderna i energibalans mindre där alla system ligger mellan 2 och 4 med undantag för sockerrörsetanol som ligger över 5.

Summary (*extended*)

All biofuels produced and used in Sweden today are expected to lead to significant climate benefits compared to fossil fuels when also direct land use change is included. The reduction of greenhouse gas emissions compared to fossil fuels is estimated to be between 67% and 148% depending on the fuel chain, but there are also wide variations within each system due to local conditions and calculation methodology. Today's production is not expected to cause any significant negative net effect of indirect land use changes outside of Sweden.

Direct land use change are assumed to take place on one fourth of the agricultural land due to cultivation of annual crops for biofuels taking place on previous grassland. This assumption is probably an overestimate rather than an underestimate. Today, approximately 5% of the Swedish arable land is used for biofuel production. For future expansion of biofuels from annual crops, the share of grassland used may increase, resulting in increased biogenic emissions of greenhouse gases. This may on the other hand, be countered by various measures to increase efficiency throughout the production chain. An example is implementation of nitrous oxide cleaning equipment in the production of mineral nitrogen fertilizers that can increase the climate benefits several percentages.

Today not all agricultural land in Sweden is used for crop cultivation and the intensity of the current crop production is also expected to increase, particularly for the cultivation of ley crops. This allows some expansion of domestic biofuel production from field crops without negative indirect land use change effects (at a constant food and feed production). Provided, however, that the rate of expansion is balanced so that these potential dynamic effects are exploited. Today's combined production of biofuel and feed can also lead to positive indirect land use change effect by decreased use of imported soy feed.

In the base case, all calculations are based on so-called system expansion where the by-products indirect effects are included, as recommended by the ISO-standard for life cycle assessments (LCA). The variation in the result is also shown for different methods to allocate the emissions between biofuels and by-products according to their energy content or economic value. Crop residues, such as straw, are excluded in the base cases but included in alternative calculations. As reference petrol and diesel are used, having the same greenhouse gas emissions of 83.8 g CO₂ per MJ.

Wheat based ethanol is considered to lead to a climate benefit of 71% compared to fossil fuel, when system expansion is applied (excluding straw). Today, the by-product distillers waste is used as feed and the domestic market is estimated to be equivalent to 1-2 TWh of ethanol. This in turn corresponds to 2.5 to 5 % of the current petrol consumption in Sweden (about 42 TWh of petrol and a total of 84 TWh including diesel). In addition, there is an export market, for example within the EU, where the total market for distillers waste used as feed also is estimated to correspond to an ethanol production of 5% of Europe's current petrol consumption. When energy allocation is applied climate benefits of today's grain based ethanol is 63% (excluding straw).

An alternative to using the distillers waste as protein feed is to use it for biogas production. The climate benefits of combined ethanol and biogas production from grain is estimated to 67% when system expansion is applied, i.e. when the digestions residues are assumed to replace mineral fertilisers.

Ethanol production from sugar beet is considered to have a climate benefit of 80 % under today's conditions, and of 74% using energy allocation. If all land used for sugar beet production in Sweden was used only to produce ethanol, around 2 TWh of ethanol could be produced annually. Ethanol produced from sugar cane currently imported from Brazil is expected to generate a climate benefit of 79%, and of 77% if energy allocation is applied. How the climate benefits are subjected to change at a continued expansion largely depends on the type of land that then will be used, i.e. low productive pasture, cultivated pasture and open cropland, and how much of this increased land use that is compensated by increased grazing and cropping intensity. When ethanol is used in heavy duty vehicles additives are required (ED95) which provides a climate load of just less than 4% of that of fossil fuel.

The climate benefit of today's RME is estimated to 68% compared to fossil fuels. One important parameter is how much soy meal that can be replaced by the by-product rape seed meal and if this share decreases or increases with 25% the climate benefits change from 64% to 72%. When energy allocation is applied the climate benefit is 53% (excluding straw). The maximum production of RME from rapeseed grown in Sweden is expected to be around 1 TWh per year based on the possible increase in cultivation land of oilseed crops due to restrictions in crop rotation. The domestic area of cultivation is estimated to be more limited than that of rapeseed meal used as protein feed. The production may increase with imported rapeseed or rapeseed oil.

Biogas from ley crops, sugar beets (including tops) and maize are assessed in the current situation to provide a climate benefit of 86%, 85% and 75%, respectively, compared to fossil fuels. If the share of the cultivation that takes place on former grassland is increasing in the future, this does not affect the climate performance of biogas based on ley crops. Another important parameter is the losses of methane in the production and upgrading of biogas and if this will increase from adopted 0.5% to 1.5% the climate benefits are reduced equivalent to 5 percentage points. When energy allocation is applied using current conditions climate benefit will be 68%, 74% and 61% for biogas from ley crops, sugar beet and maize, respectively. If the maximum potential of land in Sweden used for producing sugar beets is used solely for biogas production, it was estimated that around 3.5 TWh of biogas per year could be produced. The agricultural land suitable for maize production is also expected to be limited but here no quantitative estimations were made.

If residues as manure, waste from food industries and organic household waste are used for biogas production they are assessed to provide a climate benefit of 148%, 119% and 103%, respectively, compared to fossil fuels. The reason that the climate benefit exceeds 100% is the indirect effects obtained through increased recycling of nutrients reducing the need for fertilizers, and the increased recycling of organic matter to the soils etc.

In the case of manure, the main indirect benefit is that the methane and nitrous oxide leakage from traditional slurry storage decreases. However, there is considerable

uncertainty in how big this benefit is, since Danish studies and also the IPCC's methodology results in increased indirect benefits while Swedish measures indicate a decreased indirect benefit. If these different basis for calculation is applied climate benefits of manure-based biogas is changed to 176% and 122%, respectively, compared to fossil fuels. This indirect climate benefit in terms of reduced leakage of methane and nitrous oxide from slurry storage decreases from south to north of Sweden, since it is temperature dependent.

The amount of biogas that can be produced from food waste and household waste is estimated to about 1 TWh each per year, while the corresponding amount from manure is estimated to about 3 TWh per year. When local biogas distribution grids are built, this result in a slightly increased contribution of greenhouse gases, about 1% compared to the load from fossil fuels. The energy input is also equivalent to about 1% of the energy content in the biogas.

When climate benefits of biofuels based on cultivated crops are expressed per hectare and year, which is an alternative to the functional unit per MJ of fuel, the ranking will slightly change. The best climate benefit per hectare and year comes from biogas produced from sugar beet, including tops (12-14 tonnes of CO₂-equivalents using energy allocation and system expansion, respectively), followed by biogas from maize and ethanol from sugar beet (6-7 tonnes), biogas from ley crops (5-6 tons), ethanol and biogas from wheat (4-5 tonnes), ethanol from wheat (3-4 tons) and finally RME (2-3 tonnes of CO₂-equivalents per hectare and year).

Together with climate change also contribution to eutrophication is an important aspect to consider in the case of biofuels from crops and agricultural residues. When system expansion is applied the contribution to eutrophication is relatively equal for ethanol from wheat and biogas from waste products. The reason for this is that the ethanol is given an indirect positive effect when the distillers waste is replacing other food crops, while the biogas is given a negative indirect effect when the digestate is replacing mineral fertilisers resulting in slightly increased nitrogen losses. Ethanol from sugar is even better when it comes to eutrophication due to a relatively high output of biofuel per hectare in combination with indirect benefits when the by-product pulp that is replacing grain used for feed. The contribution to eutrophication is slightly higher for biogas based on sugar beets or ley crops and ethanol from sugar cane, and even higher for biogas from maize as well as biogas and ethanol from wheat. RME has the highest contribution to eutrophication.

Contribution to eutrophication coming from emissions from final use in heavy duty vehicles is considered to be in the same order of magnitude as those in the production of ethanol from wheat and biogas from waste residues. For other biofuels the emissions from fuel production are at least twice as high as those from final use in heavy duty vehicles. Emissions from light duty vehicles that contribute to eutrophication are much lower and usually they only stand for one or a few percent of those from the fuel production. An exception is the RME where emissions from the vehicle stand for roughly one third. If energy allocation is applied as calculation method the ranking between the biofuels contribution to eutrophication are changed since no indirect environmental effects are included. In this case, biogas from residues performs much better than all other biofuels. Followed by biogas from ley crops and sugar beets where also the nitrogen rich tops are harvested and then ethanol from sugar

cane and sugar beet. The highest contribution to eutrophication comes from RME, while biogas from maize and ethanol and biogas from wheat has a slightly lower contribution.

The production system for RME and ethanol from wheat contributes the least to acidification, followed by ethanol from sugar beets. The reason for this is the indirect benefits given when soy meal and grain used as feed is replaced by rape seed meal and distillers waste, respectively. Biogas from residues and crops has a higher contribution to acidification, mainly due to increased emissions of ammonia when the digestate is replacing mineral fertilisers. The highest contribution comes from ethanol produced from sugar cane; this is mainly due to the boat transport across the Atlantic when fuel oil containing sulphur is used. When energy allocation is applied the variation between the different biofuels becomes much smaller, with the exception of ethanol from sugar cane that still contributes more than the others.

The emissions contributing to acidification from light duty vehicles are relatively low and are often around one-tenth of those from the fuel production, with some variation. One exception is RME where vehicle emissions are significantly higher than from fuel production. The emissions contributing to acidification from heavy duty vehicles are almost always higher than from the fuel production. The lowest emissions come from the vehicles running on biogas, followed by ethanol vehicles while heavy duty vehicles running on RME gives the highest emissions.

Emissions contributing to photochemical ozone creation potential (for example ground-level ozone) are relatively comparable for the different production systems with slightly higher emissions for the biogas systems. One exception is ethanol from sugar cane that has about ten times higher contribution mainly due to the boat transport across the Atlantic. The emissions from heavy duty vehicles are in the same order of magnitude as the fuel production for biogas and RME, and 2-3 times higher than the production of ethanol. The emissions from light duty vehicles are about the same independent of the fuel used but the level is often 5-10 times higher than the emissions from the fuel production.

The biogas production systems have the lowest emissions of particles and RME has the highest contribution with ethanol in between, when system expansion is applied. When energy allocation is applied the differences becomes smaller. The emissions of particles from the production of the fuel are normally higher than from the final use of the fuels in both light and heavy duty vehicles. An exception is RME where the use in the vehicles gives roughly the same emissions as during the fuel production. Vehicles run on biogas are estimated to give somewhat lower emissions of particles than vehicles run on ethanol.

Regarding energy efficiency in various production systems for biofuels, expressed as the ratio of biofuel yield and energy input in terms of primary energy, this is around 5-6 for RME, biogas from waste and ethanol from sugar cane, when system expansion is applied. For other biofuel systems the energy balance is around 2 to 3. When energy allocation is applied the differences in energy balance is smaller and all systems are between 2 and 4 with the exception of ethanol from sugar cane, which is above 5.

1. Bakgrund

Det finns idag ett stort behov av att uppdatera och komplettera livscykelanalyser (LCA) av biodrivmedel som produceras och används i Sverige (Linné, 2007). De LCA som finns är ofta mellan fem och tio år gamla samt utförda med olika beräkningsförutsättningar. Några nyare LCA finns men dessa är ofta begränsade till att enbart inkludera växthusgaser eller t ex inte inkludera slutanvändningen i fordon. På europeisk nivå hänvisas ofta till de så kallade Well-to-Wheel-studierna utförda av Concawe, Eucar och JRC (JRC, 2007) som inkluderar ett flertal olika drivmedelssystem, såväl fossila som biodrivmedel. Dessa studier fokuserar på växthusgaser, energibalans och kostnader, d v s inte andra former av utsläpp, samt är av mer generell natur där nationella förutsättningar inte fullt ut beaktas.

En annan aspekt som fått allt större uppmärksamhet är eventuella direkta och indirekta effekter från förändrad markanvändning p g a ökad produktion av biodrivmedel. Inom EU arbetas för nuvarande en beräkningsmetodik fram inom det så kallade Renewable Energy Directive, RED, för att bedöma biodrivmedels klimatnytta jämfört med fossila drivmedel och i denna metodik inkluderas direkta markeffekter. I tidigare LCA av biodrivmedel har denna aspekt inte inkluderats. Det finns också en pågående diskussion om att även inkludera eventuella indirekta effekter utanför länders gränser (eller EUs gränser inom RED), men p g a stora osäkerheter kring dessa eventuella aspekter (som kan vara både positiva och negativa) inkluderas inte dessa i dagsläget.

2. Syfte

Syftet med detta projekt är att göra uppdaterade och utvecklade livscykelanalyser för biogas, etanol och RME som drivmedel baserat på dagens svenska förhållanden. Fokus ligger på att göra så transparenta och relevanta jämförelser som möjligt och lyfta fram de steg i livscykeln som signifikant påverkar respektive biodrivmedels miljöprestanda. I studien görs också känslighetsanalyser som visar effekterna av t ex framtida förändrade produktionsförutsättningar. Studiens resultat ska tolkas som aktuell och genomsnittlig miljöprestanda för respektive biodrivmedel utifrån de utvecklade beräkningsmetoder som tillämpas idag, d v s det kan finnas vissa skillnader mot specifika produktionssystem som olika företag utnyttjar idag.

3. Metod och avgränsningar

Beräkningarna i denna studie följer ISO-standarderna för livscykelanalys, d v s ISO 14044 (ISO, 2006). De generella beräkningsförutsättningarna beskrivs nedan medan specifika förutsättningar för enskilda biodrivmedelssystem anges i Appendix alternativt i refererad litteratur.

3.1. Analyserade system

I föreliggande studie inkluderas följande drivmedelskedjor baserat på svensk-producerad biomassa (med undantag för sockerrörsetanol):

Etanol från vete.

Etanol från sockerbetor.

Etanol och biogas från vete.

Biogas från avfall (livsmedelsindustri respektive hushåll).

Biogas från gödsel.

Biogas från grödor (sockerbetor, vall respektive majs).

RME från raps.

Etanol från sockerrör (*Import från Brasilien*)

Användning av biodrivmedel inkluderar såväl lätta som tunga fordon. Resultaten kommer att jämföras med fossila drivmedel som bensin och diesel avseende klimatnytta.

3.2. Metodik

3.2.1 Funktionell enhet

Den funktionella enheten (FE) sätts i denna studie till ”miljöpåverkan per MJ drivmedel”.

Det finns även andra alternativ som t ex ”miljöpåverkan per kilometer transporttjänst”. En fördel med denna FE är att skillnader i olika fordons bränsleeffektivitet också inkluderas och beaktas. En nackdel är dock att osäkerheten ökar i resultaten då t ex förbättringar i olika fordons bränsleeffektivitet sker snabbt och att nya tekniker introduceras som t ex elhybridsteknologin. Dessutom kan skillnader i olika fordons bränsleeffektivitet avseende olika drivmedel också förändras genom teknikutveckling. Genom att presentera resultaten på MJ drivmedel kan läsaren själv omvandla dessa till per kilometer transporttjänst för de specifika fordon som är aktuella att studera. Vi bedömer att användbarheten av studien ökar genom vald FE.

Resultaten avseende energibalans och klimatnytta presenteras också per hektar för grödbaserade drivmedel för att spegla areaeffektivitet. Denna funktionella enhet bedöms bli allt viktigare i framtiden i och med en ökad konkurrens om odlingsmark för mat, foder, energi mm. Inom LCA-världen förespråkas alltmer att den funktionella

enheten för biodrivmedel också ska uttryckas per hektar och år parallellt med per MJ drivmedel (och om möjligt per km transporttjänst) (se t ex Cherubini m fl, 2009; Kim and Dale, 2009).

3.2.2 Data

Data samlas in från aktuella datakällor och studier och bearbetas för att nå bästa möjliga jämförbarhet. Målsättningen är att data ska avse ”best available technology” (BAT) som är kommersiellt tillgängligt idag, eller motsvarande för de system som ännu inte byggts i kommersiell skala. Beroende på antalet existerande biodrivmedelsanläggningar och deras skalstorlek varierar karaktären på dataunderlaget. När endast enstaka större anläggningar finns bygger analyserna på mer platsspecifika data medan mer generell data används för mindre anläggningar som finns i ett större antal. En del system finns ännu inte uppbyggda i Sverige utan här används data från olika förstudier, internationell data mm. Med andra ord, karaktären av data varierar vilket innebär en osäkerhet som följs upp i känslighetsanalyser. Samtidigt är det inte möjligt att få data av exakt samma karaktär för de olika drivmedelssystemen då de finns inneboende skillnader i t ex skalstorlek och antal enheter. I Tabell 1 görs en översiktlig beskrivning av vilken typ av data som utnyttjas för de olika systemen.

Tabell 1. Översiktlig beskrivning av vilken typ av data som används i analyserna av de olika drivmedelssystemen.

Biomassa	Bio-drivmedel	Datakaraktär		
		<i>Råvaror</i>	<i>Omvandling</i>	<i>Slutanvändning</i>
Vete	Etanol	Generell – Bearbetad officiell statistik	Huvudsakligen platsspecifik – Norrköping - Existerande	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier
	Biogas	Generell – Bearbetad officiell statistik	Huvudsakligen generell – Förstudier	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier
Sockerbetor	Etanol	Generell – Bearbetad officiell statistik	Huvudsakligen generell – Förstudier & Internationellt	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier
	Biogas	Generell – Bearbetad officiell statistik	Huvudsakligen generell – Förstudier	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier
Raps	RME	Generell – Bearbetad officiell statistik	Huvudsakligen platsspecifik – Karlshamn & Stenungsund - Existerande	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier
Vall	Biogas	Generell – Bearbetad officiell statistik	Huvudsakligen generell – Existerande & Förstudier	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier
Majs	Biogas	Generell – Bearbetad data - praktiska odlingar	Huvudsakligen generell – Förstudier & Internationellt	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier
Gödsel	Biogas	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier	Huvudsakligen generell – Existerande & Förstudier	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier
Avfall	Biogas	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier	Huvudsakligen generell – Existerande & Förstudier	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier
Sockerrör	Etanol	Generell - litteraturstudier	Huvudsakligen generell – Brasilien - Existerande	Generell – Bearbetad data - litteraturstudier

3.2.3 Systemgränser och allokeringar

Livscykeln längd utgörs av odling av råvara (alternativt insamling och hantering av restprodukt), transport av råvara till drivmedelsanläggning, framställning av drivmedel samt slutanvändning i fordon. Distribution av drivmedel inkluderas inte. Däremot bedöms relevansen av energiinsats och emissioner från infrastrukturuppbyggnad av lokala biogasnät för att t ex knyta samman produktionsanläggningar till en gemensam uppgraderingsanläggning. Transport av sockerrörsetanol från Brasilien till svensk hamn ingår. Livscykeln bredd inkluderar alla väsentliga aktiviteter, processer och insatsvaror som har en signifikant påverkan på resultatet. Insatser i form av byggnader och övrig infrastruktur inkluderas ej.

För biodrivmedelssystem som genererar biprodukter tillämpas så kallad systemutvidgning i de fall det är möjligt, d v s när biprodukterna ersätter en tydligt identifierad alternativ produkt samt när det finns livscykelinventeringsdata (LCI-data) för denna. Detta innebär att systemgränserna utvidgas så att biprodukternas indirekta miljövinster inkluderas i analyserna. Vid denna typ av systemutvidgning krävs också en uppskattning om vilka volymer biodrivmedel som kan produceras innan marknaden för den aktuella biprodukten blir mättad. Därefter måste en ny alternativ produkt identifieras eller andra beräkningsmetoder tillämpas. I föreliggande studie ingår därför en uppskattning av marknadsvolymer för de biprodukter som är aktuella och som visar under vilka förutsättningar de aktuella systemutvidgningarna är aktuella.

I Tabell 2 redovisas de systemutvidgningar som görs i föreliggande studie vilka också illustreras i Figur 1 och 2. När det gäller skörderester i form av halm och blast utnyttjas dessa i begränsad omfattning idag för energiändamål. Därför ingår inte tillvaratagande av skörderester i basfallen med undantag för biogas från sockerbeter där blast inkluderas (helgrödsskörd). I alternativa beräkningar för biodrivmedel från vete, raps och sockerbeter (etanol) beskrivs dock betydelsen av att också utnyttja skörderester för energiändamål. I dessa alternativa beräkningar antas alltid en tillräcklig stor andel lämnas kvar (mellan 40-50%) för att bibehålla markens bördighet

Tabell 2. Beskrivning av de systemutvidgningar som görs i föreliggande studie.

Biomassa	Biodrivmedel	Biprodukt	Ersättningsprodukt
Vete	Etanol	a) drank b) halm	a) sojamjöl och foderkorn ¹ b) skogsflis ²
	Etanol Biogas	a) rötrest	a) mineralgödsel ³
Sockerbetor	Etanol	a) pulpa	a) foderkorn ⁴
	Biogas	a) rötrest	a) mineralgödsel ³
Raps	RME	a) rapsmjöl b) glycerol c) halm	a) sojamjöl och foderkorn ⁵ b) fossil- och biobaserade kemikalier ⁶ c) skogsflis ²
Vall	Biogas	a) rötrest	a) mineralgödsel ³
Majs	Biogas	a) rötrest	a) mineralgödsel ³
Gödsel	Biogas	a) rötrest	a) mineralgödsel ⁷
Avfall	Biogas	a) rötrest	a) mineralgödsel ³
Sockerrör	Etanol	a) elektricitet b) bagasse	a) fossil elektricitet ⁸ b) biobränslen ⁹

¹ 1 kg drank (torrs substans) ersätter 0,4 kg sojamjöl och 0,6 kg foderkorn (se Appendix).

² 1 kg halm (torrs substans) ersätter 0,9 kg skogsflis (se Appendix).

³ 1 kg kväve i ursprunglig råvara ersätter 0,7 kg mineralgödselkväve (motsvarar växttillgängligt kväve samt inklusive förluster vid rötresthantering) och 1 kg fosfor respektive kalium i rötrest ersätter 1 kg fosfor respektive kalium i mineralgödsel (se Appendix).

⁴ 1 kg pulpa (torrs substans) ersätter 1 kg foderkorn (se Appendix).

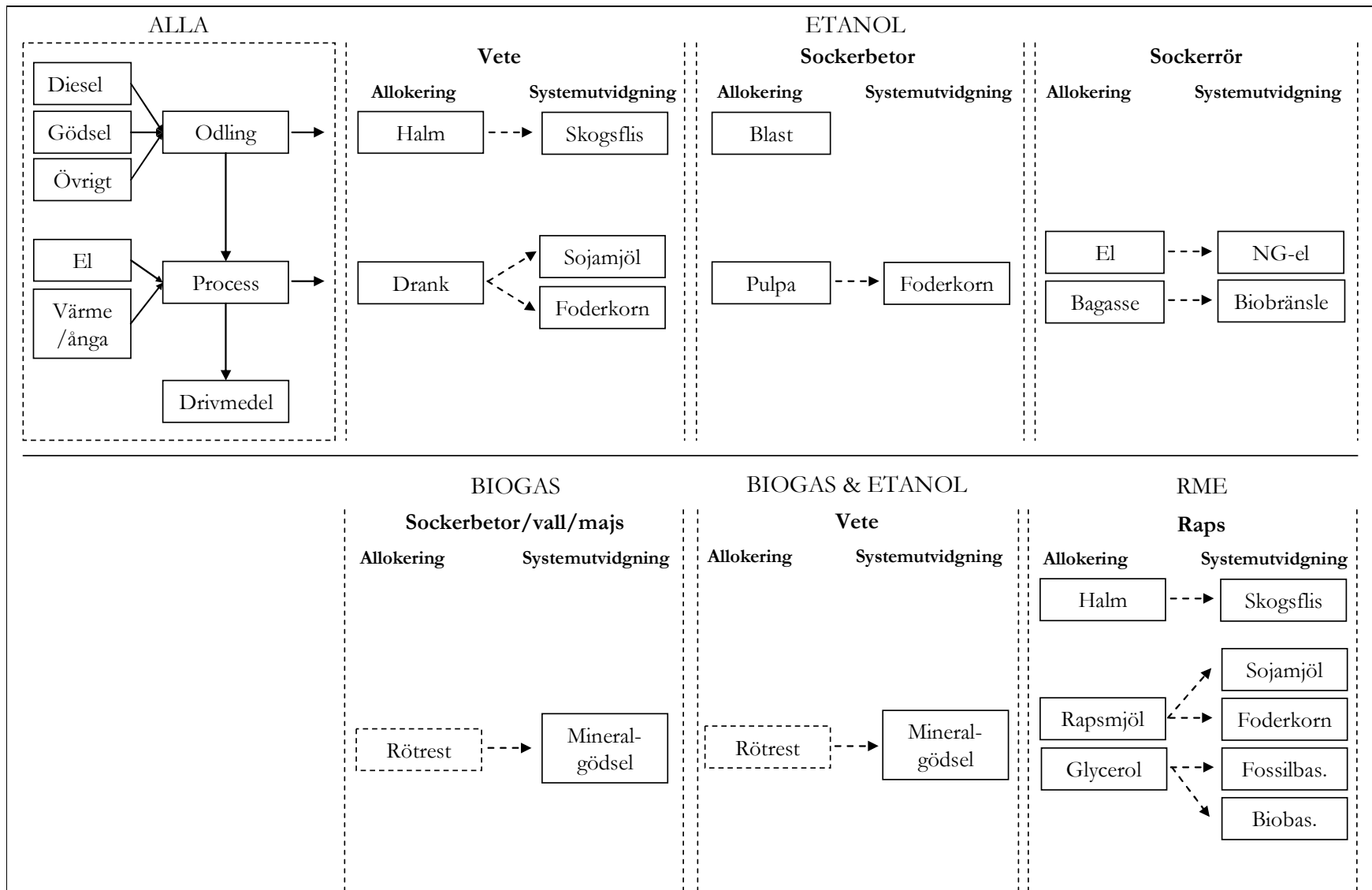
⁵ 1 kg rapsmjöl (torrs substans) ersätter 0,7 kg sojamjöl och 0,3 kg foderkorn (se Appendix).

⁶ 1 kg glycerol ersätter 0,5 kg fossilbaserade respektive 0,5 kg biobaserade kemikalier (se Appendix).

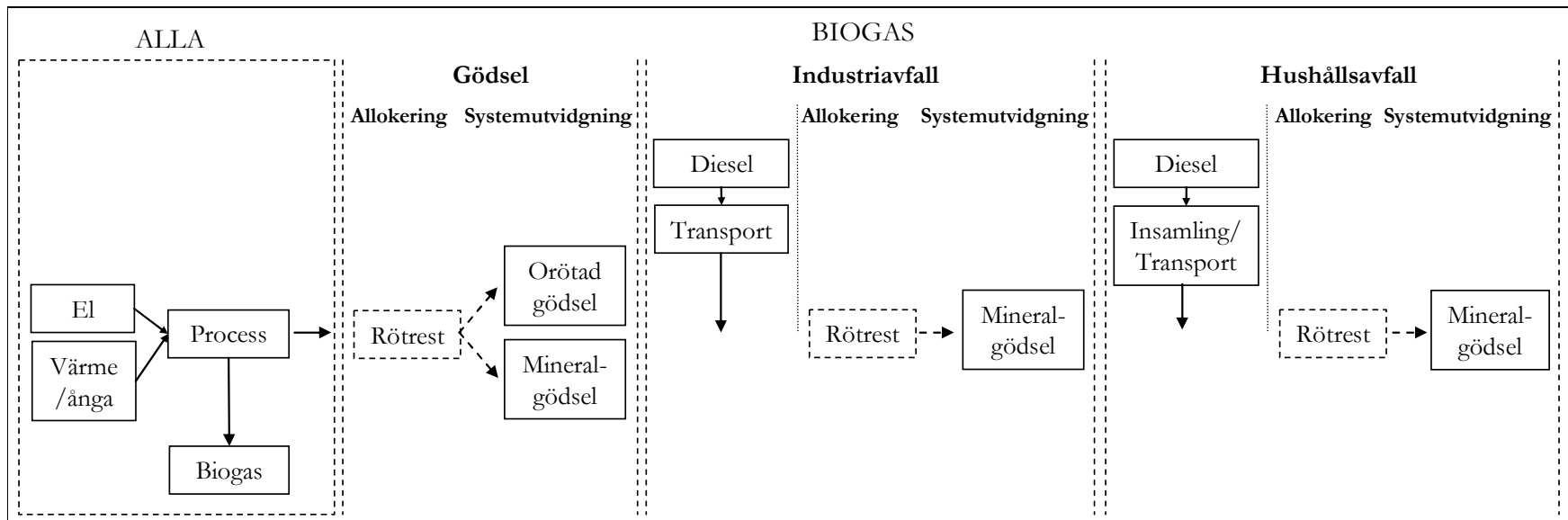
⁷ 1 ton rötad gödsel medför att behovet av mineralgödselkväve minskar med 0,5 kg N per ton substrat då ammoniumhalten (d v s växttillgängligt kväve) ökar från 70% i orötad gödsel till 85% i rötad medan rötning av gödsel ej påverkar fosfor och kalium (se Appendix).

⁸ Överskott av el ersätter naturgasbaserad el (se Appendix).

⁹ Överskott av bagasse ersätter andra biobränslen för värmeproduktion (se Appendix).



Figur 1. Processchema över biodrivmedelssystem baserade på grödor som inkluderas i denna studie.



Figur 2. Processchema över biodrivmedelssystem baserade på restprodukter som inkluderas i denna studie.

Parallellt med systemutvidgning görs också så kallad allokering där miljöpåverkan från produktionssystemet fördelas mellan biodrivmedlet och biprodukterna utifrån deras energinnehåll alternativt ekonomiska värde. Dessutom redovisas resultaten när ingen allokering görs, d v s när all miljöpåverkan belastar enbart biodrivmedlet. En fördel med energiallokering är att denna metod är konstant över tid. Inom EU's RED finns ett beslut om att energiallokering ska användas vid beräkningar av biodrivmedels miljöprestanda. En nackdel med energiallokering är att missvisande resultat kan fås om stora kvantiteter lågvärdiga biprodukter genereras i förhållande till det mer högvärdiga biodrivmedlet. Om t ex halm inkluderas som biprodukt vid produktion av spannmålsetanol får halmen bära den största miljöbelastningen då energimängden i form av halm är större än energimängden i form av etanol. I dessa fall förespråkas i stället ekonomisk allokering som speglar respektive produkts värde. En nackdel med ekonomisk allokering är att denna är föränderlig över tid då priserna för de olika produkterna varierar. I RED är det beslutat om att endast biprodukter vid drivmedelsprocesserna ska inkluderas via energiallokering och inte biprodukter vid odling (d v s skörderester som halm och blast) för att begränsa nackdelen med energiallokering som diskuteras ovan. I Appendix redovisas data för energi- respektive ekonomisk allokering.

De geografiska systemgränserna avser odling av energigrödor i södra Sverige på bra åkermark (respektive hantering och lagring av avfall och gödsel i södra Sverige). Stor vikt har lagts vid att få jämförbara skördenivåer för olika grödor, d v s dessa odlas på likvärdig åkermark och med likvärdig odlingsintensitet. Skördenivåerna kan därför både vara högre i mer högavkastande områden respektive lägre i mer lågavkastande områden. I Appendix redovisas skördenivåer och energiinsatser för respektive gröda. Insatser i form av el utgörs av svensk medel (se Appendix för emissionsdata). Insatser i form av bränslen i drivmedelsanläggningarna utgörs av biobränslen, d v s biogas i biogasanläggningar respektive skogsbränslen i etanol- och RME-anläggningar (se Appendix för emissionsdata). Utsläpp av metan från biogasanläggningar antas motsvara 0,5% av biogasproduktionen, baserat på dagens bästa teknik. Den mineralgödsel som används antas dels produceras i västeuropeiska anläggningar (cirka 60%) med aktuell nivå på reningsutrustningar mm, dels importeras från länder utanför Europa (cirka 40%). Detta innebär att cirka 30% av produktionen av mineralgödselkväve sker i anläggningar med lustgasrening där lustgasutsläppen reducerats med cirka 80% (se Appendix). Emissionsdata för fordon baseras på en litteratursammanställning där indata värderats utifrån hur denna motsvarar aktuell fordons- och avgasreningsteknologi samt bränslekvalitet. Valda emissionsdata har gjorts i samråd med fordonsexperter för att få så rättvisa emissionsnivåer mellan respektive drivmedel och för att motsvara aktuella och nya fordon som säljs på marknaden idag i Sverige. De tidsmässiga systemgränserna motsvarar således modern och aktuell teknik för framställning av insatsvaror och odlingsmetoder liksom för processer vid biodrivmedelsframställning samt fordonsteknik. Bränslecykelemissionerna av växthusgaser för bensin och diesel antas vara samma, 83,8 g CO₂ per MJ, baserat på EUs RED.

Vid odling av energigrödor på åkermark måste man fastställa den alternativa markanvändningen som referens i beräkningarna. Val av referens påverkar storleken av de markemissioner man får i form av koldioxid och lustgas, så kallade biogena emissioner, varför man bör inkludera mer än en typ av markanvändningsreferens. I denna studie inkluderas följande två olika markanvändningsreferenser: 1) ogödslad

gräsbevuxen åkermark, respektive 2) veteodling utan halmskörd (se Appendix). Dessa referenser bedöms ge en bra bild av de direkta markeffekternas potentiella betydelse, dvs i form av betydande påverkan respektive marginell påverkan. I tidigare studier av bränslecykelemissioner för biodrivmedel har oftast inte skillnader i biogena utsläpp av koldioxid inkluderats, dvs hur odlingssystemen påverkar markens innehåll av kol. Däremot inkluderas normalt biogena utsläpp av lustgas men oftast utan att ta hänsyn till alternativ markanvändningsreferens. De beräkningssätt som används i denna studie är därför nya i den bemärkelsen att biogena utsläpp av såväl koldioxid som lustgas utgår från samma markanvändningsreferens för att få koncistenta jämförelser.

Som tidigare nämnts föreslås i den beräkningsmetodik som tas fram i EU's Renewable Energy Directive att förändringar i markens kolhalt på grund av förändrade odlingssystem ska inkluderas, dvs direkta markeffekter, när detta är relevant. Detta förslag baseras i sin tur på den aktuella internationella forskningen kring LCA av biodrivmedel som beskriver behovet av att beakta denna aspekt (se till exempel Kendall and Chang, 2009; Menichetti and Otto, 2009; Reijnders and Huijbregts, 2008; Börjesson and Tufvesson, 2010). Dessutom ska biogena emissioner av lustgas ingå oberoende av markanvändningsreferens eftersom dessa emissioner vanligen beräknas utifrån nivån på hur mycket kvävegödsel som tillförs. I föreliggande studie presenteras därför resultaten även utifrån denna metodik. Därför har också en bedömning gjorts av hur stor andel långliggande gräsbevuxen åkermark respektive öppen befintlig odlingsmark som används i Sverige idag för biodrivmedelsproduktion, baserat på de senaste fem årens markanvändningsstatistik. Denna bedömning är dock behäftad med stora osäkerheter och ska framför allt ses som ett försök att minimera risken med att underskatta effekterna av direkta markförändringar. En annan osäkerhet är den stora variationen i hur stora kolförlusterna är från gräsbevuxen mark som bl a beror på hur lång tid marken varit gräsbevuxen. Förändringar i markens kolhalt är långsamma processer som kan pågå i 30 till 50 år innan nya jämviktslägen nås (Börjesson, 1999). Om vallodling ingår i traditionell växtföljd med ettåriga grödor är skillnaderna mellan denna gräsbevuxna mark och öppen odling avseende markkolsförändringar betydligt lägre än när långliggande gräsbevuxna marker (där jämviktslägen nåtts) i början odlas med ettåriga grödor. Inom EU's RED anges till exempel att trädesmark alltid ska betraktas som öppen odlingsmark även om denna är gräsbevuxen, dvs här antas inga förändringar i markens kolhalt ske vid odling.

Förutom miljöeffekter från direkta markanvändningsförändringar som beskrivs ovan kan eventuellt miljöeffekter också fås från indirekta markanvändningsförändringar, så kallade undanträngningseffekter. I dessa fall antar man att ökad odling av energigrödor alltid leder till undanträngning av mat- eller foderproduktion som i sin tur leder till nyodling av åkermark på någon annan plats i världen. Det finns dock en stor vetenskaplig osäkerhet kring dessa eventuella indirekta effekter, både vad gäller fastställande av dess omfattning respektive beräkningsmetodik för att inkludera dessa eventuella effekter i olika typer av systemstudier (se till exempel Kim and Dale, 2009; Cornelissen and Dehue, 2009). Slutsatsen är därför att indirekta undanträngningseffekter varken ska, eller kan, inkluderas i LCA av biodrivmedel i dagsläget. Dessa eventuella effekter som kan bli följden av en framtida snabb och kraftig ökning av biodrivmedel från jordbruksgrödor i kombination med ökad livsmedelsproduktion, köttkonsumtion mm måste hanteras med andra metoder och tillvägagångssätt samt bedömas utifrån ett helhetsperspektiv där all markanvändning inkluderas. För en utförligare diskussion kring denna fråga hänvisas till Börjesson och Tufvesson (2010) samt Berndes et al (2010). I denna studie analyseras dock hur

användningen av svensk åkermark förändrats de senaste fem åren samt vilka potentiella så kallade dynamiska effekter som finns inom svenskt jordbruk vid en ytterligare expansion för att beskriva relevansen av att beakta indirekta markanvändningsförändringar för dagens svenskproducerade biodrivmedel i eventuella andra typer av studier och modelleringar.

3.2.4 Miljöeffektkategorier

De emissioner som ingår i studien är: 1) koldioxid – fossil från bränslen och biogen från åkermark (CO_2), 2) metan (CH_4), 3) lustgas – från tekniska processer och biogen från åkermark (N_2O), 4) kväveoxider (NO_x), 5) ammoniak (NH_3), 6) svaveldioxid (SO_2), 7) kolväten – exkl. metan (HC), 8) partiklar samt 9) nitrat (NO_3) och fosfat (PO_4) – till vatten.

De miljöeffektkategorier som beaktas är: 1) växthuseffekt (Global Warming Potential, GWP), 2) övergödningspotential (Eutrophication Potential, EP), 3) försurningspotential (Acidification Potential, AP), 4) bildning av fotokemiska oxidanter (Photochemical Oxidant Creation Potential, POCP), 5) partiklar samt 6) energibalans. I Appendix redovisas de karakteriseringsfaktorer som används vid omräkning av enskilda utsläpp till miljöeffektkategorier.

Speciellt fokus läggs på växthusgasbalans och övergödningspotential som redovisas extra utförligt i Appendix då dessa två miljöeffekter bedöms vara de mest kritiska för biodrivmedel idag (se Börjesson och Tufvesson, 2010).

4. Resultat

I följande kapitel redovisas resultaten i form av sammanlagd miljöpåverkan för respektive biodrivmedelssystem och i jämförelse med fossila drivmedel avseende klimatprestanda. För respektive miljöeffektkategori görs en sammanfattande bedömning av aktuell nivå på miljöpåverkan utifrån dagens förutsättningar. I Appendix redovisas bakomliggande indata och beräkningsmetodik. Inledningsvis redovisas en bedömning av eventuella begränsningar i produktionsvolym för respektive biodrivmedelssystem utifrån avsättningen av biprodukter när systemutvidgning tillämpas i beräkningarna samt odlingsareal. Dessutom analysera hur biodrivmedelsproduktion leder till förändrad markanvändning, både direkt och indirekt.

4.1. Begränsningar i produktionsvolym

Enligt ISO-standarden för LCA (ISO, 2006) ska systemutvidgning tillämpas när så är möjligt. I Figur 1 och 2 beskrivs vilka alternativa produkter som bedöms ersättas av de biprodukter som genereras i respektive biodrivmedelssystem. När det gäller drank och rapsmjöl som proteinfoder och som ersättning av importerat sojaproteinfoder har en tidigare teoretisk beräkning visat att etanol och RME motsvarande maximalt cirka 4 TWh skulle kunna produceras innan denna marknad blir mättad i Sverige (Börjesson, 2007). Det finns dock olika slags begränsningar varför den praktiska potentialen bedöms vara lägre i dagsläget. I föreliggande studie bedöms avsättningen av drank som proteinfoder kunna uppgå till mellan 100.000-120.000 ton (ts) per år på den svenska fodermarknaden idag utifrån dess proteinfoderkvalitet. Denna drankvolym motsvarar cirka 4% av den totala foderförbrukningen bland Sveriges mjölkkor (Emanuelson m fl, 2006). Genom förbättrad foderkvalitet på dranken, ändrade foderstater o s v bedöms den inhemska avsättningen kunna öka i framtiden. Dessutom kan en viss del drank användas som proteinfoder i köttdjurs- och grisproduktion, motsvarande cirka 30% av den mängd som bedöms kunna användas inom mjölkproduktion (Börjesson, 2007). I well-to-wheel-studien av Concawe m fl (JRC, 2007) bedöms drank motsvarande 15-20% av foderförbrukningen inom EU kunna avsättas innan marknaden blir mättad, d v s deras bedömning är betydligt högre.

I etanoltermer motsvarar den inhemska avsättningen av drank som djurfoder cirka 1 till 2 TWh etanol när motsvarande cirka 4% till 8% av den totala inhemska foderförbrukningen utgörs av drank. Denna mängd etanol motsvarar i sin tur cirka 2,5 till 5% av dagens bensinanvändning (som uppgår till 42 TWh per år och som tillsammans med 42 TWh diesel ger en total förbrukning av fossila drivmedel för vägtransporter om 84 TWh per år). Som jämförelse bedömer Concawe m fl att etanol motsvarande maximalt cirka 6% av dagens bensinförbrukning inom EU kunna produceras från spannmål innan fodermarknaden inom EU blir mättad (JRC, 2007). Etanolproduktionen i Agroetanols utbyggda anläggning i Norrköping uppgår till cirka 1,2 TWh när denna utnyttjas fullt ut. Den drank som produceras här kan med andra ord huvudsakligen få avsättning i Sverige men också exporteras till t ex EU-länder. Exportpotentialen för drank som foder bedöms vara relativt stor i dagsläget och då framför allt som ersättning av bl a sojaproteinfoder. Den mest troliga avsättningen för

drank när inte drank används som foder är att denna används för biogasproduktion, vilket redan sker idag i mindre skala i Agroetanols etanolanläggning.

Rapsmjöl bedöms vara ett mer högkvalitativt proteinfoder än drank varför inblandningen i foder kan vara högre (Emanuelson m fl, 2006). Den sammantagna produktionskapaciteten för RME i Sverige idag motsvarar ungefär 2,3 TWh per år där Perstorps anläggning i Stenungsund är störst, cirka 1,7 TWh (Hultgren, 2010), följt av Lantmännen Ecobräsles anläggning i Karlshamn, cirka 0,5 TWh (Börjesson, 2007). Därtill finns ett antal mindre anläggningar i Sverige. Maximalt bedöms närmare 300.000 ton (ts) rapsmjöl (inklusive rapskaka) genereras från denna produktion varav större delen genereras utomlands då Perstorp importerar rapsolja. Cirka 70.000 ton (ts) bedöms kunna produceras i Sverige och denna mängd rapsmjöl motsvarar cirka 2% av dagens totala foderförbrukning inom mjölkproduktionen, inklusive rekrytering (Emanuelson m fl, 2006). Som jämförelse uppgår inblandningen av rapsprodukter i foder till mjölkkor till cirka 5% idag. Den totala användningen av rapsprodukter i foder inom svensk djurproduktion uppgår till mellan 250.000 och 300.000 ton (ts) varav cirka hälften importeras (Börjesson, 2007). En RME-produktion kring 1-2 TWh per år skulle således generera rapsmjöl som kan avsättas på den svenska inhemska marknaden. Därtill kommer möjligheterna att få avsättning utanför Sverige, t ex inom EU eller en större internationell marknad och som ersättning för t ex sojamjöl.

Idag uppgår den svenska odlingsarealen oljeväxter till cirka 100.000 hektar varav en mindre andel används för drivmedelsproduktion. Om produktionskapaciteten för RME utnyttjas fullt ut krävs cirka 180.000 hektar vilket motsvarar den maximala odlingsarealen oljeväxter i Sverige på växtföljdsrestriktioner (Börjesson, 2007). Teoretiskt skulle således cirka 1 TWh RME kunna produceras från inhemska oljeväxtodling med oförändrad produktion av andra oljeväxtprodukter. Samtidigt ökar produktionen av rapsmjöl (inklusive rapskaka) till cirka 140.000 ton vilket motsvarar cirka 5% av dagens totala foderförbrukning inom mjölkproduktion. En sammanfattande bedömning är att RME-produktionen baserat på inhemska oljeväxtproduktion framför allt begränsas av möjlig odlingsareal och i mindre utsträckning av avsättning av rapsmjöl som proteinfoder (Börjesson, 2007).

Vid RME-produktion genereras också en viss mängd glycerol som idag bedöms ersätta 50% fossilbaserade alternativa produkter och 50% biomassebaserade produkter. Denna avsättning och fördelning bedöms gälla även de närmaste åren (Mårtensson och Svensson, 2009). Historisk har andelen glycerol från RME-produktion som ersatt fossilbaserad glycerol successivt sjunkit (Henard, 2007). Nu utvecklas dock nya marknader för bioglycerol där andra fossilbaserade produkter än fossilbaserad glycerol ersätts (Mårtensson och Svensson, 2009).

Pulpa som fås vid etanolproduktion från betor antas ersätta foderspannmål vars marknad är större än för proteinfoder, dvs marknaden för pulpa som foder bedöms vara mindre begränsad än för drank och rapsmjöl som proteinfoder. Om avsättningen av pulpa som foder är begränsad kan denna t ex utnyttjas för biogasproduktion. En annan begränsning är odlingsarealen för sockerbetar då denna odling kräver bra jordar och odlingsförhållanden. Idag odlas sockerbetar framför allt i södra Götalands slättbygder men tidigare odlades sockerbetar även i norra Götalands slättbygder. Idag odlas cirka 40.000 hektar i Sverige vilket är en nedgång sedan 2005 då närmare 50.000 hektar odlades (Jordbruksverket, 2009). En bedömning av Jordbruksverket (2009b) är att den maximala arealen lämplig odlingsmark för sockerbetar uppgår till 70.000

hektar. Den teoretiska produktionen av etanol från 70.000 hektar sockerbetsodling är cirka 2 TWh. Motsvarande potential biogas är cirka 3,5 TWh (inklusive blast).

Även odlingsarealen för majs bedöms vara begränsad då denna kräver specifika odlingsförhållanden och klimat. Idag ökar odlingsarealen för majs som foder snabbt i Sverige men från en relativt låg nivå (Börjesson, 2007). Det saknas dock tillförlitliga analyser över hur stor den potentiella majsarealen kan bli i Sverige i framtiden.

Avsättningen av halm för energiändamål från spannmåls- och oljeväxtodling bedöms i dagsläget vara ”obegränsad”. Halmens potential som energiråvara bedöms uppgå till cirka 6-7 TWh per år (Börjesson, 2007). Detta kan jämföras med en uppskattad ökad efterfrågan av fasta biobränslen för värme- och kraftvärmeproduktion om mellan 25-50 TWh per år till år 2020, jämfört med 2006 (Ericsson och Börjesson, 2008). Eftersom användning av halm för energiändamål är liten idag inkluderas inte tillvaratagande av skörderester i grundfallet för biodrivmedlens miljöprestanda.

När biogas produceras från restprodukter och grödor antas rötresten ersätta mineralgödsel. Avsättningen av rötrest som ersättning för mineralgödsel bedöms vara ”obegränsad” i dagsläget. I Tabell 3 sammanfattas de begränsningar som bedöms finnas i produktionsvolymerna för de biodrivmedel som genererar biprodukter och när systemutvidgning tillämpas som beräkningsmetod.

Tabell 3. Sammanfattande bedömning av begränsningar i produktionsvolymerna för biodrivmedelssystem som genererar biprodukter och när systemutvidgning tillämpas, respektive utifrån potentiell odlingsareal.

Biomassa	Bio-drivmedel	Avsättning av biprodukter	Andra begränsningar ¹
		TWh / år	TWh / år
<i>Grödor</i>			
Vete	Etanol	Cirka 1-2 TWh -drank som proteinfoder i Sverige > 2 TWh -vid export	-
Sockerbetor	Etanol	-	Cirka 2,0 -max. 70.000 ha lämplig inhemsk odlingsareal
	Biogas ²	-	Cirka 3,5 -max. 50.000 ha lämplig inhemsk odlingsareal
Raps	RME	Cirka 1-2 TWh -rapsmjöl som proteinfoder i Sverige > 2 TWh -vid export	Cirka 1 TWh -max. ökad inhemsk odlingsareal p g a växtföljdsrestriktioner
Vallgrödor	Biogas	-	-
Majs	Biogas	-	? -begränsad lämplig inhemsk odlingsareal (uppskattning saknas)
Vete	Etanol & biogas	-	-
<i>Restprodukter</i>			
Hushållsavfall	Biogas	-	Cirka 0,8 -tillgång på substrat ³
Industriavfall	Biogas	-	Cirka 1,1 -tillgång på substrat ³
Gödsel	Biogas	-	Cirka 2,8 -tillgång på substrat ³
<i>Import</i>			
Sockerrör	Etanol	-	-

¹ Inkluderar inte generella begränsningar i tillgång på åkermark p g a konkurrens med mat- och foderproduktion.

² Inklusive betblast.

³ Baserat på Linné m fl (2008).

4.2. Förändrad markanvändning

Det finns ett flertal olika faktorer som påverkar om produktion av biodrivmedel från jordbruksgrödor leder till förändrad markanvändning. En faktor är hur stor andel av den totala åkermarken som utnyttjas för odling idag respektive inte utnyttjas, t ex ligger i träda. En annan faktor är hur avsättningen av spannmål mm för mat- och foderändamål varierar över tiden och om det t ex finns stora överskott på världsmarknaden. En tredje faktor är hur dagens foderproduktion är optimerad utifrån behovet inom djurproduktionen eller om det finns en potential att effektivisera foderproduktionen om t ex priserna på jordbruksgrödor ökar, så kallade dynamiska effekter.

4.2.1. Direkta effekter

Ett sätt att bedöma om dagens biodrivmedelsproduktion ger upphov till en förändrad markanvändning och vilka direkta miljöeffekter detta kan ge upphov till är att studera hur åkermarkens användning förändrats i Sverige under de senaste åren. I Tabell 4 redovisas hur stora arealerna var av spannmål, oljeväxter, sockerbetor, vall och träda år 2005 respektive 2009. Som framgår av tabellen har arealen av spannmål och oljeväxter ökat med cirka 20.000 hektar vardera under de senaste fem åren samtidigt som sockerbetsarealen och trädesarealen minskat med cirka 10.000 respektive 170.000 hektar. En stor del av den minskade trädesarealen kan kopplas till den ökade vallarealen om cirka 100.000 hektar. Som jämförelse motsvarar arealbehovet av spannmål och oljeväxter till svenskproducerad etanol och RME cirka 100.000 respektive 50.000 hektar idag när befintlig produktionskapacitet utnyttjas fullt ut (se avsnittet ovan). Sedan 1990 har den totala åkermarksarealen i Sverige minskat med 200.000 hektar och spannmålsarealen med cirka 300.000 hektar (Jordbruksverket, 2009b).

En grov uppskattning är därför att en viss del av den ökade spannmålsodlingen till etanolproduktion respektive rapsodlingen till RME-produktion eventuellt kan hänföras till tidigare gräsbevuxen mark men att huvuddelen sker på tidigare öppen åkermarksareal. Baserat på resonemanget ovan görs därför följande antagande om direkta markanvändningsförändringar kopplat till dagens biodrivmedelsproduktion i Sverige: *i genomsnitt antas 1/4 av odlingen av råvara ske på tidigare gräsbevuxen mark medan 3/4 inte antas medföra några direkta markkolsförändringar.* Detta antagande bedöms överskatta snarare än underskatta eventuella direkta markeffekter vid dagens inhemska biodrivmedelsproduktion. Som tidigare beskrivits finns osäkerheter kring storleken av eventuella markkolsförändringar när gräsbevuxen mark börjar odlas eftersom detta till stor del beror av hur länge marken varit gräsbevuxen och om nya jämviktslägen i kolhalt nåtts. I statistiken för arealen vallodling som redovisas i Tabell 4 ingår både slåttervall och betesvall och en bedömning är här att betesvall har längre omloppstider än slåttervall som ofta kan ingå i växtföljder med ettåriga grödor.

När det gäller trädesareal kan denna både vara gräsbevuxen och öppen och här finns motsvarande osäkerhet när det gäller eventuella förändringar i kolhalt när denna börjar odlas igen. I EU's beräkningsmetodik i RED föreskrivs t ex att odlingsmark som

ligger i träda alltid ska klassas som odlingsmark och inte ska belastas med biogena koldioxidutsläpp oavsett om denna är bevuxen. I känslighetsanalyserna illustreras hur klimatnyttan förändras beroende av om andelen gräsbevuxen mark som tas i anspråk för biodrivmedelsproduktion ökar.

Storleken på utsläppen av växthusgaser från förändrad markanvändning avser odling på mineraljordar vilka utgör mer än 90% av den svenska åkermarksarealen. Andelen mulljordar (organogena jordar) utgör cirka 7-8% och här blir de biogena utsläppen av koldioxid många gånger större vid en förändrad markanvändning som när ettåriga grödor ersätter permanent vall (se t ex Börjesson, 2009). Därför bör gräsbevuxna mulljordar generellt sett undvikas för odling av ettåriga grödor, oavsett om dessa används för biodrivmedelsproduktion eller för livsmedel.

Tabell 4. Förändrad åkermarksanvändning i Sverige mellan 2005 och 2009.¹

Gröda	Areal 2005	Areal 2009	Förändring	
			1000 ha	%
	1000 ha	1000 ha	1000 ha	%
Spannmål	1030	1050	20	+ 2
Oljeväxter	83	100	17	+ 20
Sockerbetor	49	40	9	- 18
Vall ²	1090	1190	100	+ 9
Träda	320	150	- 170	- 53

¹ Baserat på data från Jordbruksverket, 2009.

² Inkluderar både slåttervall och betesvall.

4.2.2. Indirekta effekter

I denna studie görs bedömningen att dagens svenska biodrivmedel inte har lett till några signifikanta negativa nettoeffekter från indirekta förändringar i markanvändning utanför Sveriges gränser via undanträngning av livsmedelsproduktion (s k ILUC, indirekt land use changes). Orsaken till detta är bl a att vi inte utnyttjar befintlig åkermark fullt ut, att odlingsintensiteten inom befintlig växtodling kan öka, samt att vi kan få positiva indirekta markeffekter genom att ersätta sojafoder med biprodukter som kan motverka eventuella negativa effekter. När det gäller importerad brasiliansk sockerrörsetanol finns inte heller här några säkerställda kopplingar till ILUC (Berndes et al, 2010).

Idag är världsmarknadspriserna på spannmål nere på en nivå motsvarande den under 2006-2007 och cirka 35% lägre än under 2008 då en kraftig pristopp nåddes, vilket indirekt speglar ett världsmarknadsöverskott av spannmål (FAO, 2010). Dessa låga spannmålspriser leder till lägre intensitet i befintlig växtodling, d v s med stigande spannmålspriser kommer avkastningen på den befintliga spannmålsarealen att kunna öka utan indirekta negativa markeffekter som följd. En del av den spannmål som produceras i Sverige idag kan därför utnyttjas för biodrivmedelsproduktion utan att komma i konflikt med behovet av spannmål för livsmedel och foder. Cirka 10% av den spannmål som produceras i Sverige går till biodrivmedelsproduktion vilket motsvarar cirka 4% av åkerarealen. Motsvarande globala användning av åkermark för drivmedelsproduktion ligger kring 2%.

Som framgår av den statistik som presenteras i Tabell 4 utnyttjas idag cirka 94 % av Sveriges totala åkermark för odling medan cirka 6 % fortfarande ligger i träda. Den

expansion av odlingsareal som skett på en ökad biodrivmedelsproduktion har således kunnat ske inom den befintliga odlingsarealen, bl a genom en viss omfördelning av växtodlingen med mer vallodling på trädesmark som i sin tur ersätts med spannmålsodling. Den åkerareal som tas ut i träda har ofta lägst produktionsförmåga och är därför mer lämplig för vallodling än för odling av ettåriga grödor. De direkta markanvändningseffekter denna antagna omfördelning bedöms ha medfört inkluderats i denna analys (se avsnitt 4.2.1).

I framtiden kan risken för eventuella indirekta markeffekter utanför Sveriges gränser öka när den svenska produktionskapaciteten inom växtodlingen börjar utnyttjas fullt ut, d v s när all ekonomiskt tillgänglig åkermark odlas och potentiella skördeökningar tas tillvara genom ökad odlingsintensitet. Det finns dock fortfarande så kallade dynamiska effekter inom nuvarande jordbruksproduktion som motverkar denna risk. I en studie av Jordbruksverket (2009b) görs en bedömning över hur mycket mark som kan frigöras för energiproduktion i framtiden utan att minska dagens inhemska livsmedels- och foderproduktion. Resultatet visar att mellan 300.000-650.000 hektar kan finnas tillgängligt för energiproduktion genom olika åtgärder. En åtgärd är ändrad gröddfördelning där framför allt foder produceras mycket mer effektivt än idag då vi har ett stort överskott av vallodling som inte behövs för att täcka det inhemska behovet av grovfoder. Denna potential bedöms motsvara 200.000 till 500.000 hektar. Genom förändrad intensitet och förbättrade produktionsmetoder kan ytterligare cirka 100.000 hektar frigöras. Därutöver finns cirka 100.000 av före detta åkermark som kan utnyttjas för energiodling. En ökad produktion av t ex biodrivmedel på denna ”överskottsareal” kan i viss utsträckning leda till direkta markeffekter, t ex när en allt större andel vallodling övergår till odling av ettåriga grödor. Med andra ord, storleken på de direkta biogena utsläppen av markkol kan behöva justeras allteftersom produktionen av biodrivmedel från ettåriga grödor ökar.

Det är dock inte rimligt att anta att all denna potentiella överskottsareal på ett kostnadseffektivt sätt kan utnyttjas för odling av ettåriga grödor i framtiden. Sannolikt är en relativt stor del av denna potentiella odlingsmark mer lämpad för odling av fleråriga energigrödor, t ex energigräs och energiskog av olika slag (se t ex SOU, 2007). Dessutom kan eventuellt andelen mulljordar vara något överrepresenterat i denna överskottsareal vilka ur växthusgassynpunkt är olämpliga att utnyttja för odling av ettåriga grödor jämfört med fleråriga grödor. En mycket grov uppskattning i denna studie är att upp till ett en tredjedel av denna överskottsmark kan potentiellt utnyttjas för odling av ettåriga energigrödor i framtiden vilket motsvarar drygt 7% av dagens åkermarksareal, d v s ungefär 200.000 hektar. Därutöver kan biodrivmedel baserade på vall, t ex biogas, produceras utan negativa direkta markeffekter.

Risken för framtida indirekta markanvändningseffekter och undanträngning av mat- och foderproduktion beror också på hur snabb tillväxttakten är för biodrivmedel från traditionella grödor samt hur stora produktionsvolymerna blir. Vid en mycket snabb och omfattande expansion av t ex vetebaserad etanol ökar riskerna för undanträngningseffekter medan riskerna kan minimeras genom en väl avvägd expansionstakt och anpassade produktionsvolymerna som begränsas utifrån aktuell och tillgänglig råvarubas (Börjesson m fl, 2008; Berndes et al, 2010). Genom en anpassad expansionstakt finns det tillräckligt med tid för att de dynamiska effekter som diskuteras ovan kan förverkligas. Till exempel har den globala produktionen av vete ökat cirka 3 gånger på 30 år samtidigt som den globala odlingsarealen av vete minskat med cirka 10% (Ensus, 2008).

Inom EU's RED diskuteras huruvida indirekta effekter ska inkluderas när biodrivmedels klimatnytta ska beaktas. I samband med detta har olika studier gjorts för att ta fram underlagsmaterial. Ett exempel är en studie av IFPRI (2010) som analyserar konsekvenserna av EU's mål om 10% förnybara drivmedel 2020 på den globala jordbruksproduktionen. Denna framtidsstudies resultat visar att den globala åkermarksarealen kan komma att öka med cirka 0,07% och att negativa indirekta markeffekter (ILUC) reducerar biodrivmedels klimatnytta med i genomsnitt knappt 30%. När det gäller specifika grödor ger sockerrörsbaserad etanol från Brasilien lägst negativ ILUC, motsvarande cirka 20% av fossila drivmedels klimatbelastning medan spannmålsbaserade biodrivmedel ger större negativ ILUC. Inklusive dessa indirekta markeffekter bedöms klimatnyttan med biodrivmedel uppgå till i genomsnitt cirka 55% jämfört med fossila drivmedel. Denna modell är en utveckling av tidigare simuleringsmodeller av det globala jordbruket (se t ex Searchinger, 2008) där parametrar som substitution mellan olika energislag, uppdelning av energigrödor och insatsvaror, avsättning av biprodukter som djurfoder, ändrad gödslingsintensitet samt substitution mellan olika jordtyper har utvecklats och förfinats.

En annan studie som analyserar möjliga tillvägagångssätt för att inkludera eventuella indirekta effekter i LCA av biodrivmedel visar att tidigare globala modelleringar av ILUC varierar mycket (Cornelissen och Dehue, 2009). Till exempel uppskattar IIASA (2009) negativ ILUC till motsvarande 35% av fossila drivmedels klimatbelastning medan Searchinger (2008) ligger betydligt över alla andra studier motsvarande 120% av fossila drivmedels klimatbelastning (baserat på en expansion av amerikansk majsetanol till år 2020). En viktig parameter är om, och i så fall hur man betraktar biprodukter som kan användas som proteinfoder, t ex drank från spannmålsbaserad etanolproduktion och rapsmjöl från RME-produktion. Om motsvarande angreppssätt avseende marginaleffekter i form av ILUC tillämpas för dessa foderbiprodukter som man gör för biodrivmedel visar studier att klimatnyttan med spannmålsbaserad etanol och biodiesel från raps kan överstiga 100% (Lywood, 2009). Anledningen till detta är att den positiva ILUC som fås när sojaodling minskar på marginalen är mycket större än den negativa ILUC som fås när spannmålsodling ökar på marginalen. Sojaodlingens expansion på marginalen bedöms bli ske i Amazonas där uppodlingen leder till stora biogena växthusgasutsläpp från mark och vegetation medan motsvarande expansion på marginalen av spannmålsodling bedöms bli ske på gräsbevuxna marker och oanvänd mark i tempererade regioner som medför betydligt lägre biogena växthusgasutsläpp (Lywood, 2009).

En expansion av biodrivmedelsproduktion kan också leda till att en ökad areal av så kallade marginalmarker med lågt kolinnehåll börjar odlas vilket även detta ger positiv ILUC (se t ex Ravindranath et al, 2009; Bustamante et al, 2009). När det gäller sockerrörsetanol finns bedömningar som visar att de senaste årens expansion till stora delar skett på lågproduktiv betesmark med litet kolinnehåll (Macedo och Seabra, 2008). Detta bortfall av lågproduktiv betesmark har blivit kompenserat av en något ökad intensitet på mer produktiv betesmark vilket möjliggjort ett något högre antal betesdjur per hektar. Nettoeffekten av dessa förändringar i markanvändning kan bli en något ökad kolinbindning i mark och vegetation, d v s positiv ILUC. Det är dock inte möjligt att idag göra några säkra kopplingar mellan en expansion av brasiliansk sockerrörsetanol och ILUC, vare sig denna är negativ eller positiv (Berndes et al, 2010).

Slutsatsen och de rekommendationer som ges av t ex Cornelissen och Dehue (2009) är att ILUC inte kan kvantifieras i LCA av biodrivmedel p g a de stora osäkerheter som finns både i data och beräkningsmetoder. Eventuella indirekta markeffekter måste hanteras med andra verktyg, t ex riskanalyser som fokuserar på att minimera riskerna av negativ ILUC. Dessutom måste potentiell positiv ILUC också beaktas på motsvarande sätt som potentiell negativ ILUC.

4.3. Utsläpp av växthusgaser

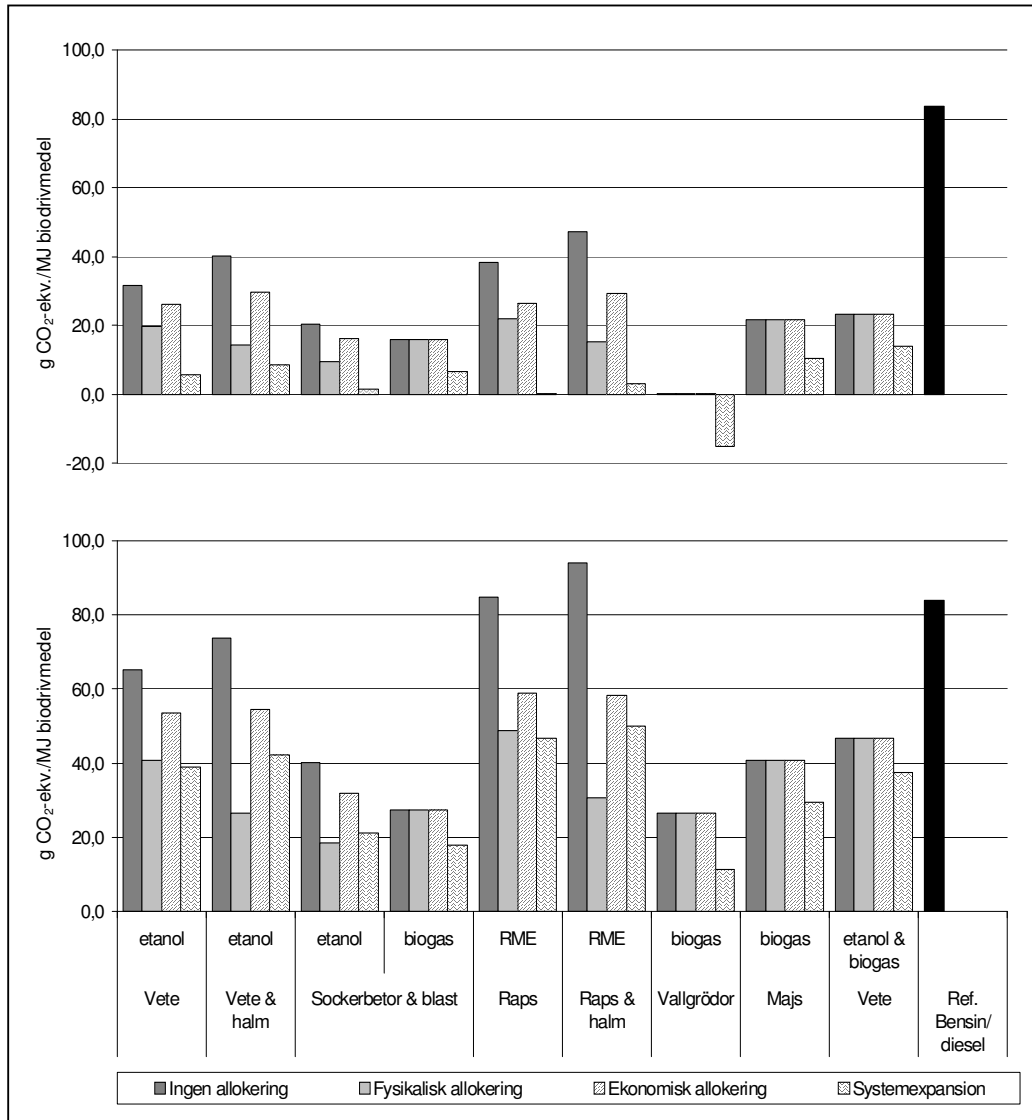
4.3.1. Beräkningsresultat

I Figur 3 och 4 redovisas klimatprestanda för olika biodrivmedel, uttryckt som GWP per energienhet. Som framgår av Figur 3 varierar klimatnyttan med biodrivmedel från grödor stort beroende vilken beräkningsmetodik som används och vilken markreferens som antas. I Tabell 5 sammanfattas klimatnyttan för biodrivmedel jämfört med fossila drivmedel när systemutvidgning tillämpas och skörderester exkluderas. I Tabell 6 redovisas klimatnyttan när energiallokering av biprodukter (exklusive skörderester) används som beräkningsunderlag. "Ingen allokering" innebär att alla utsläpp belastar enbart biodrivmedlet och inga biprodukter.

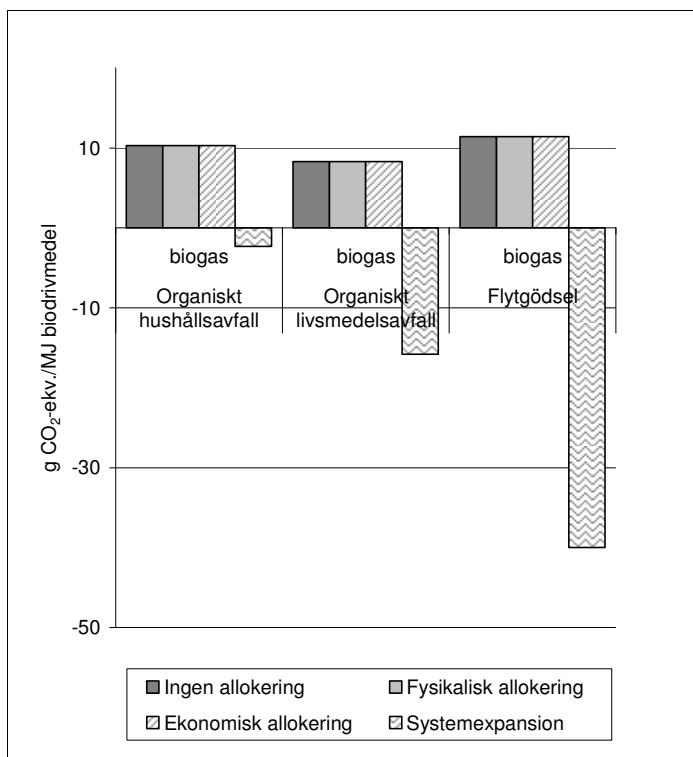
Som framgår av Tabell 5 och 6 har val av markanvändningsreferens mycket stor betydelse för biodrivmedels klimatprestanda. I tidigare LCA av biodrivmedel har oftast inte biogena utsläpp av koldioxid inkluderats, utan bara biogena utsläpp av lustgas. I tabellerna redovisas också resultaten med detta traditionella beräkningssätt där markkolsförändringar exkluderas. En kritik man kan rikta mot beräkningarna som gjorts i denna studie där spannmålsodling används som referens är att biogena utsläpp av lustgas "exkluderas" men att dessa påverkas av tillförseln av kvävegödsel, i alla fall ur ett längre tidsperspektiv. Fältnätningar visar att emissionerna av lustgas från åkermark har liten koppling till aktuell kvävegiva ur ett kort perspektiv, d v s emissioner av lustgas kan vara lika stora från ogödslade fält som gödslade (Klemedtsson, 2009). I ett kort perspektiv (något eller några år) kan därför de beräkningar som gjorts i denna studie avseende spannmålsodling som referens vara relevanta, men i ett längre perspektiv kan lustgasemissionerna vara underskattade då det beroende av kvävegivans storlek byggs upp en olika stor kvävepool i marken.

I denna studie används nuvarande IPPC-metodik för att räkna ut biogena utsläpp av lustgas (direkta och indirekta). Denna metod förväntas också huvudsakligen användas i EU's RED i ett inledningsskede tills förbättrade metoder utvecklats. En brist med IPPC-metodiken är bl a att denna baseras på tillfört kväve (bruttotillförsel) och tar inte hänsyn till hur mycket kväve som bortförs via den skördade grödan (nettotillförsel). Ur ett lustgasperspektiv är det nettotillförseln av kväve som är relevant. Ett system med höga gödselgivor men som har ett effektivt kväveutnyttjande och stor bortförsel av kväve kan medföra lägre nettotillförsel än system med lägre gödselgivor men som har låg kväveeffektivitet och bortförsel. En annan brist med IPPC-metodiken är att den inte beaktar lokala förutsättningar som klimat, markens kol/kväve-kvot, markvattenförhållanden osv som visat sig ha stor betydelse för risken för lustgasbildning (Klemedtsson, 2009). Därför behöver nya beräkningsmetoder

utvecklas som bl a tar hänsyn till odlingssystemens totala kvävebalans, lokala markförhållanden mm. I Sverige pågår idag en utveckling av mer platsspecifika beräkningsmetoder för lustgas där andra parametrar än kvävegödselgiva inkluderas (Klemedtsson, 2009). I framtiden förväntas dessa ersätta IPCC-metodiken för att få mer tillförlitliga bedömningar av de biogena lustgasutsläppens storlek.



Figur 3. Utsläpp av växthusgaser för olika biodrivmedel baserat på grödor, uttryckt som g CO₂-ekv./MJ drivmedel. Det övre diagrammet avser spannmålsodling som markanvändningsreferens och det undre ögödslad gräsmark.



Figur 4. Utsläpp av växthusgaser för biogas baserat på restprodukter, uttryckt som g CO₂-ekvivalenter per MJ drivmedel.

Tabell 5. Biodrivmedels reduktion av växthusgaser i procent jämfört med fossila drivmedel baserat på systemutvidgning, exklusive skörderester vid odling.

Biomassa	Bio-drivmedel	Reduktion av växthusgaser (%) ¹			
		Ogödslad gräsmark som markanvändningsreferens	Spannmålsodling som markanvändningsreferens	Genomsnitt	Inklusive biogena lustgasutsläpp men exklusive biogena koldioxidflöden ²
<i>Grödor</i>					
Vete	Etanol	54	93	-	77
sockerbetor	Etanol	69	94	-	83
	Biogas ³	78	92	-	87
Raps	RME	44	99	-	76
Vall	Biogas	86	118	-	86
Majs	Biogas	65	87	-	78
Vete	Etanol & biogas	55	83		71
<i>Restprodukter</i>					
Hush.avfall	Biogas	-	-	103	-
Ind.avfall	Biogas	-	-	119	-
Gödsel	Biogas	-	-	148	-
<i>Import</i>					
Sockerrör	Etanol	-	-	79	-

¹ Utsläpp av växthusgaser från fossila drivmedel antas vara 83,8 g per MJ.

² Traditionellt sätt att beräkna klimatprestanda och då alternativ markanvändningsreferens ej definieras, d v s inklusive biogena lustgasutsläpp men exklusive markkolsförändringar.

³ Inklusive betblast.

Tabell 6. Biodrivmedels reduktion av växthusgaser i procent jämfört med fossila drivmedel baserat på energiallokering, exklusive skörderester vid odling.

Biomassa	Bio-drivmedel	Reduktion av växthusgaser (%) ¹			
		Ogödslad gräsmark som markanvändnings-referens	Spannmålsodling som markanvändnings-referens	Genom-snitt	Inklusive biogena lustgasutsläpp men exklusive biogena koldioxidflöden ²
<i>Grödor</i>					
Vete	Etanol	51	76	-	67
Sockerbetor	Etanol	69	84	-	76
	Biogas ³	67	81	-	76
Raps	RME	42	74	-	58
Vall	Biogas	68	99	-	68
Majs	Biogas	51	74	-	65
Vete	Etanol & biogas	44	72		60
<i>Restprodukter</i>					
Hush.avfall	Biogas	-	-	88	-
Ind.avfall	Biogas	-	-	90	-
Gödsel	Biogas	-	-	86	-
<i>Import</i>					
Sockerrör	Etanol	-	-	77	-

¹ Utsläpp av växthusgaser från fossila drivmedel antas vara 83,8 g per MJ.

² Traditionellt sätt att beräkna klimatprestanda och då alternativ markanvändningsreferens ej definieras, d v s inklusive biogena lustgasutsläpp men exklusive markkolsförändringar.

³ Inklusive betblast.

4.3.2. Bedömd klimatnytta inklusive förändrad markanvändning

De resultat som presenteras ovan avseende växthusgaser med spannmålsodling som markreferens bör användas med försiktighet och framför allt ses som en illustration över betydelsen av hur biogena lustgasemissioner beräknas och vilket tidsperspektiv som avses. Tills mer tillförlitliga beräkningsmetoder för biogena lustgasemissioner har utvecklats kan existerande beräkningsmetoder användas trots deras brister, t ex att de baseras på bruttotillförseln av kväve vilket för vissa odlingssystem kan innebära en överskattning av lustgasutsläppen. I Tabell 7 redovisas en sammanfattande bedömning av dagens svenska biodrivmedels klimatprestanda, d v s när i genomsnitt 1/4 av odlingen av råvara antas ske på tidigare gräsbevuxen åkermark medan 3/4 inte antas medföra några direkta markkolsförändringar.

Tabell 7. Sammanfattande bedömning av biodrivmedels klimatnytta baserat på dagens förutsättningar. För svenskproducerade drivmedel från grödor inkluderas markkolsförändringar på motsvarande 1/4 av odlingsarealen (d v s oögdslad och gräsbevuxen åkermark).¹

Biomassa	Bio-drivmedel	Systemutvidgning ²		Energiallokering ²		Slutanvändning i fordon g CO ₂ -ekv / MJ	
		g CO ₂ -ekv / MJ	Reduktion i %	g CO ₂ -ekv / MJ	Reduktion i %	Lätta fordon	Tunga fordon ³
<i>Grödor</i>							
Vete	Etanol	24,4	71	30,9	63	-	(3,2)
Sockerbetor	Etanol	16,9	80	21,6	74	-	(3,2)
	Biogas ⁴	12,5	85	21,8	74	0,9	0,9
Raps	RME	26,4	68	39,4	53	-	-
Vallgrödor	Biogas	11,5	86	26,7	68	0,9	0,9
Majs	Biogas	21,2	75	32,4	61	0,9	0,9
Vete	Etanol & biogas	27,3	67	36,6	56	- / 0,9	(3,2) / 0,9
<i>Restprodukter</i>							
Hushållsavfall	Biogas	-2,3	103	10,3	88	0,9	0,9
Industriavfall	Biogas	-15,8	119	8,3	90	0,9	0,9
Gödsel	Biogas	-40,4	148	11,4	86	0,9	0,9
<i>Import</i>							
Sockerrör	Etanol	17,6	79	18,9	77	-	(3,2)

¹ Utsläpp av växthusgaser från fossila drivmedel antas vara 83,8 g per MJ.

² Systemutvidgning och energiallokering exklusive skörderester.

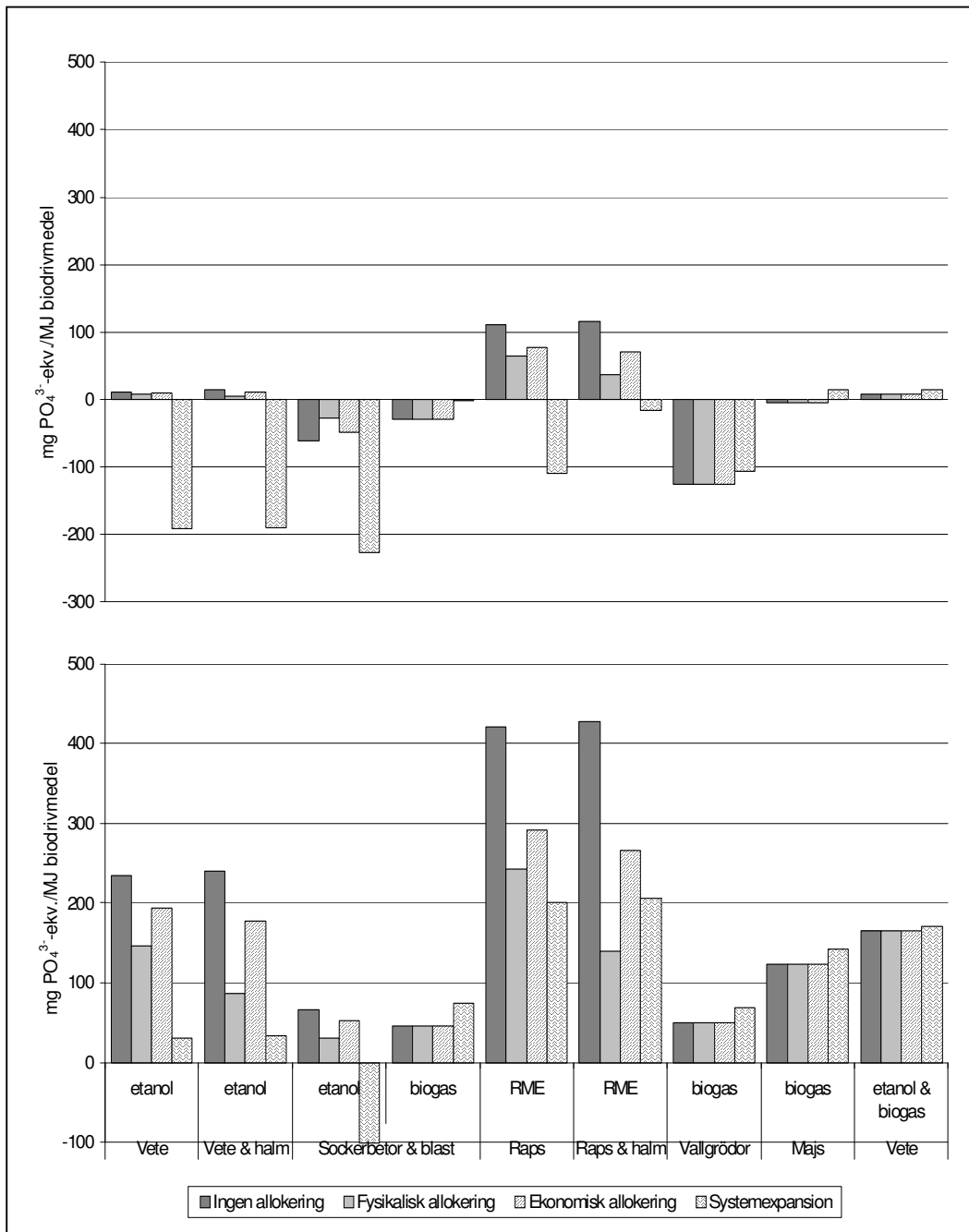
³ Värdet inom parentes avser tändtillsatsmedel i etanol (ED95).

⁴ Inklusive betblast.

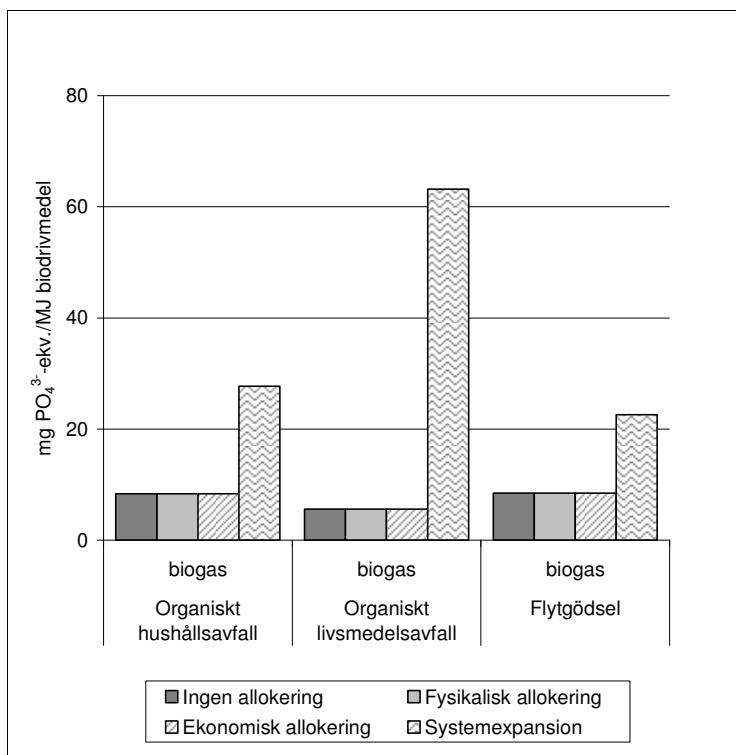
4.4. Utsläpp av övergödande ämnen

4.4.1. Beräkningsresultat

I Figur 5 och 6 redovisas olika biodrivmedels påverkan på övergödningen, uttryckt som PO₄³⁻-ekvivalenter per energienhet. Som framgår av Figur 5 varierar bidraget till övergödningen stort beroende vilken beräkningsmetodik som används och vilken markreferens som antas. I Tabell 8 sammanfattas biodrivmedels bidrag till övergödningen när systemutvidgning respektive energiallokering exklusive skörderester tillämpas samt beroende på alternativ markanvändningsreferens.



Figur 5. Utsläpp av övergående emissioner för olika biodrivmedel baserat på grödor, uttryckt som mg PO₄³⁻-ekv./MJ drivmedel. Det övre diagrammet avser spannmålsodling som markanvändningsreferens och det undre ogödslad gräsmark.



Figur 6. Utsläpp av övergödande emissioner för biogas baserat på restprodukter, uttryckt som mg PO₄³⁻-ekvivalenter per MJ drivmedel.

Tabell 8. Biodrivmedels utsläpp av övergödande ämnen (mg PO₄³⁻-ekv / MJ) när systemutvidgning respektive energiallokering tillämpas och vid olika markanvändningsreferenser (exklusive skörderester).

Biomassa	Bio-drivmedel	Systemutvidgning		Energiallokering	
		Ogödslad gräsmark som markanvändningsreferens	Spannmålsodling som markanvändningsreferens	Ogödslad gräsmark som markanvändningsreferens	Spannmålsodling som markanvändningsreferens
<i>Grödor</i>					
Vete	Etanol	30	-195	147	8
Sockerbetor	Etanol	-56	-195	69	-16
	Biogas ¹	74	-1	46	-30
Raps	RME	200	-113	243	64
Vallgrödor	Biogas	69	-107	50	-126
Majs	Biogas	142	15	123	-4
Vete	Etanol & biogas	170	13	166	9
<i>Restprodukter</i>					
Hushållsavfall	Biogas		28		8
Industriavfall	Biogas		63		6
Gödsel	Biogas		23		9
<i>Import</i>					
Sockerrör	Etanol		68		62

¹Inklusive betblast.

4.4.2. Bedömt bidrag till övergödning inklusive förändrad markanvändning

En kritik man kan rikta mot beräkningarna som gjorts i denna studie avseende kväveläckage där spannmålsodling används som referens, likt den kritik som diskuteras tidigare avseende biogena lustgasemissioner, är att kväveläckaget till stor del påverkas av mängden tillfört kvävegödsel (netto). I ett kort tidsperspektiv (något år) kan de beräkningar som gjorts i denna studie avseende spannmålsodling som referens vara relevanta, men i ett längre tidsperspektiv kan näringsläckaget underskattas med detta beräkningssätt. Vid bedömningen av biodrivmedels klimatpåverkan inklusive förändrad markanvändning inkluderas biogena lustgasemissioner i alla biodrivmedelssystem baserat på grödor för att undvika en underskattning av klimatpåverkan. Analogt med detta synsätt och för att undvika att en underskattning av biodrivmedels bidrag till övergödningen sker används här oödslad gräsbevuxen åkermark som markreferens, se Tabell 9. På detta sätt beaktas skillnaderna i mängden kväve som tillförs till respektive odlingsystemens samt dess inneboende skillnader i form av ettåriga respektive fleråriga system.

Tabell 9. Sammanfattande bedömning av biodrivmedels utsläpp av övergödande ämnen (mg PO₄³⁻-ekv / MJ) baserat på dagens förutsättningar.

Biomassa	Bio-drivmedel	Systemutvidgning ¹	Energiallokering ¹	Slutanvändning i fordon	
				Lätta fordon	Tunga fordon ²
<i>Grödor</i>					
Vete	Etanol	30	147	1,0	39 (40)
Sockerbetor	Etanol	-56	69	1,0	39 (40)
	Biogas ³	74	46	1,0	26
Raps	RME	200	243	72	91
Vallgrödor	Biogas	69	50	1,0	26
Majs	Biogas	142	123	1,0	26
Vete	Etanol & biogas	170	166	1,0	39 (40) / 26
<i>Restprodukter</i>					
Hushållsavfall	Biogas	28	8	1,0	26
Industriavfall	Biogas	63	6	1,0	26
Gödsel	Biogas	23	9	1,0	26
<i>Import</i>					
Sockerrör	Etanol	68	62	1,0	39 (40)

¹ Systemutvidgning och energiallokering exklusive skörderester.

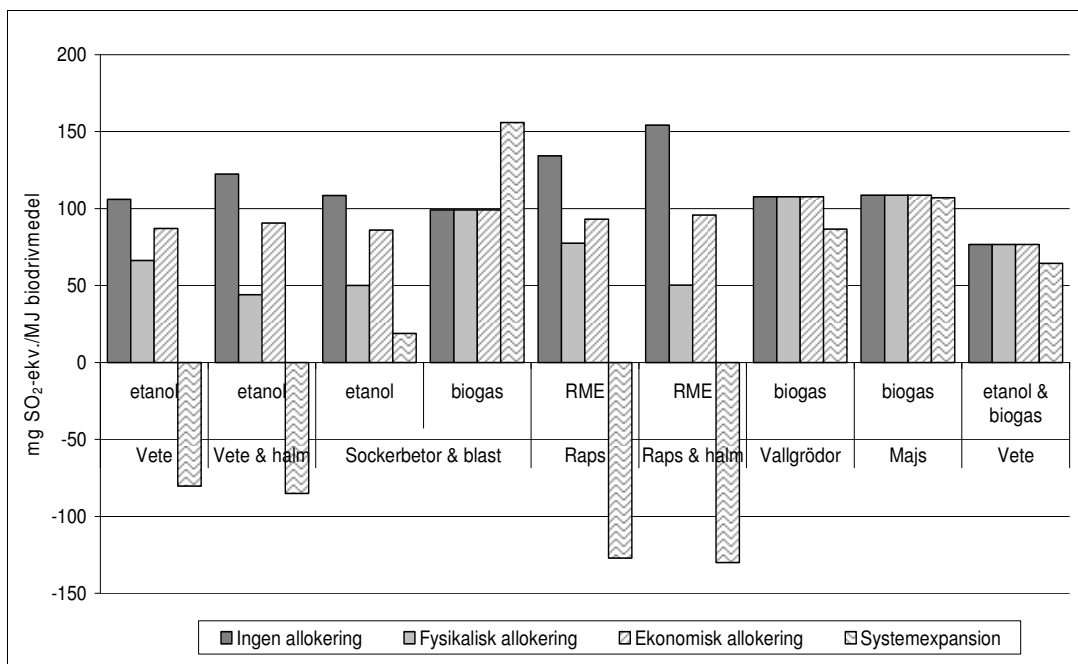
² Värdet inom parentes är inklusive tändtillsatsmedel i etanol (ED95).

³ Inklusive betblast.

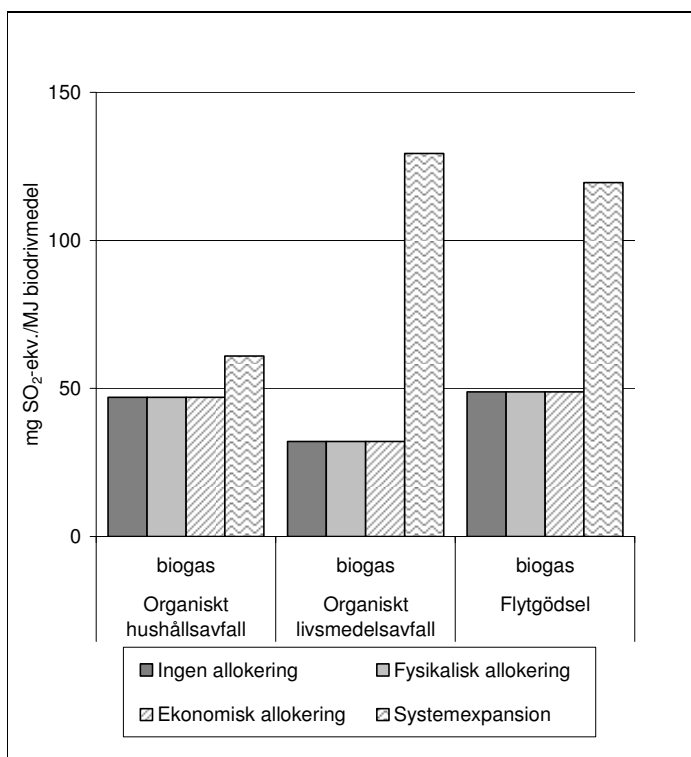
4.5. Utsläpp av försurande ämnen

4.5.1. Beräkningsresultat

I Figur 7 och 8 redovisas olika biodrivmedels påverkan på försurningen, uttryckt som SO₂-ekvivalenter per energienhet. Som framgår av figurerna varierar bidraget till försurningen stort beroende vilken beräkningsmetodik som används.



Figur 7. Utsläpp av försurande emissioner för olika biodrivmedel, uttryckt som mg SO₂-ekvivalenter per MJ drivmedel.



Figur 8. Utsläpp av försurande emissioner för biogas från restprodukter, uttryckt som mg SO₂-ekvivalenter per MJ drivmedel.

4.5.2. Bedömt bidrag till försurningen

I Tabell 10 sammanfattas bedömningen av hur stort bidrag till försurningen som dagens biodrivmedel i Sverige ger baserat på när systemutvidgning respektive energiallokering exklusive skörderester tillämpas. Det stora bidraget från sockerrörsetanol beror framför allt på utsläpp från båttransport över Atlanten där svavelhaltig olja antas användas som bränsle.

Tabell 10. Sammanfattande bedömning av biodrivmedels utsläpp av försurande ämnen (mg SO₂-ekv / MJ) baserat på dagens förutsättningar.

Biomassa	Bio-drivmedel	Systemutvidgning ¹	Energiallokering ¹	Slutanvändning i fordon	
				Lätta fordon	Tunga fordon ²
<i>Grödor</i>					
Vete	Etanol	-80	66	7,0	210 (240)
Sockerbetor	Etanol	18	67	7,0	210 (240)
	Biogas ³	156	99	7,0	140
Raps	RME	-127	78	385	490
Vallgrödor	Biogas	87	108	7,0	140
Majs	Biogas	107	109	7,0	140
Vete	Etanol & biogas	65	77	7,0	210 (240) / 140
<i>Restprodukter</i>					
Hushållsavfall	Biogas	61	47	7,0	140
Industriavfall	Biogas	129	32	7,0	140
Gödsel	Biogas	120	49	7,0	140
<i>Import</i>					
Sockerrör	Etanol	241	229	7,0	210 (240)

¹ Systemutvidgning och energiallokering exklusive skörderester.

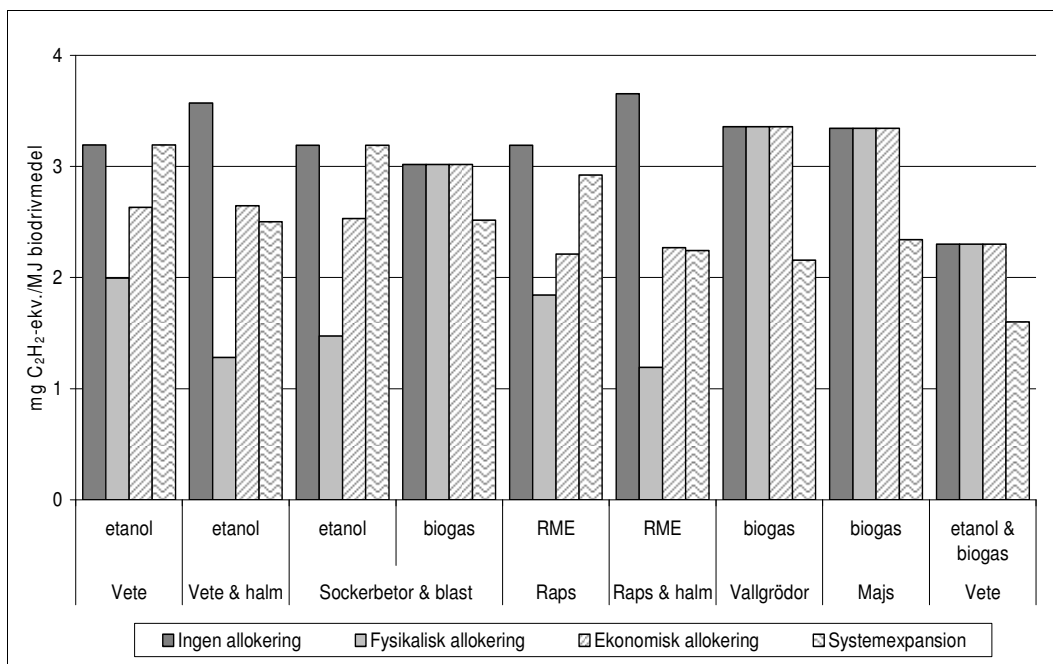
² Värden inom parantes är inklusive tändtillsatsmedel i etanol (ED95).

³ Inklusive betblast.

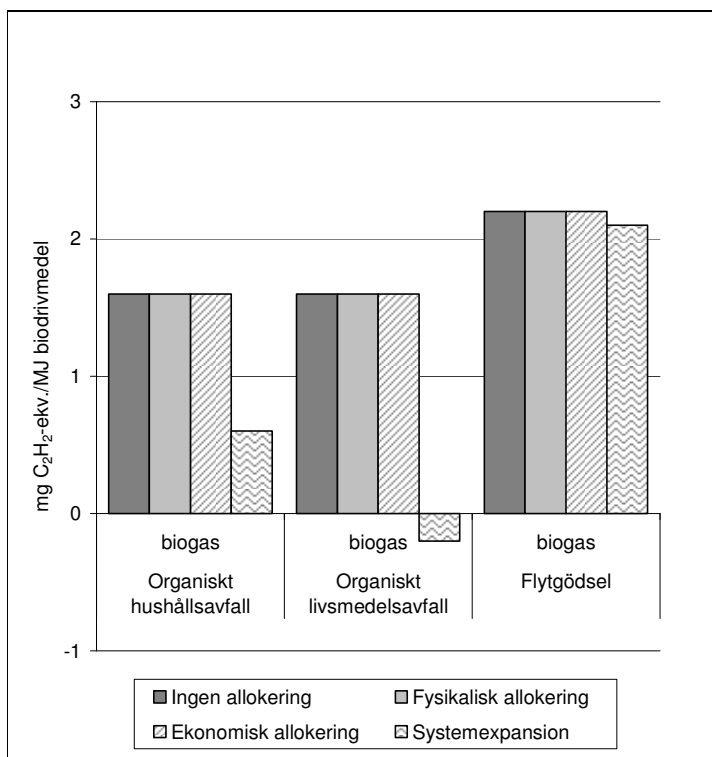
4.6. Utsläpp av ämnen som bidrar till bildning av marknära ozon

4.6.1. Beräkningsresultat

I Figur 8 och 9 redovisas olika biodrivmedels påverkan på bildningen av fotokemiska oxidanter (marknära ozon), uttryckt som C₂H₂-ekvivalenter per energienhet. Som framgår av figurerna varierar bidraget av ämnen som kan bilda marknära ozon stort beroende vilken beräkningsmetodik som används.



Figur 8. Utsläpp av emissioner som bidrar till bildning av marknära ozon för olika biodrivmedel, uttryckt som mg C₂H₂-ekvivalenter per MJ drivmedel.



Figur 9. Utsläpp av emissioner som bidrar till bildning av marknära ozon för biogas baserat på restprodukter, uttryckt som mg C₂H₂-ekvivalenter per MJ drivmedel.

4.6.2. Bedömt bidrag till bildningen av marknära ozon

I Tabell 11 sammanfattas bedömningen av hur stort bidrag till bildningen av marknära ozon som dagens biodrivmedel i Sverige ger baserat på när systemutvidgning respektive energiallokering exklusive skörderester tillämpas. Det stora bidraget från sockerrörsetanol beror framför allt på utsläpp från båttransport över Atlanten.

Tabell 11. Sammanfattande bedömning av biodrivmedels utsläpp av ämnen som bildar fotokemiska oxidanter (mg C₂H₂-ekv / MJ) baserat på dagens förutsättningar.

Biomassa	Bio-drivmedel	System-utvidgning ¹	Energi-allokering ¹	Slutanvändning i fordon	
				Lätta fordon	Tunga fordon ²
<i>Grödor</i>					
Vete	Etanol	3,2	2,0	15	6,0 (12)
Sockerbetor	Etanol	3,2	2,0	15	6,0 (12)
	Biogas ³	2,5	3,0	15	2,0
Raps	RME	2,9	1,8	12	2,0
Vallgrödor	Biogas	2,2	3,4	15	2,0
Majs	Biogas	2,3	3,3	15	2,0
Vete	Etanol & biogas	1,6	2,3	15	6,0 (12) / 2,0
<i>Restprodukter</i>					
Hushållsavfall	Biogas	0,6	1,6	15	2,0
Industriavfall	Biogas	-0,2	1,6	15	2,0
Gödsel	Biogas	2,1	2,2	15	2,0
<i>Import</i>					
Sockerrör	Etanol	26	24	15	6,0 (12)

¹ Systemutvidgning och energiallokering exklusive skörderester.

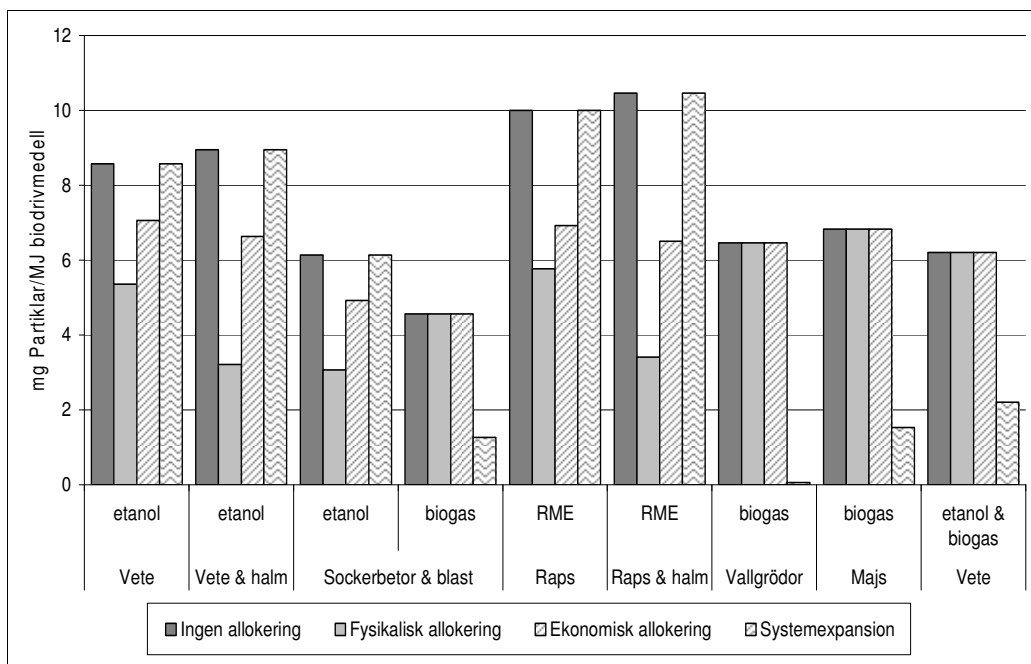
² Värden inom parentes är inklusive tändtillsatsmedel i etanol (ED95).

³ Inklusive betblast.

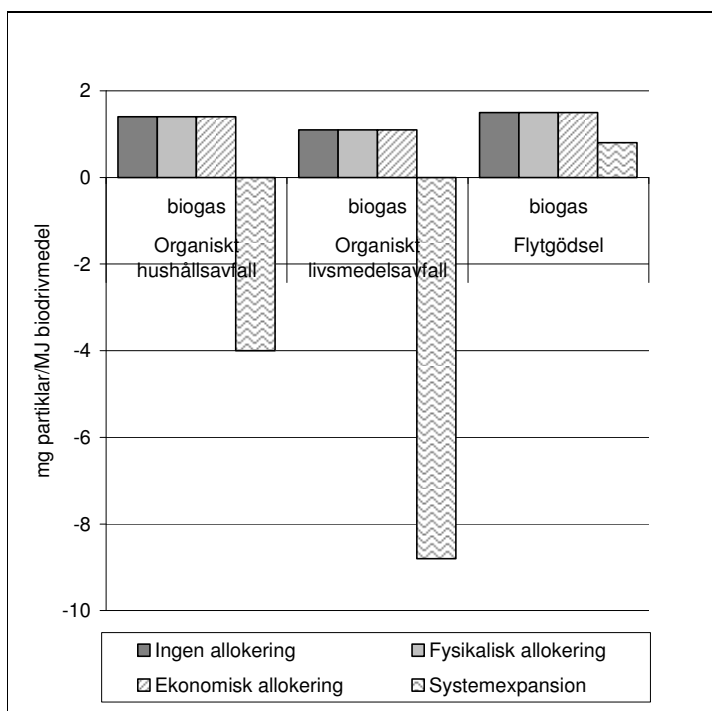
4.7. Utsläpp av partiklar

4.7.1. Beräkningsresultat

I Figur 10 och 11 redovisas olika biodrivmedels utsläpp av partiklar, uttryckt per energienhet. Som framgår av figurerna varierar utsläppen av partiklar stort beroende vilken beräkningsmetodik som används.



Figur 10. Utsläpp av partiklar för olika biodrivmedel från grödor, uttryckt som mg per MJ drivmedel.



Figur 11. Utsläpp av partiklar för biogas baserat på restprodukter, uttryckt som mg per MJ drivmedel.

4.5.2. Bedömt utsläpp av partiklar

I Tabell 12 sammanfattas bedömningen av hur stort utsläpp av partiklar som dagens biodrivmedel i Sverige ger baserat på när systemutvidgning respektive energiallokering exklusive skörderester tillämpas.

Tabell 12. Sammanfattande bedömning av biodrivmedels utsläpp av partiklar (mg / MJ) baserat på dagens förutsättningar.

Biomassa	Bio-drivmedel	System-utvidgning ¹	Energi-allokering ¹	Slutanvändning i fordon	
				Lätta fordon	Tunga fordon ²
<i>Grödor</i>					
Vete	Etanol	8,6	5,4	1,0	1,0 (2,3)
Sockerbetor	Etanol	6,6	3,7	1,0	1,0 (2,3)
	Biogas ³	1,3	3,1	0,5	0,5
Raps	RME	10	5,8	10	3,0
Vallgrödor	Biogas	0,1	6,5	0,5	0,5
Majs	Biogas	1,5	6,8	0,5	0,5
Vete	Etanol & biogas	2,2	6,2	1,0 / 0,5	1,0 (2,3)
<i>Restprodukter</i>					
Hushållsavfall	Biogas	-4,0	1,4	0,5	0,5
Industriavfall	Biogas	-8,8	1,1	0,5	0,5
Gödsel	Biogas	0,8	1,5	0,5	0,5
<i>Import</i>					
Sockerrör	Etanol	9,0	8,7	1,0	1,0 (2,3)

¹ Systemutvidgning och energiallokering exklusive skörderester.

² Värdet inom parentes är inklusive tändtillsatsmedel i etanol (ED95).

³ Inklusive betblast.

4.8. Energibalans

I Tabell 13 sammanfattas energibalansen för respektive biodrivmedel beroende på beräkningsmetod och om restprodukter vid odling inkluderas eller ej i beräkningarna.

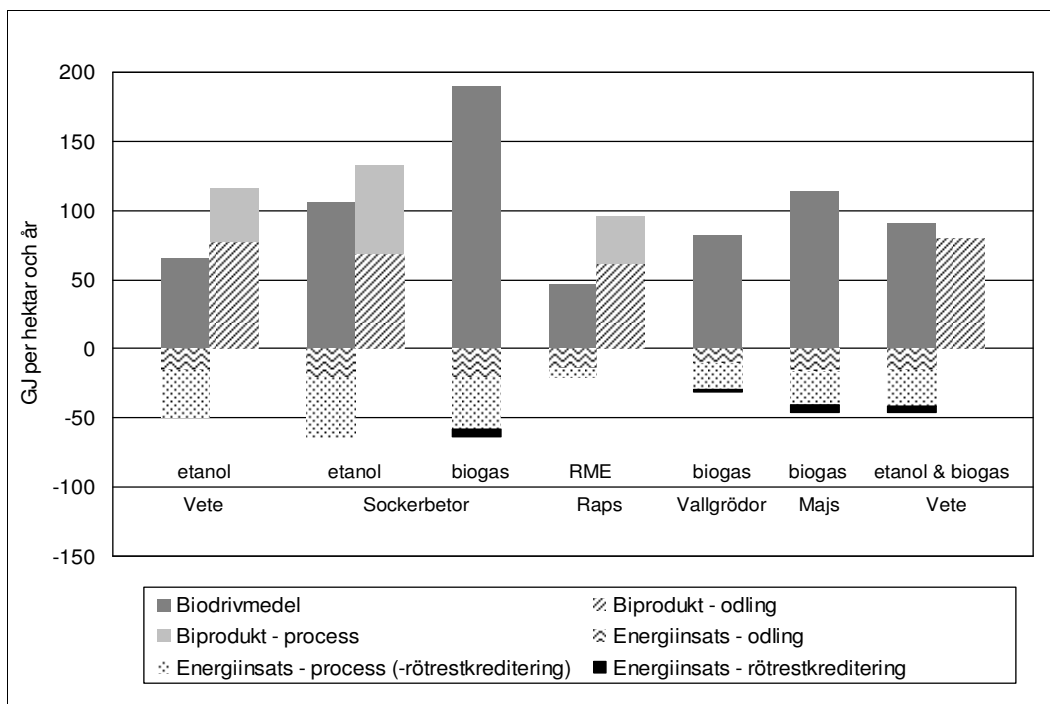
Tabell 13. Energibalans för respektive biodrivmedelssystem, uttryckt som kvoten mellan drivmedelsutbyte och insatt hjälpenergi i form av primärenergi.

Biomassa	Driv-medel	Ingen allokering	Energi-allokering	Ekonomisk allokering	Systemexpansion
<i>Grödor</i>					
Vete	Etanol	1,29	2,07	1,57	1,87
	Biogas	2,38	2,38	2,38	2,79
Vete & halm	Etanol	1,24	3,46	1,68	1,93
	Biogas	2,25	2,25	2,25	2,90
Sockerbetor	Etanol	1,65	2,64	2,00	2,00
	Biogas	2,40	2,40	2,40	2,56
Sockerbetor & blast	Etanol	1,61	3,48	2,03	2,02
	Biogas ¹	2,51	2,51	2,51	2,65
Raps	RME	2,18	3,77	3,14	6,11
Raps & halm	RME	2,02	6,19	3,25	6,48
Vallgrödor	Biogas	2,63	2,63	2,63	2,87
Majs	Biogas	2,46	2,46	2,46	2,78
Vete	Etanol & biogas	2,15	2,15	2,15	2,44
<i>Restprodukter</i>					
Hushållsavfall	Biogas	3,53	3,53	3,53	4,56
Industriavfall	Biogas	3,61	3,61	3,61	5,69
Gödsel	Biogas	2,55	2,55	2,55	2,84
<i>Import</i>					
Sockerrör	Etanol	4,7	5,4	-	5,1

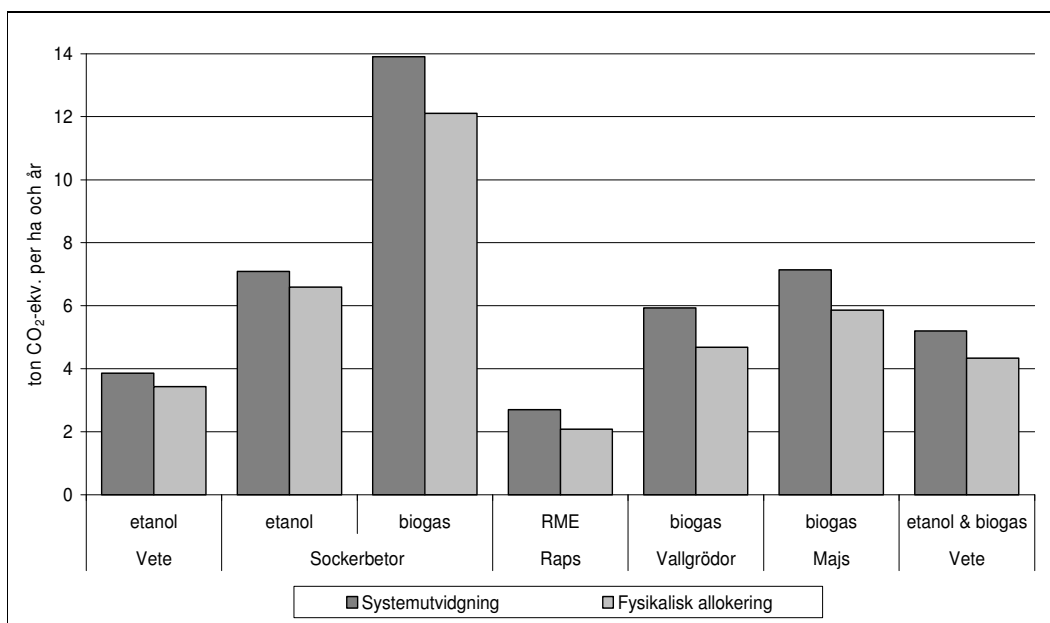
¹ Inklusive rötning av betblast.

4.9. Areaeffektivitet

I Figur 12 sammanfattas energiutbyte respektive energiinsats för respektive biodrivmedelssystem baserat på grödor, uttryckt per hektar och år. I Figur 13 redovisas sedan klimatnyttan per hektar och år baserat på bedömd växthusgasreduktion i denna studie, d v s när markkolsförändringar bedöms ske på cirka 25% av odlingsarealen och när systemutvidgning respektive energiallokering (exklusive skörderester) appliceras.



Figur 12. Utbyte av biodrivmedel och biprodukter per hektar och år samt insats av extern energi vid odling och omvandling för respektive biodrivmedel baserat på grödor. Dessutom redovisas energivinsten då rötrest ersätter mineralgödsel vid biogasproduktion.

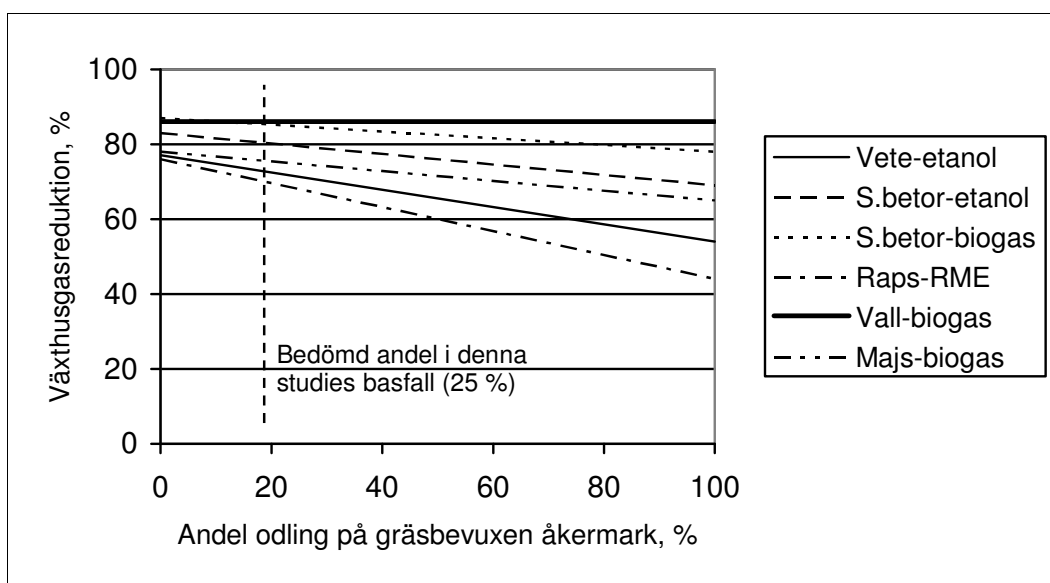


Figur 13. Klimatvinst per hektar och år för respektive biodrivmedel baserat på grödor när systemutvidgning respektive energiallokering appliceras (exklusive skörderester). Direkta markölsförändringar antas ske på 25% av odlingsarealen. Vid biogasproduktion från sockerbeter inkluderas även blast.

5 Känslighetsanalys

5.1 Val av markanvändningsreferens

Val av markanvändningsreferens kan få stor betydelse för biodrivmedels klimatpåverkan samt bidrag till övergödningen, vilket illustreras i resultatfigurerna i tidigare avsnitt. När det gäller biogena utsläpp av lustgas samt kväveläckage görs i denna analys konservativa bedömningar för att inte underskatta dessa utsläpp, d v s markreferensen är ogödslad gräsbevuxen åkermark. När det gäller biogena utsläpp av koldioxid från marken antas här att direkta markanvändningsförändringar fås på en fjärdedel av den odlingsmark som utnyttjas för biodrivmedelsproduktion (gräsbevuxen åkermark), baserat på dagens förutsättningar och för att undvika underskattningar. En uppdaterad bedömning av stor del av odlingarna som antas leda till direkta markanvändningsförändringar bör ske kontinuerligt eftersom detta har stor betydelse för biodrivmedels klimatprestanda. Detta illustreras i Figur 14.



Figur 14. Reduktion av växthusgaser för respektive biodrivmedel jämfört med fossila drivmedel beroende av hur stor andel av odlingen som sker på gräsbevuxen åkermark och när systemutvidgning tillämpas. Övrig odling antas ske på tidigare öppen odlingsmark.

5.2 Val av allokeringssätt

Som framgår av resultatredovisningen har val av allokeringssätt mycket stor påverkan på resultaten. Den beräkningsmetod som bedöms bäst spegla aktuell miljöprestanda för respektive biodrivmedel är systemutvidgning. I bedömningarna av aktuell miljöprestanda redovisas också resultaten baserat på energiallokering exklusive skörderester (vilket tillämpas i EU's Renewable Energy Directive). Resultaten från dessa två beräkningsätt skiljer sig dock ofta åt, ibland väsentligt.

5.3 Foderbiprodukters kvalitet vid systemexpansion

För de biodrivmedelssystem som genererar biprodukter i form av proteinfoder, framför allt spannmålsetanol och RME, har de indirekta miljövinster som dessa foderbiprodukter medför en stor påverkan på resultatet. Anledningen är att det alternativa proteinfoder som dessa ersätter är sojamjöl som i sin tur medför en stor miljöbelastning vid produktion (avser här genomsnittlig existerande sojaodling). Andelen sojamjöl som drank respektive rapsmjöl bedöms ersätta bygger bl a på respektive fodermedels proteinkvalitet vilket kan variera. I Tabell 14 redovisas hur klimatnyttan med spannmålsetanol och RME förändras när en mindre andel sojamjöl antas kunna ersättas med drank respektive rapsmjöl. Dessa resultat visar tydligt vikten av att producera drank och rapsmjöl av hög kvalitet för att maximera klimatnyttan med dessa foderbiprodukter.

Tabell 14. Reduktion av växthusgaser avseende etanol och RME i procent jämfört med fossila drivmedel när andelen sojamjöl och foderkorn som ersätts av drank respektive rapsmjöl varierar vid systemutvidgning.

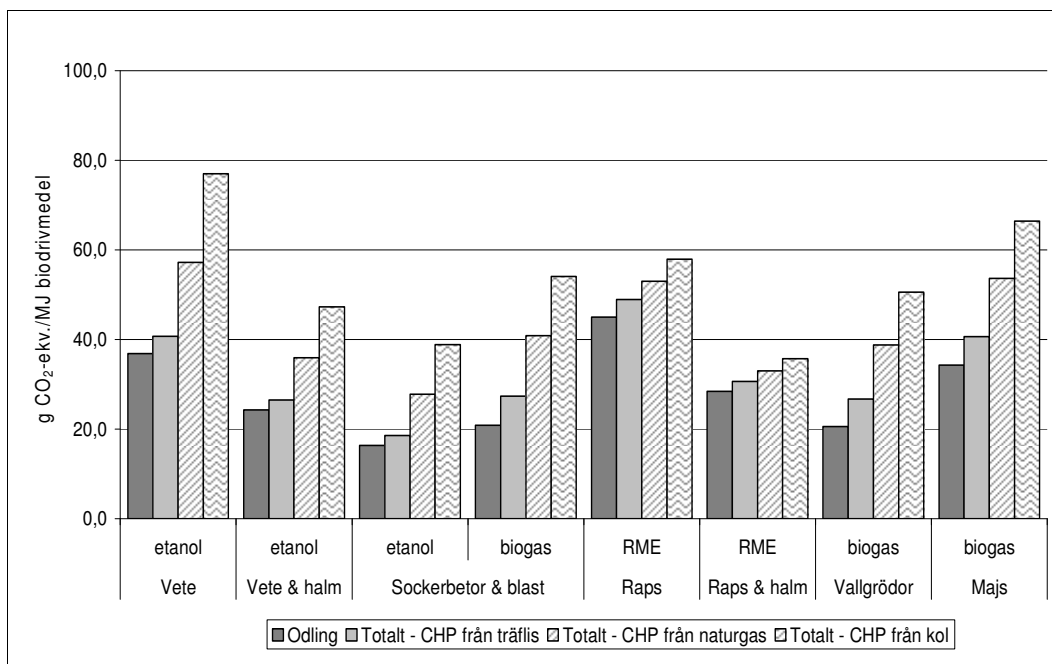
Bio-massa	Bio-drivmedel	Alternativ systemutvidgning ¹	Reduktion av växthusgaser (%) ²	
			Gräsmark som markanvändningsreferens	Spannmålodling som markanvändningsreferens
Vete	Etanol	<i>Alt. 1</i> 0,6 sojamjöl & 0,4 foderkorn	58	97
		<i>Basfall</i> 0,4 sojamjöl & 0,6 foderkorn	54	93
		<i>Alt. 2</i> 0,2 sojamjöl & 0,8 foderkorn	49	89
Raps	RME	<i>Alt. 1</i> 0,85 sojamjöl & 0,15 foderkorn	48	103
		<i>Basfall</i> 0,7 sojamjöl & 0,3 foderkorn	44	100
		<i>Alt. 2</i> 0,5 sojamjöl & 0,5 foderkorn	40	95

¹ Kg ts sojamjöl och foderkorn som ersätts med 1 kg ts drank vid etanolproduktion respektive rapsmjöl vid RME-produktion.

² Utsläpp av växthusgaser från fossila drivmedel antas vara 83,8 g per MJ.

5.4 Fossilbaserad el och processenergi

En faktor som har stor betydelse för biodrivmedels klimatprestanda är vilken typ av el och processenergi som används vid biodrivmedelstillverkningen. I grundfallet för svenskproducerade biodrivmedel antas att svensk elmix och biobränslebaserad processvärme (och ånga) används i drivmedelsanläggningarna. Om i stället naturgasbaserad respektive kolbaserad el och processvärme (och ånga) används ökar utsläppen av växthusgaser väsentligt, vilket illustreras i Figur 15.



Figur 15. Utsläpp av växthusgaser för olika biodrivmedel baserat på grödor, uttryckt som g CO₂-ekv./MJ drivmedel, beroende av om processenergin i drivmedelsanläggningarna baseras på biobränslen, naturgas eller kol. Diagrammet avser odgödslad gräsbevuxen åkermark som markanvändningsreferens samt energiallokering av biprodukter.

5.5 Minskade lustgasutsläpp vid gödselmedeltillverkning

Lustgasutsläppen från tillverkning av mineralgödselkväve minskar i snabb takt tack vare att allt fler gödsel fabriker installerar katalytisk lustgasrening. I dagsläget uppskattas knappt hälften av anläggningarna i Västeuropa ha lustgasrening vilket beräknas ge ett genomsnittligt utsläpp om 9 g N₂O/kg N (Jenssen och Kongshaug, 2003; Snaprud, 2008). Cirka 60% av den mineralgödselkväve som används i Sverige idag bedöms komma från dessa anläggningar medan cirka 40% importeras från länder utanför Västeuropa (Eriksson, 2010). Dessa anläggningar antas sakna lustgasrening vilket innebär ett lustgasutsläpp om 15 g N₂O/kg N. I genomsnitt bedöms därför lustgasutsläppen från mineralgödselkväve som används i Sverige idag uppgå till 11,5 g N₂O/kg N. När all kvävegödseltillverkning sker med katalytisk lustgasrening bedöms utsläppen bli i genomsnitt cirka 3 g N₂O/kg N (Jenssen och Kongshaug, 2003). I Tabell 15 redovisas hur detta påverkar de totala växthusgasutsläppen för respektive biodrivmedel baserat på odlade grödor (utsläppen avser ingen allokering).

Tabell 15. Totala utsläpp av växthusgaser (g CO₂-ekv./MJ biodrivmedel), exklusive allokering, vid olika lustgasemissioner vid kvävegödselmedelstillverkning.

Biomassa	Bio-drivmedel	Ogödslad gräsmark som mark-Användningsreferens		Spannmålodling som mark-användningsreferens	
		Basfall ¹	Red. Lustgas ²	Basfall ¹	Red. lustgas ²
Vete	Etanol	65	59	32	26
Sockerbetor	Etanol	42	39	22	19
	Biogas ³	27	26	16	14
Raps	RME	85	77	38	31
Vallgrödor	Biogas	27	25	0	-2
Majs	Biogas	41	38	22	19

¹ Dagens utsläppsnivå som antas vara i genomsnitt 11,5 g N₂O/kg N.

² Framtida utsläppsnivå som antas vara i genomsnitt 3 g N₂O/kg N.

³ Inklusiv rötning av blast.

5.6 Ökat metanläckage vid biogasproduktion

I tidigare LCA av biogas har emissioner av metan vid rötning och uppgradering pekats ut som en mycket viktig faktor för biogas klimatprestanda (Börjesson och Berglund, 2006). I denna studies basfall antas att metanläckaget uppgår till motsvarande 0,5% av den producerade biogasen vilket avser dagens bästa teknik. I vissa äldre biogassystem kan dock dessa läckage vara högre (Lantz m fl, 2009). I Tabell 16 redovisas hur de totala utsläppen av växthusgaser påverkas om metanläckaget ökar till motsvarande 1,5% av den producerade biogasen.

Tidigare analyser av Börjesson och Berglund (2007) visar att om metanläckaget uppgår till motsvarande cirka 15%, 20% och 30% från uppgraderad biogas från vallgrödor, hushållsavfall respektive flytgödsel fås ingen klimatnytta jämfört med bensin som drivmedel i personbilar.

Tabell 16. Totala utsläpp av växthusgaser (g CO₂-ekv./MJ biodrivmedel), exklusive allokering, vid olika nivåer av metanläckage vid biogasproduktion.

Biomassa	Bio-drivmedel	Bevuxen träda som mark-Användningsreferens		Spannmålodling som mark-användningsreferens	
		Basfall ¹	Ökat metanläck. ²	Basfall ¹	Ökat metanläck. ²
Sockerbetor	Biogas ³	27	32	16	21
Vallgrödor	Biogas	27	31	0	5
Majs	Biogas	41	45	22	26

¹ Metanläckage motsvarande 0,5% av producerad biogas.

² Metanläckage motsvarande 1,5% av producerad biogas.

³ Inklusiv rötning av blast.

5.7 Ändrat metanläckage vid konventionell gödsellagring

En betydande indirekt vinst vid biogasproduktion från gödsel är att man undviker en stor del av de spontana metanemissioner som sker vid konventionell gödsellagring. Dessutom bedöms de spontana emissionerna av lustgas också att minska. Storleken på dessa minskade emissioner av växthusgaser beror dock på ett flertal faktorer varför osäkerheten är stor (se Lantz m fl, 2009). Dessutom är antalet studier där faktiska och

återkommande mätningar gjorts under långa tidsserier begränsade idag. För att i framtiden kunna göra säkrare bedömningar av metan- och lustgasavgångens storlek från flytgödsellagring krävs därför bättre indata.

Metanavgången uttrycks i form av MCF (Methane Conversion Factor) och anges i procent av den maximala metanproduktionen per kg VS (Volatile Solids) i flytgödsel. Beräkningarna i denna studies basfall motsvarar en MCF om 6,5%. Denna nivå är lägre än vad t ex Naturvårdsverket (2006) normalt beräknar för svenska förhållanden (10%) som i sin tur baserar på en beräkningsmetod framtagen av IPCC (2006b). Danska beräkningar visar att konverteringsfaktorn kan vara ännu högre, cirka 12% (Sommer m fl, 2001). Tidigare svenska miljösystemstudier av gödselbaserad biogas använder en konverteringsfaktor kring 9-10% (se Börjesson och Berglund, 2007; Lantz m fl, 2009). Anledningen till att MCF har reducerats i denna studie jämfört med tidigare svenska studier är att nya svenska mätningar i mellersta och södra Sverige under en laggringssäsong indikerar betydligt lägre spontana metanläckage vid lagring av nötgödsel med och utan täckning, motsvarande en MCF kring 3% (Rodhe m fl, 2008). Tidigare analyser visar att när semipermeabla täckningsmaterial används kan cirka 30-40% av den bildade metangasen oxideras när den passerar tätskiktet (Sommer m fl, 2000). Samtidigt kan täckning av flytgödselbehållare innebära en temporär minskad metanavgång kring 70-85% under lagringsperioden men när flytgödseln rörs om och sprids frigörs normalt den metangas som bildats och lagrats som gasbubblor i flytgödseln under lagringsperioden (Nicholson m fl, 2002). För att få en fullständig bild av storleken av det totala spontana metanläckaget från gödsellagring krävs därför också mätningar vid omrörning och spridning och inte bara vid själva lagringen.

När lagringstemperaturen sänks minskar risken för spontana metanläckage. Ett försök visar t ex 40% lägre metanemissioner från nötgödsel när lagringstemperaturen sänktes från 20 till 11 grader C (Clemens m fl, 2006). Den utsläppsnivå som beräknas i denna studies basfall gäller framför allt södra Sverige, d v s Götaland, där cirka 70% av Sveriges biogaspotential från gödsel bedöms finnas (Börjesson, 2007; Linné m fl, 2008). De spontana metanläckagen från konventionell gödsellagring, och därmed den indirekta vinsten med gödselrötning, bedöms därför vara något lägre i Svealand (där drygt 20% av biogaspotentialen från gödsel finns) och framför allt i Norrland (där knappt 10% av potentialen återfinns). Medeltemperaturen under vinterhalvåret är i genomsnitt cirka 5 respektive 10 grader lägre i Svealand respektive Norrland jämfört med Götaland. Rodhe m fl (2008) visar vid en mätning under ett år att den genomsnittliga lagringstemperaturen för flytgödsel i Halland var cirka 10 grader C, i Uppland cirka 8 grader C samt i Jämtland 5-6 grader C.

I Tabell 17 redovisas hur de totala utsläppen av växthusgaser från gödselbaserad biogas förändras när den indirekta vinsten i form av minskade metanutsläpp från konventionell gödsellagring är 50% högre (MCF cirka 10%) respektive 50% lägre (MFC cirka 3%). Emissioner av lustgas från lagring av flytgödsel antas i basfallet vara hälften så stora som de nivåer som fås när man använder IPCC's beräkningsmetod (IPCC, 2006b), baserat på resultat från Rodhe m fl (2008) som indikerar betydligt lägre lustgasemissioner. I känslighetsanalysen antas även dessa variera +/- 50%.

Tabell 17. Totala utsläpp av växthusgaser (g CO₂-ekv./MJ biodrivmedel) från gödselbaserad biogas, inklusive systemutvidgning, vid olika nivåer av metanläckage vid konventionell gödsellagring.¹

Bio-massa	Bio-drivmedel	Basfall ²	50% högre metanläckage vid konventionell gödsellagring	50% lägre metanläckage vid konventionell gödsellagring
Gödsel	Biogas	-40	-63	-17
		Total reduktion i % jämfört med fossila drivmedel		
		148	176	120

¹ Inklusive lustgasläckage.

² Spontan bruttoläckage av metan vid konventionell gödsellagring motsvarande 1,1 kg CH₄ / ton flytgödsel samt ett lustgasläckage om 20 g N₂O / ton flytgödsel.

5.8 Energiinsats i infrastruktur – lokala biogasnät

I denna studie inkluderas inte distribution av biodrivmedel från produktionsanläggning till tankställen, vilket oftast sker med lastbil. Anledningen till detta är stora osäkerheter i transportavstånd beroende på placering av anläggningarna, dess storlek, om biodrivmedel distribueras via låginblandning i bensin och diesel osv. Tidigare studier visar också att distribution av drivmedel normalt har en liten påverkan på energibalans och miljöeffekter när avstånden är begränsade (några tiotals mil) (Börjesson och Gustavsson, 1996). En lokal/regional utveckling av biogas som fordonsbränsle bedöms leda till ett ökat behov av lokala gasnät där produktionsanläggningar knyts samman och gasen transporteras till en gemensam uppgraderingsanläggning. För att få en uppfattning om denna infrastrukturuppbyggnad har en signifikant påverkan på t ex biogasens energi- och miljöprestanda görs här en översiktlig beräkning.

Ett exempel på där ett lokalt/regionalt gasnät planeras är projekt ”Biogas Brålanda” i Västergötland (Eriksson, 2010). Totalt ska en 55 km lång dubbel gasledning byggas för transport av rågas respektive uppgraderad fordonsgas där 10 till 15 biogasanläggningar kommer att knytas samman med uppgraderingsanläggningar och tankställen. Gasledningarna består av tryckledningsrör i polyeten med en ytterdiameter mellan 63 till 160 mm anpassade för ett gastryck om 4 bar men som kan ökas till 10 bar. Ledningarna grävs ner med hjälp av grävmaskiner. I Tabell 18 redovisas beräkningar över vilken energiinsats och klimatpåverkan detta gasnät leder till i jämförelse med den biogas som kommer att distribueras. Slutsatsen är att både ur energi- och klimatsynpunkt har detta lokala gasnät liten betydelse då energiinsatsen bedöms motsvara cirka 1,2 % av den distribuerade gasens energiinnehåll och klimatpåverkan uppgå till motsvarande cirka 0,85 g CO₂-ekv. per MJ biogas när gasnätets avskrivningstid antas vara 20 år (dvs cirka 1% av fossila drivmedels utsläpp). Med längre avskrivningstid minskar gasnätets påverkan ytterligare.

Tabell 18. Beräkningar av energi- och klimatprestanda för lokala gasnät baserat på projekt ”Biogas Brålanda”.¹

	Längd	Energiinsats	Växthusgas- utsläpp	Energibalans	Klimatpåverkan
		GJ	ton CO ₂ -ekv.	Energiinsats / distribuerad mängd gas - % ⁵	g CO ₂ -ekv./MJ distribuerad gas ⁵
Gasledning	55 km – Rågas	23.800 ²			
	55 km Fordonsgas	7.710 ²			
	<i>Totalt</i>	31.500	2.250 ⁴		
Grävning	55 km	1.960-2.350 ³	164-197		
Summa		33.500-33.900	2.410-2.450	1,16-1,17	0,83-0,85

¹ Data från Eriksson (2010) om inget annat anges.

² Rågasledningens och fordonsgasledningens ytterdiameter varierar från 63-160 mm respektive 63- 90 mm och har en totalvikt av 315 ton respektive 102 ton (Onninen, 2009). Energiinsatsen per kg HDPE-plast (uttryckt som primärenergi) antas vara 75 MJ, inklusive energi i råmaterial (Boustead, 2005).

³ Grävning sker med 2 grävmaskiner á 25-30 liter diesel per timme samt en traktor á 5-6 liter diesel per timme. Nergrävningsskapaciteten bedöms till i genomsnitt 25 meter per timme.

⁴ Livscykelemissioner av växthusgaser per kg HDPE-plast antas vara 1,9 kg CO₂-ekv. avseende tillverkning, samt 5,4 kg CO₂-ekv (Boustead, 2005).

⁵ Mängden distribuerad rågas och fordonsgas per år antas uppgå till 3,2 respektive 2,0 miljoner Nm³. I energitermer motsvarar detta totalt 144.000 GJ. Avskrivningstiden för gasnätet sätts till 20 år.

5.9 Effektivisering via växtförädling och processutveckling

I framtiden kan biodrivmedels miljöprestanda förbättras generellt sett genom högre skördeutbyten per hektar, tack vare t ex växtförädling, och effektivare utnyttjande av gödselmedel. Dessutom finns det en potential att effektivisera omvandling av biomassa till biodrivmedel, både vad gäller drivmedelsutbyte och behovet av processenergi. Som redovisas i Appendix finns ett spann i indata vad gäller storleken på drivmedelsutbyte och behovet av processenergi inom respektive produktionssystem och som i vissa fall illustrerar förbättringspotentialer. För att konkret exemplifiera olika förbättringspotentialer används här resultat från tidigare studier avseende odling av energigrödor (Börjesson, 2007a), vetebaserad etanol (Börjesson, 2007b; 2009), RME (Mårtensson och Svensson, 2009), samt biogas från gödsel och restprodukter (Lantz m fl, 2009). Liknande förbättringspotentialer finns oftast generellt i alla de redovisade drivmedelssystemen.

Idag utnyttjas traditionella sorter vid odling av etanolvete men förädling pågår för att ta fram speciella sorter av ”energivete” som är speciellt lämpliga för t ex etanolproduktion. Förädlingspotentialen för dessa ”energisorter” bedöms vara större jämfört med traditionellt brödvete eftersom färre egenskaper behöver beaktas vid förädlingen. Det är framför allt tre egenskaper som ska maximeras: hög avkastning, hög stärkelsehalt samt bra resistensegenskaper. Inom en 10- till 15-årsperiod bedöms skördeökningen för ”etanolvete” kunna motsvara cirka 2 procentenheter per år jämfört med cirka 1 procentenhet per år för traditionellt brödvete (Börjesson, 2007a). Idag ligger ofta stärkelsehalten kring 70 % av torrsbstanshalten men med nya etanolvetesorter kan denna komma att öka upp mot 75 % (Granstedt, 2007). En bedömning är därför att etanolutbytet per kg ts kärna kan komma att öka från dagens

55 % upp till cirka 58 %. Detta bedöms samtidigt leda till ett något lägre utbyte av drank och därmed något minskade indirekta miljövinster av denna foderbiprodukt.

Socketbetor som energiråvara till etanol eller biogas kan också förädlas mot högre skördar när inte dessa ska optimeras mot produktion av vitt socker. Genom att utveckla en så kallad vinterbeta som sås på hösten och skördas på hösten påföljande år kan upp till 25% högre skörd fås (Börjesson, 2007a). Detta förutsätter dock att genom genteknik ”stänga av” blomning och frösättning samt att göra sorterna mer froståliga och resistent mot växtsjukdomar.

Traditionella vallgrödor kan också utvecklas när dessa används för t ex biogasproduktion i stället för foder. Ett exempel är förädling mot ökad energiskörd i stället för proteinskörd. Detta kan också nås genom förändrade skördetidpunkter och sammansättning av gräsarter som tillsammans bedöms kunna ge 10-20% högre skördar (Börjesson, 2007a). Beroende på vilken substratmix man har vid biogasproduktion kan det i vissa fall vara motiverat att optimera vallskördar utifrån höga proteinskördar för att maximera biogasutbytet.

Majs är en relativt ny gröda i Sverige och används idag enbart som foder. Utifrån de erfarenheter man har skaffat sig i Tyskland, där majs är den dominerande biogasgrödan, kan förädling och anpassade odlingssystem ge skördeökningar i framtiden när dessa dedikerats för t ex biogasproduktion. Vid odling av majs till djurfoder är det viktigt att kolvsättning hinner ske i god tid för att ge ett så energirikt foder som möjligt medan detta inte krävs när majs används som biogasråvara vilket möjliggör högre biomasseskördar (Börjesson, 2007a).

En generell förändring av traditionella livsmedels- och fodergrödor till mer anpassade energigrödor där ökad biomasseskörd blir viktigare än t ex proteinskörd mm innebär samtidigt att behovet av kvävegödsling kan minska per skördad mängd biomassa. Detta i sin tur leder till energibesparingar, minskade växthusgaser och risk för övergödning (Börjesson, 2007a).

Dagens etanolanläggningar är inte fullt ut optimerade ur energisynpunkt. Till exempel bedöms en mer anpassad integrering mellan ett kraftvärmeverk och en etanolanläggning ge energibesparingar genom att mer optimala ångtryck utnyttjas för respektive processer och el-generering, bättre värmväxling och återvinning av spillvärme samt integrering av torkningsprocesser etc. Dessutom kan de lokala förutsättningarna styra hur mycket ”spillvärme” som t ex kan avsättas i fjärrvärmesystem. Hur stor effektiviseringspotentialen är i nya etanolkombinatanläggningar är svårt att generellt säga då här krävs detaljerade tekniska analyser samt beskrivningar av de lokala förutsättningarna för den aktuella anläggningen (t ex avseende potentiell avsättning av värme i fjärrvärmesystem). Baserat på tidigare teoretiska studier över energikombinat av olika slag är en försiktig bedömning att energiåtgången i en utvecklad etanolanläggning bör kunna vara 15 % lägre jämfört med dagens befintliga anläggning. Om t ex förutsättningarna för att tillvarata ”spillvärme” är mycket goda (upp till 70 % av lågvärdig spillvärme) kan energibesparingarna sannolikt vara högre. I dagens etanolanläggning motsvarar produktionen av ”spillvärme” cirka 22 % av etanolproduktionen på energibasis (Granstedt, 2007).

Förbättrad processintegrering är också möjlig i RME- och biogasanläggningar som leder till effektiviseringsvinster. Exempel är förbättrad värmeväxling och värmeåtervinning mm. En annan åtgärd vid biogasproduktion som leder till ökad klimatnytta är att ersätta biogas med flis som bränsle i biogasanläggningen. Detta kan öka klimatnyttan med drygt 5 procentenheter jämfört med fossila drivmedel (Lantz m fl, 2009). En motsvarande åtgärd vid RME-produktion är att utnyttja biobaserad metanol i stället för fossilbaserad. I detta fall kan klimatnyttan också öka med cirka 5 procentenheter jämfört med fossila drivmedel (Mårtensson och Svensson, 2009). Vid biogasproduktion kan energi- och klimatnyttan förbättras ytterligare genom kompletterande efterrötkammare som möjliggör extra gasuppsamling. Klimatnyttan med denna åtgärd kan uppgå till cirka 3-4 procentenheter (Lantz m fl, 2009).

Den sammantagna klimatnyttan av alla de olika åtgärder som beskrivs ovan för spannmålsbaserad etanol bedöms kunna motsvara cirka 15 procentenheter jämfört med fossila drivmedel (Börjesson, 2009). Samtidigt bedöms energibalansen förbättras med cirka 40% (exklusive allokering) (Börjesson, 2007b). För övriga biodrivmedel bedöms motsvarande sammantagna klimatnytta av olika åtgärder också vara betydande men variera något mellan respektive biodrivmedelssystem.

6 Diskussion

Denna studie analyserar biodrivmedel som produceras och används i Sverige idag där hänsyn tagits till våra specifika förutsättningar. Detta innebär att resultaten kan skilja från tidigare och mer generella studier som har en annan geografisk upplösning, t ex genomsnitt för Europa eller globalt, samt har ett annat tidsperspektiv, t ex något eller några decennier framåt i tiden. En viktig slutsats från tidigare livscykelanalyser av biodrivmedel är att det inte går att generalisera kring hur bra eller dåliga t ex etanol, RME eller biogas är ur miljösynpunkt utan detta beror helt och hållet på hur produktionssystemen ser ut och vilka aspekter som beaktas (se t ex Börjesson och Berglund, 2007; Börjesson, 2009; Börjesson och Tufvesson, 2010). Syftet med denna studie är därför att beskriva aktuell miljöprestanda för svenska biodrivmedel på ett så relevant och transparent sätt som möjligt.

En generell slutsats man kan dra från denna studie är att miljösystemanalyser av biodrivmedel är mycket komplexa och att det finns ett stort antal parametrar att ta hänsyn till, både när det gäller hantering av indata och beräkningsmetodik. Därför är det i princip omöjligt att åstadkomma helt rättvisa och ”riktiga” bedömningar. Alla systemstudier och livscykelanalyser öppnar för olika typer tolkningar, vilket även denna studie gör. En målsättning med denna studie är dock att vara så transparent som möjlig och tydligt peka på de faktorer som har stor påverkan på resultaten och på olika biodrivmedels miljöprestanda. Denna kunskap är mycket viktig vid t ex utveckling av standarder och certifiering av biodrivmedel då dessa kan fokusera på de mest kritiska faktorerna. På detta sätt säkerställer man en utveckling av de mer hållbara systemen och undviker en utveckling av de mindre hållbara.

Denna kunskap är också viktig för enskilda biodrivmedelsproducenter när det gäller strategiska beslut och prioriteringar av åtgärder för att förbättra miljöprestanda. Detta blir också allt viktigare ur ett marknadsperspektiv när nya standardiserings- och certifieringssystem utvecklas, t ex det inom EU's RED och internationellt genom ISO-standardisering. Från ett konsumentperspektiv är också en fördjupad kunskap kring biodrivmedels miljöprestanda och vilka faktorer som har stor påverkan allt viktigare. På detta sätt kan transportföretag och andra inköpare och distributörer av biodrivmedel ställa relevanta och effektiva krav på producenter och leverantörer för att säkerställa att alltmer hållbara drivmedel tillhandahålls.

En annan slutsats från föreliggande studie är att olika biodrivmedel har sina för- och nackdelar och att man inte bör begränsa sig enbart till klimatprestanda vilket är i fokus idag. Det finns också olika typer av begränsningar i produktionsvolym för olika biodrivmedel vilket innebär att det finns utrymme för alla de system som ingår i denna studie i en framtida drivmedelsmix. Inhemska biodrivmedel baserade på jordbruksråvara kommer endast att kunna ersätta en begränsad del av dagens fossila drivmedel. Framtida fokus bör således ligga på hur olika biodrivmedel kan samverka på bästa sätt, både vid produktion och vid användning, för att maximera såväl deras miljönytta som andelen fossila drivmedel som kan ersättas.

7 Referenser

Ahlgren S, Hansson P A, Kimning M, Aronsson P, Lundkvist H (2009). Greenhouse gas emissions from cultivation of agricultural crops for biofuels and production of biogas from manure. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Almén J (2009). Emissionsprovning av bussar drivna med diesel och RME. En rapport för Buss i Väst. AVL MTC Motortestcenter AB, Haninge.

Al-Riffai P, Dimaranan B, Laborde D (2010). Global trade and environmental effect study of the EU biofuels mandate. IFPRI, International Food Policy Institute.

Berglund M, Börjesson P (2003). Energianalys av biogassystem. Rapport 44, Miljö- och energisystem, Lunds Universitet.

Berglund M, Börjesson P (2006). Assessment of Energy Performance in the Life-cycle of Biogas Production. Biomass and Bioenergy Vol. 30, pp 254-266.

Berndes G, Bryngelsson D, Sparovek G (2010). Is it possible to avoid bad impacts by using good fuel ethanol? Report 6331, Swedish Environmental Protection Agency.

Bernesson S, Nilsson D, Hansson P-A (2004). A limited LCA comparing large- and small-scale production of rape methyl ester (RME) under Swedish conditions. Biomass and Bioenergy Vol. 26, pp 545-559.

Bernesson S, Nilsson D, Hansson P-A (2006). A limited LCA comparing large- and small-scale production of ethanol for heavy engines under Swedish conditions. Biomass and Bioenergy Vol. 30, pp 46-57.

Bertilsson J (2008). Sveriges Lantbruksuniversitet. Personlig kommunikation.

BEST (2009). BioEthanol for Sustainable Transport. City of Stockholm.

Blinge M, Arnäs P-O, Bäckström S, Furnander Å, Hovelius K (1997). Livscykelanalys (LCA) av drivmedel. KFB-report 1997:5, Svenska Kommunikationsforsknings-beredningen, Stockholm.

Boustead I (2005). Eco-profiles of the European plastics industries. Plastics Europe, Brussels.

Brännström-Nordberg B-M, Münter M, Strömberg P, Wallenius A (2001). LCA värme: Vattenfalls livscykelanalyser – produktion av värme. Vattenfall AB, Stockholm.

Bustamante M, Melillo J, Connor D, Hardy Y, Lambin E, Lotze-Campen H, Ravindranath N.H, Searchinger T, Tschirley J, Watson H. (2009). What are the final land limits? Pp 265-285 in Howarth R. and Bringezu S. (eds) Biofuels: Environmental consequences and interactions with changing land use. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22-25 September 2008, Gummiesbach Germany. Cornell University, NY, USA.

Börjesson P (1996). Energy Analysis of Biomass Production and Transportation. Biomass and Bioenergy Vol. 11, pp 305-318.

Börjesson P (1996b). Emissions of CO₂ from Biomass Production and Transportation in Agriculture and Forestry. *Energy Convers. Mgmt* Vol. 37, pp 1235-1240.

Börjesson P. and Gustavsson L. (1996). Regional Production and Utilisation of Biomass in Sweden. *Energy – The International Journal* Vol. 21, pp 747-764.

Börjesson P (1999). Environmental Effects of Energy Crop Cultivation in Sweden – Part I Identification and Quantification. *Biomass and Bioenergy*, Vol 16, pp 137-154.

Börjesson P (2004). Energianalys av drivmedel från spannmål och vall. Rapport 54, Miljö- och energisystem, Lunds Universitet.

Börjesson P, Berglund M (2006). Environmental Analysis of Biogas Systems – Part I: Fuel Cycle Emissions. *Biomass and Bioenergy* Vol. 30, pp 469-485.

Börjesson P (2007a). Bioenergi från jordbruket – en växande resurs. Bilagedel, Statens Offentliga Utredningar, SOU 2007:36, Stockholm.

Börjesson P (2007b). Energibalans för spannmålsetanol – några räkneexempel. Miljö- och energisystem, Lunds Universitet.

Börjesson P, Berglund M (2007). Environmental systems analysis of biogas systems – part II: Environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass and Bioenergy*, Vol 31, pp 326-344.

Börjesson P, Ericsson K, de Lucia L, Nilsson L J, Åhman M (2008). Hållbara drivmedel – finns de? Rapport 66, Miljö- och Energisystem, Lunds Universitet, Lund.

Börjesson P (2009). Good or bad bioethanol from a greenhouse gas perspective – What determines this? *Applied Energy*, Vol 86, pp 589-594.

Börjesson P, Tufvesson L (2010). Agricultural crop-based biofuels and green chemicals – resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production*, *in press*.

Carlsson M, Uldal M (2009). Substrathandbok för biogasproduktion. Rapport SGC 200, Svenskt Gastekniskt Centrum, Malmö.

Cederberg C, Flysjö A (2008). Utsläpp av växthusgaser i ett livscykelperspektiv samt energi- och markanvändning för produktion av RME baserad på svensk rapsråvara. SIK – Institutet för Livsmedel och Bioteknik.

Cherubini F, Bird N, Cowie A, Jungmeier G, Schlamadinger B, Woess-Gallasch S (2009). Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 53, pp 434-447.

Clemens J, Trimborn M, Weiland P, Amon B (2006). Mitigation of greenhouse emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture Ecosystems and Environment*, Vol. 112, pp. 171-177.

Cornelissen S, Dehue B (2009). Summary of approaches to accounting for indirect impacts of biofuel production. Ecofys International BV, Utrecht, The Netherlands.

- Davis J, Haglund C (1999). Life cycle inventory (LCI) of fertiliser production: Fertiliser products used in Sweden and Western Europe. SIK-report 654, The Swedish Institute for Food and Biotechnology. Göteborg, Sweden.
- Delphi (2009). Worldwide emissions standards – passenger cars and light duty trucks. Michigan, USA.
- Egeskog A, Gustafsson S (2007). Socioeconomic and environmental effects from sugarcane expansion in to the Pontal do Paranapanema region (State of Sao Paulo, Brazil). Master thesis, Physical Resource Theory, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Edlund M (2010). Sekab, Örnköldsvik, personlig kommunikation.
- Ensus (2008). Indirect effects of biofuels – Study by the Renewable Fuels Agency. UK.
- Ericsson K, Börjesson P (2008). Potentiell avsättning av biomassa för produktion av el, värme och drivmedel inklusive energikombinat. Rapport ER 2008:04, Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Eriksson H (2010). E.ON. Malmö, personlig kommunikation.
- Eriksson P (2010). Huhållningssällskapet Vänersborg, personlig kommunikation.
- FAO(2010). Food prices index. <http://www.fao.org/worldfoodsituation/FoodPricesIndex/en/>
- Flysjö A, Cederberg C, Strid I (2008). LCA-databas för konventionella fodermedel. SIK-rapport 772, SIK, Göteborg.
- Fredriksson H, Baky A, Bernesson S, Nordberg Å, Norén O, Hansson P-A. (2006). Use of on-farm produced biofuels on organic farms – Evaluation of energy balances and environmental loads for three possible fuels. *Agricultural Systems* Vol. 89, pp 184-203.
- Granstedt J. (2007). Lantmännen Energi. Personlig kommunikation.
- Hansson P-A, Burström A, Norén O, Bohm M (1998). Bestämning av motoremissioner från arbetsmaskiner inom jord- och skogsbruk. Rapport 232, Inst. för Lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Henard M-C. (2007). Impacts on Oilseed Industry following Biofuel. Required Report - Public distribution, Paris: GAIN-Global Agriculture Information Network, 2007.
- IPCC (2006). N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Chapter 11. Agriculture, Forestry and Other Land Use, Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC (2006b). Guidelines for national greenhouse gas inventories; prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use, Intergovernmental Panel on Climate Change.
- ISO (International Standardization Organization) (2006). ISO 14044. Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.
- Jenssen T K, Kongshaug G (2003). Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertilizer production. The International Fertilizer Society. Proceedings No. 509. ISBN 0 85310 1450.

JRC (2007). Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Concawe, EUCAR & EC Joint Research Centre (<http://ies.jrc.ec.europa.eu/WTW>).

Jordbruksverket (2009). Jordbruksmarkens användning 2009. SOU Statistiska Meddelanden Jo 10 SM 0902, Jönköping.

Jordbruksverket (2009b). Jordbruk, bioenergi och miljö. Rapport 2009:22. Jönköping.

Jordbruksverket (2006). Riktlinjer för gödsling och kalkning. Rapport 2005:21. Jönköping.

Karlsson S, Rodhe L (2002). Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkningar av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Uppdragsrapport. Institutet för Jordbruks- och Miljöteknik, Uppsala.

Karlsson S (2010). Lantmännen, Stockholm. Personlig kommunikation.

Karpenstein Machan M (2005). Energiplanzenbau für Biogasanlagenbetreiber. DLG-Verlags-GmbH Frankfurt am Main, Tyskland.

Kim S, Dale B (2009). Regional variations in greenhouse gas emissions of biobased products in the United States – corn-based ethanol and soybean oil. Int. Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 14, pp 540-546.

Klemedtsson Å (2009). Göteborgs Universitet, personlig kommunikation.

Krahl, J, Munack A, Grope N, Ruschel Y, Schöder O, Bünger J (2006). <http://www.ufop.de/downloads/report.pdf>

Lantz M, Ekman A, Börjesson P (2009). Systemoptimerad produktion av fordonsgas – En Miljö- och energisystemanalys av Söderåsens biogasanläggning. Rapport 69, Miljö- och Energisystem, Lunds Universitet, Lund.

Linné M (2007). Granskning av livscykelanalyser för biogas, etanol och RME. Kartläggning av behovet av nytt dataunderlag. SGC Rapport 180. Svenskt Gastekniskt Centrum, Malmö.

Linné M, Ekstrandh A, Englesson R, Persson E, Björnsson L och Lantz M. (2008). Den svenska biogaspotentialen från restprodukter. Svenska Gasföreningen.

Linné M (2010). BioMil, Lund. Personlig kommunikation.

Lywood W.J (2009). Modelling of GHG emissions from Indirect Land Use Change from increased EU demand for biofuels. Ensus Limited, UK.

Maceba I, Seabra J (2008). Mitigation of GHG emissions using sugarcane bioethanol. In "Sugarcane ethanol – contributions to climate change mitigation and the environment", eds. Zurbier P, van de Vooren J. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands.

Millbrook Proving Ground LTd (2006). Test Report – Scania OmniCity Ethanol Bus.

Mårtensson P, Svensson M (2009). Miljösystemstudie – svensk RME och etanol i tunga fordon. Examensarbete, Miljö- och energisystem, Lunds Universitet, Lund.

Naturvårdsverket (2006). Utsläpp av metan och lustgas från jordbrukssektorn. Rapport 5506. Stockholm.

Nicholson R J, Webb J, Moore A (2002). A review of the environmental effects of different livestock manure storage systems, and suggested procedure for assigning environmental ratings. *Biosystems Engineering*, Vol. 81, pp 363-377.

Nylund N-O (2007). Heavy-duty vehicles: safety, environmental impacts and new technology "Rastu". Annual Report 2007, VTT, Finland.

Onninen (2009). Produktkatalog för tryckrör i plast.

Paulsson P (2007). Energianalys av etanolproduktion: en fallstudie av Lantmännen Agroetanol's produktionssystem i Norrköping. Examensarbete, Inst. för Biometri och Teknik, SLU, Uppsala.

Ravindranath N.H, Manuvie M, Fargione J, Canadell J, Berndes G, Woods J, Watson H, Sathaye J. (2009). Greenhouse gas implications of land use and land conversion to biofuel crops. Pp 111-125 in Howarth R. and Bringezu S. (eds) *Biofuels: Environmental consequences and interactions with changing land use. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22-25 September 2008, Gummersbach Germany. Cornell University, NY, USA.*

Rehnlund B, Egeback K-E, Rydén C, Ahlrik P (2007). BIOScopes – Heavy-duty ethanol engines. Arax Energi, BAFF, Ecotrafic.

Rodhe L, Ascue J, Tersmeden M, Ringmar A, Nordberg Å (2008). Växthusgaser från lager med nötflytgödsel – Förhållanden i gårdsbehållare, metodikutveckling av gasmätning samt bestämning av emissioner från nötflytgödsel. JTI-Rapport 370, Institutet för Jordbruks- och Miljöteknik, Uppsala.

Rodhe L (2009). Sveriges Lantbruksuniversitet. Personlig kommunikation.

SCB (2004). Gödselmedel i jordbruket 2002/03 Rapport MI 30 SM 0403, Statistiska Centralbyrån, Örebro.

Simpson T, Martinelli L, Sharples A, Howarth R. (2009). Impact of ethanol production on nutrient cycles and water quality: The United States and Brazil case studies. Pp 153-167 in Howarth R. and Bringezu S. (eds) *Biofuels: Environmental consequences and interactions with changing land use. Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22-25 September 2008, Gummersbach Germany. Cornell University, NY, USA.*

Snarud P (2008). Gödsel blir klimatvänligare. *Forskning och Framsteg*, Nr 8.

Sommer S, Petersen S, Sörgard H (2000). Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 29, pp 744-751.

Sommer S, Möller H, Petersen S (2001). Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DJF rapport Husdyrbrug nr 31, Danmarks Jordbrugsforskning, Tjele.

SOU (2007). Bioenergi från jordbruket – en växande resurs. Statens Offentliga Utredningar, SOU 2007:36, Stockholm.

Stålhammar P (2010). AVL MTC, Haninge. Personlig kommunikation.

Sörensen C G, Birkmose T (2002). Kvaestofudvaskning efter gödskning med afgasset gylle. Grön Viden, Markbrug nr 266. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks Jordbrugsforskning.

Törner L (2008). Odling i Balans – Energidata för växtodlingsgårdar. www.odlingibalans.com.

Uppenberg S, Almemark M, Brandel M, Lindfors L-G, Marcus H-O, Stripple H et al. (2001). Miljöfaktabok för bränslen - Del 1, Huvudrapport. Rapport B 1334A-2, IVL – Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.

Westerholm R, Ahlvik P, Karlsson H.L (2008). An exhaust characterisation study based on regulated and unregulated tailpipe and evaporative emissions from bi-fuel and flexi-fuel light-duty passenger cars fuelled by petrol (E5), bioethanol (E70, E85) and biogas tested at ambient temperatures of +22 C and -7 C. Final Report, March 2008. Stockholm University, Ecotraffic ERD AB, AVL MTC AB.

Wästljung U (2010). Scania. Personlig kommunikation.

Appendix 1 - Indata

Tabell A1. Karakteriseringsfaktorer som används vid aggregering av emissionsdata till respektive miljöeffektkategori

Emissioner	Miljöeffektkategori			
	Växthuseffekt (GWP) ¹	Eutrofiering (EP) ²	Försurning (AP) ³	Fotokemiska oxidanter (POCP) ⁴
Koldioxid, CO ₂	1			
Koloxid, CO				0,032
Kväveoxider, NO _x		0,13	0,7	
Svaveldioxid, SO ₂			1	
Kolväten, HC				0,42
Metan, CH ₄	23			0,007
Lustgas, N ₂ O	296			
Ammoniak, NH ₃		0,35	1,88	
Nitrat, NO ₃		0,10		
Fosfat, PO ₄ ³⁻		1		
Partiklar				

¹ Global Warming Potential, uttryckt som koldioxidekvivalenter.

² Eutrophication Potential, uttryckt som fosfatekvivalenter.

³ Acidification Potential, uttryckt som svaveldioxidekvivalenter.

⁴ Photochemical Oxidant Creation Potential, uttryckt som etenekvivalenter (C₂H₂).

Tabell A2. Skördenivå och energiinsats vid odling av energigrödor som råvara för biodrivmedel.

Gröda	TS-halt	Skörd ¹		Energiinsats ² GJ / hektar och år				Energi-balans
	%	Ton ts / hektar och år	GJ / hektar och år	Diesel ³	Gödsel-medel ⁴	Övrigt ⁵	Totalt	Energiskörd / energiinsats
Vete	86	6,4	120	3,9	7,4	3,9	15,2	7,7
Vete & halm ⁶	86 / 85	10,7	200	5,6	7,4	4,2	17,2	11,3
Sockerbetor	24	11,0	190	12,8	6,1	1,9	20,8	9,3
Sockerbetor & blast ⁶	24 / 14	14,5	260	14,3	6,1	2,1	22,5	11,3
Raps	91	2,8	80	4,4	7,2	2,8	14,4	5,4
Raps & halm ⁶	91 / 85	6,1	140	5,9	7,2	3,0	16,1	8,7
Vall ⁷	32	7,5	130	5,2	4,0	1,5	10,7	12,3
Majs ⁸	32	9,5	170	5,9	7,8	1,9	15,6	10,7

¹ Skördenivåer baseras på officiell skördestatistik sammanställd i Börjesson (2007) och avser odling i södra Sverige på bra åkermark. Skördenivåer för halm och blast baseras på beräkningar i Börjesson (2007) samt uppdatering baserat på Linné (2010). Det högre värmevärdet, uttryckt som GJ/ton ts, är för vete 18,4; sockerbetor 17,6; raps 27,7; vallgrödor och majs 17,6; halm (vete och raps) 17,9 samt för betblast 17,6.

² Uttryckt som primärenergi.

³ Dieselförbrukning vid odling och biomassatransport (50 km med lastbil till drivmedelsanläggning) baseras på Börjesson (1996) inklusive en energieffektivisering om 15% under de senaste decenniet baserat på Cederberg och Flysjö (2008), Schmidt (2008) och Törner (2008). En liter diesel motsvarar 42,6 MJ primärenergi (Berglund och Börjesson, 2006).

⁴ Energiinsats vid gödselmedelstillverkning avseende N, P och K är, uttryckt som MJ/kg, 45, 25 respektive 5, baserat på bearbetad data från Börjesson (1996); Davis och Haglund (1999) och Jenssen och Kongshaug (2003). Gödselgivan, uttryckt som kg N-P-K per hektar och år är för vete 150-25-10; sockerbetor 120-20-40; raps 145-25-10 (inklusive förfruktsvärde om 25 kg N baserat på Cederberg och Flysjö, 2008); vall 70-30-40 samt för majs 140-25-180. Baserat på bearbetad data från (Börjesson (1996); Johnsson och Mårtensson, (2002) samt SCB (2004).

⁵ Energiinsats i form av utsäde, pesticider och maskiner baseras på Börjesson (1996) inklusive en energieffektivisering om 15% (se ovan). Energiinsats vid torkning av vete och raps baseras på Mårtensson och Svensson (2009).

⁶ Cirka 60% av den biologiska halmskörden antas vara möjlig att skörda vid vete- och rapsodling, respektive 50% av den biologiska blastskörden vid sockerbetsodling, baserat på ekologiska restriktioner och praktiska aspekter (skördeförluster) (Börjesson, 2007). I blastskörd ingår också betnacken som utgör mellan 3-7% av betskörden (Eriksson, 2010).

⁷ Klöver-gräsvall.

⁸ Helgrödsskörd.

Tabell A3. Energiinsats vid insamling och transport av restprodukter för biogas¹.

Gröda	TS-halt	Insamling	Transport			Totalt	Biogasutbyte	Totalt
	%		MJ/ton	MJ/ton*km	Km ³			
Hushållsavfall	30	260 ²	2,4	20	48	310	4,2	74
Livsmedelsavfall	8	-	1,1	30	33	33	1,3	25
Gödsel	8	-	1,1	10	11	11	0,56	20

¹ Baserat på Berglund och Börjesson (2006), Börjesson och Berglund (2006) samt Carlsson och Uldal (2009).

² Genomsnitt för insamling i tätort (120 MJ/ton), villasamhälle och landsbygd (330 MJ/ton).

³ Uppskattade genomsnittliga transportavstånd under dagens förutsättningar.

Tabell A4. Emissioner från traktoroperationer samt vägtransport med lastbil (mg / MJ diesel)¹

	Emissioner					
	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	Partiklar
Plöjning & stubbkultiv.	76.000	85	900	2	17	11
Harvning & sådd	76.000	50	800	2	20	11
Spridning av gödning	76.000	70	700	2	27	11
Skörd	76.000	50	800	2	17	11
Pressning av halm	76.000	100	850	2	30	11
Lastning	76.000	200	700	2	40	11
Fälttransport	76.000	120	900	2	28	11
Vägtransport	76.000	11	720	2	11	11

¹ Baserat på bearbetad data i Börjesson och Berglund (2006) utifrån ursprunglig data från Hansson m fl (1998).

Tabell A5. Emissioner vid tillverkning av mineralgödsel¹

	Emissioner							
	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	Partiklar	CH ₄	N ₂ O
Kvävegödsel (g/kg N)	3.200	0,36	8,0	4,6	0,18	0,82	3,1	11,5
Fosforgödsel (g/kg P)	2.900	4,6	18	39	3,9	9,5	7,2	0,29
Kaliumgödsel (g/kg K)	440	0,7	2,7	5,9	0,58	1,4	1,1	0,002

¹ Baserat på bearbetad data i Börjesson och Berglund (2006) utifrån ursprunglig data från Davis och Haglund (1999). Uppdateringar avseende effektiviseringar och lustgasutsläpp (N₂O) från kvävegödseltillverkning baseras på Jenssen och Kongshaug (2003) samt Snaprud (2008). Här antas att hälften av dagens kvävegödseltillverkning i Yaras anläggningar sker med lustgasrening som idag har cirka 60% av den svenska marknaden (Eriksson, 2010). Resterande andel kvävegödsel importeras från producenter utanför Europa vars anläggningar antas sakna lustgasrening idag. Utan lustgasrening bedöms utsläppen vara i genomsnitt 15 g N₂O/kg N och med lustgasrening i genomsnitt 3 g N₂O/kg N.

Tabell A6. Emissioner vid tillverkning av lantbruksmaskiner samt vid torkning av spannmål och rapsfrö (mg / MJ energiinsats)

	Emissioner						
	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	Partiklar	CH ₄
Tillv. av maskiner ¹ (mg/MJ)	85.000	25	90	150	4,0	8,0	0,5
Torkning av spannmål & raps ² (mg/MJ)	50.000	13	80	27	5,0	3,3	0,3

¹ Avser genomsnittliga emissioner baserat på bearbetad data från Börjesson och Berglund (2006). Fördelningen mellan kol, olja och naturgas som primärbränsle antas vara 23%, 42% respektive 35% (Börjesson, 1996b).

² Avser genomsnittliga emissioner baserat på bearbetad data från Mårtensson och Svensson (2009). Fördelningen mellan el och värme, som här baserat på eldningsolja, antas vara 34% respektive 66%.

Tabell A7. Näringsläckage vid odling av energigrödor som råvara för biodrivmedel¹

Gröda	Totalt (brutto)		Netto ² (ogödslad gräsmark som referens)		Netto (spannmål som referens)	
	Kväve	Fosfor	Kväve	Fosfor	Kväve	Fosfor
	Kg N / hektar och år	Kg P / hektar och år	Kg N / hektar och år	Kg P / hektar och år	Kg N / hektar och år	Kg P / hektar och år
Vete	40	0,5	30	0,4	0	0
Vete & halm	40	0,5	30	0,4	0	0
Sockerbetor	30	0,5	20	0,4	-10	0
Sockerbetor & blast	20	0,5	10	0,4	-20	0
Raps	50	0,5	40	0,4	10	0
Raps & halm	50	0,5	40	0,4	10	0
Vall	15	0,3	5	0,2	-25	-0,2
Majs	35	0,5	25	0,4	-5	0

¹ Baserat på bearbetad data från Börjesson och Berglund (2007), Johnsson och Mårtensson (2002) samt Flysjö m fl (2008). Avser genomsnittligt läckage från åkermark i södra Sverige.

² Bruttoläcketaget av kväve och fosfor vid ogödslad gräsbevuxen åkermark antas vara 10 respektive 0,1 kg per hektar och år.

Tabell A8. Biogena lustgasemissioner vid odling av energigrödor som råvara för biodrivmedel¹

Gröda	Biomasseskörd	Netto (ogödslad gräsmark som referens)		Netto (spannmål som referens)	
	GJ/ha och år (exklusive skörderester)	Kg N ₂ O / ha och år	g N ₂ O / GJ skördad biomassa (exklusive skörderester)	Kg N ₂ O / ha och år	g N ₂ O / GJ skördad biomassa (exklusive skörderester)
Vete	120	3,1	26	0	0
Vete & halm		2,5	21	- 0,6	- 3
Sockerbetor	190	2,5	13	- 0,6	- 3
Sockerbetor & blast		1,6	8,5	- 1,5	- 8
Raps	80	2,6	33	- 0,5	- 6
Raps & halm		2,3	29	- 0,8	- 10
Vall	130	2,0	15	- 1,1	- 8
Majs	170	3,2	19	0,1	- 0,6

¹ Baserat på beräkningsmetod enligt IPCC (2006), som inkluderar dels direkta emissioner från kvävegödsling och från skörderester som mineraliseras, dels indirekta emission via ammoniakemissioner och kväveläckage. Bakgrundsemissioner från bevuxen, ogödslad åkermark antas i medeltal vara 0,5 kg N₂O / ha och år (Alhgren m fl, 2009).

Tabell A9. Förändringar av markens kolinnehåll vid odling av energigrödor som råvara för biodrivmedel¹

Gröda	Biomasseskörd	Netto (ogödslad gräsmark som referens)		Netto (spannmål som referens)	
	GJ/ha och år (exklusive skörderester)	Kg C / ha och år	Kg CO ₂ / GJ skördad biomassa (exklusive skörderester)	Kg C / ha och år	Kg CO ₂ / GJ skördad biomassa (exklusive skörderester)
Vete	120	- 350	- 11	0	0
Vete & halm		- 500	- 15	- 150	- 2,8
Sockerbetor	190	- 350	- 6,5	0	0
Sockerbetor & blast		- 400	- 7,4	- 50	- 1,8
Raps	80	- 350	- 16	0	0
Raps & halm		- 450	- 21	- 100	- 2,6
Vall	130	0	0	350	9,5
Majs	170	- 350	- 7,5	0	0

¹ Baserat på bearbetad data från Börjesson (1999). Markkolsförändringar avtar med tiden då ett nytt jämviktsläge inställer sig efter cirka 30 till 50 år.

Tabell A10. Summering av växthusgasemissioner vid odling av energigrödor som råvara för biodrivmedel, uttryckt som kg CO₂-ekvivalenter per GJ skördad biomassa (exklusive skörderester)¹

Gröda	Biomasse-skörd	CO ₂ -fossila bränslen	N ₂ O-gödseltillverkning ²	Ogödslad gräsmark som referens		Spannmål som referens		Totalt	
	GJ/ha och år (exkl. skörderest.)			N ₂ O-biogena	CO ₂ -biogena	N ₂ O-biogena	CO ₂ -biogena	Ref. Bev. träda	Ref. Spannmål
Vete	120	9,7	4,4 (1,1)	7,7	11	0	0	33	14
Vete & halm		11		6,2	15	-0,9	2,8	37	17
Sockerbetor	190	8,2	2,1 (0,6)	3,7	6,5	-1,0	0	21	9,3
Sockerbetor & blast		8,8		2,5	7,4	-1,8	0,8	21	9,9
Raps	80	14	6,4 (1,7)	10	16	-1,6	0	46	19
Raps & halm		16		9,0	21	-1,5	2,6	52	24
Vall	130	6,4	2,1 (0,5)	4,6	0	-2,3	-9,5	13	-3,3
Majs	170	7,2	2,9 (0,7)	5,8	7,5	0,3	0	23	10

¹ Baserat på data från tabellerna ovan.

² Värdet inom parentes avser utsläpp när alla kvävegödsel-fabriker installerat katalytiskt lustgasrening.

Tabell A11. Summering av emissioner som bidrar till övergödning vid odling av energigrödor som råvara för biodrivmedel, uttryckt som PO₄³⁻-ekvivalenter per GJ skördad biomassa (exklusive skörderester)¹

Gröda	Biomasse-skörd	NO _x -fossila bränsl.	NO ₃ -läckage		PO ₄ ³⁻ -läckage		Totalt	
	GJ/ha och år (exkl. skörderest.)		Ref. Gräs-märk	Ref. Spann-mål	Ref. Gräs-märk	Ref. Spann-mål	Ref. Gräs-märk	Ref. Spann-mål
Vete	120	5,7	110	0	10	0	130	5,7
Vete & halm		7,2	110	0	10	0	130	7,2
Sockerbetor	190	8,0	46	-23	6,3	0	60	-15
Sockerbetor & blast		8,8	23	-46	6,3	0	38	-37
Raps	80	9,1	230	57	16	0	260	66
Raps & halm		11,1	230	57	16	0	260	68
Vall	130	5,4	17	-83	4,6	-5	27	-83
Majs	170	5,4	66	-13	7,3	0	79	-7,6

¹ Baserat på data från tabellerna ovan.

Tabell A12. Uppskattad genomsnittlig effektivitet när biomassa omvandlas till biodrivmedel samt behovet av extern energi i respektive process.¹

Biomassa	Biodrivmedel	Omvandlingseffektivitet ²		Behov av extern energi ³	
		Energiinnehåll i biodrivmedel / energiinnehåll i biomassa, uttryckt som %		Extern energi / energiinnehåll i biodrivmedel, uttryckt som % (varav el inom parantes)	
		Valt värde	Intervall	Valt värde	Intervall
Vete (kärna)	Etanol ⁴	55	52-55	54 (13)	49-61
Sockerbetor	Etanol ⁶	55	53-55	41 (10)	36-53
	Biogas ⁶	75	70-79	28 (20)	25-30
Raps (frö)	RME ⁷	60	41-64	15 (6)	8-22
Vall	Biogas ⁸	62	46-72	25 (18)	20-33
Majs	Biogas ⁸	68	52-78	27 (20)	25-38
Gödsel	Biogas ⁹	40	32-50	30 (18)	22-36
Avfall-Hushåll	Biogas ⁹	60	48-68	20 (15)	15-25
Avfall-Industri	Biogas ⁹	60	48-68	22 (15)	15-27

¹ Baserat på en datasammanställning av Börjesson (2007) som uppdaterats och kompletterats här.

² Baserat på hur mycket energi som återfinns i biodrivmedlet i förhållande till den energi som fanns i den ursprungliga biomassan (exklusive skörderester).

³ Baserat på hur mycket extern energi i form av värme, ånga och el (omräknat till primärenergi) som krävs för att driva processerna i förhållande till energiinnehållet i det producerade biodrivmedlet. Inkluderar också ev. andra insatsvaror som krävs i processerna samt uppgradering och trycksättning av biogas och transport och spridning av rötrest, uttryckt som primärenergi (energiinsats vid rötresthantering utgör i genomsnitt 3% av biogasens energiinnehåll). Primärenergifaktorn för skogsbränsle- och biogasbaserad värme/ånga antas vara 1,17 (Börjesson och Berglund, 2007) och för svensk elmix 1,14 inkl. distributionsförluster men exkl. kärnkraftens värmeförluster (Lantz m fl, 2009).

⁴ Baserat på data från Mårtensson och Svensson (2009), Paulsson (2007), JRC (2006), Bernesson m fl (2006), Fredriksson m fl (2006) samt Börjesson (2004). Inklusive torkning av drank och användning av tillsatsmedel.

⁵ Baserat på data från Börjesson (2004) samt Edström och Nordberg (2001).

⁶ Baserat på data från Linné m fl (2005), Björnsson (2006), JRC (2006), Mårtensson och Svensson (2009) samt Carlsson och Uldal (2009). Inklusive torkning av pulpa vid etanolproduktion och användning av tillsatsmedel. Biogasutbytet från betor baseras på ett genomsnitt när både betor och blast rötas (med en specifik omvandlingseffektivitet om cirka 79% respektive 58%).

⁷ Baserat på data från Mårtensson och Svensson (2009), Cederberg och Flysjö (2008), Bernesson m fl (2004), Fredriksson m fl (2006) samt JRC (2006). Inklusive tillsats av metanol och användning av andra tillsatsmedel.

⁸ Baserat på data från Berglund och Börjesson (2006), Börjesson (2004), Fredriksson m fl (2006), Karpenstein Machan (2005) samt Carlsson och Uldal (2009).

⁹ Baserat på data från Berglund och Börjesson (2006) samt Börjesson och Berglund (2007) som uppdaterats m h a data från Lantz m fl (2009) samt Carlsson och Uldal (2009).

Tabell A13. Bränslecykelemissioner, uttryckt per MJ, för de energibärare som används vid tillverkningsprocesserna för respektive biodrivmedel.

	Emissioner						
	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	Partiklar	CH ₄
	g	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Svensk medelel ¹	10	20	20	10	3	3	50
Skogsflis ²	3,3	310	100	40	25	3	5
Naturgas ²	60	30	80	2	4	3	14
Kol ³	94	40	45	70	2	25	1100
Biogas – end-use ⁴	0	20	60	1	1	1	100

¹ Baserat på uppdaterad data avseende aktuell svensk medelel som sammanställts i Lantz m fl (2009) respektive Mårtensson och Svensson (2009). En MJ använd el motsvara 2,1 primärenergi inklusive distributionsförluster.

² Baserat på bearbetad data i Börjesson och Berglund (2007) utifrån ursprunglig data från Uppenberg m fl (2001) samt Brännström-Nordberg m fl (2001)).

³ Baserat på data sammanställd av Mårtensson och Svensson (2009).

⁴ Avser endast "end-use"-emissioner. Baserat på data från Börjesson och Berglund (2006). Okontrollerade utsläpp av metan från biogasprocess och uppgradering antas motsvara 0,5% av den producerade biogasen baserat på dagens bästa teknik (Linné, 2009).

Tabell A14. Antagna verkningsgrader, uttryckt som % av biomassans ursprungliga energiinnehåll, vid omvandling av olika bränslen till el och värme.¹

	Värme	Kraftvärme			El (kondens)
		Värme	El	Totalt	
Skogsflis	90	55	30	85	-
Biogas	95	45	40	85	-
Naturgas	95	45	40	85	58
Kol	90	55	30	85	45

¹ Baserat på data från Börjesson och Berglund (2007) och Mårtensson och Svensson (2009).

Tabell A15. Emissioner vid transport och spridning av rötrest, uttryckt som gram per ton rötrest¹

	Emissioner					
	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	Partiklar
Transport	1200	0,21	10	0,36	0,60	0,17
Spridning	1900	1,7	15	0,30	0,53	0,23

¹ Baserat på bearbetad data från Börjesson och Berglund (2006) där energiinsatsen för transport (10 km) och spridning av rötrest beräknas till 16 respektive 25 MJ per ton rötrest. Rötrestgivan per hektar antas vara 30 ton (cirka 8% TS). Ett ton substrat antas generera 1 ton rötrest (se diskussion i Berglund och Börjesson, 2006).

Tabell A16. Emissioner som bidrar till växthuseffekt och övergödning från biodrivmedelsanläggningar.¹

Biomassa	Biodrivmedel	CO ₂ -emissioner	CH ₄ -emissioner	Totalt - växthusgaser	NOx-emissioner
		kg / GJ	kg CO ₂ -ekv/GJ	kg CO ₂ -ekv/GJ	g PO ₄ ³⁻ -ekv/GJ
Vete (kärna)	Etanol	5,6	0,6	6,2	1,7
	Biogas ²	3,5	2,3	5,8	6,2
Sockerbetor	Etanol	4,3	0,5	4,8	1,4
	Biogas ²	4,3	2,3	6,6	7,6
Raps (frö)	RME ³	6,7	0,2	6,8	1,0
Vall	Biogas ²	3,8	2,3	6,1	6,8
Majs	Biogas ²	4,1	2,3	6,4	7,3

¹ Baserat på skogsbränslebaserad alternativt biogasbaserad värme/ånga samt svensk elmix (se tabeller ovan).

² Okontrollerade utsläpp av metan från biogasprocess och uppgradering antas motsvara 0,5% av den producerade biogasen baserat på dagens bästa teknik (Linné, 2009). Inkluderar även utsläpp från transport och spridning av rötrest.

³ Inklusive utsläpp av fossil koldioxid från naturgasbaserad metanol som används i processen motsvarande 4,8 kg per GJ (Bernesson m fl, 2004; Mårtensson och Svensson, 2009).

Tabell A17. Emissioner som bidrar till växthuseffekt och övergödning från biogassystem baserat på restprodukter.¹

Biomassa	Biodrivmedel	CO ₂ -emissioner	CH ₄ -emissioner ²	Totalt - växthusgaser	NOx-emissioner
		kg / GJ	kg CO ₂ -ekv/GJ	kg CO ₂ -ekv/GJ	g PO ₄ ³⁻ -ekv/GJ
Hushållsavfall	Biogas	8,7	2,5	11,2	9,4
Industriavfall	Biogas	5,8	2,5	8,3	5,6
Gödsel	Biogas	8,9	2,5	11,4	8,5

¹ Inkluderar insamling och transport av substrat, framställning av uppgraderad biogas samt transport och spridning av rötrest. Framställning baseras på biogasbaserad värme/ånga samt svensk elmix (se tabeller ovan).

² Okontrollerade utsläpp av metan från biogasprocess och uppgradering antas motsvara 0,5% av den producerade biogasen baserat på dagens bästa teknik (Linné, 2009).

Tabell A18. Data för energiutbyte av biodrivmedel och biprodukter samt allokering utifrån energiinnehåll respektive ekonomiskt värde.¹

Gröda	Produkter	Energiutbyte ²	Energi-allokering	Ekonomisk allokering ²	
				Valt värde	Intervall (biodrivm.)
		GJ/ha, yr	%	%	%
Vete	Etanol/drank	65/42	61/39	81/19	74-87
	Etanol/drank/halm	65/42/77	35/23/42	73/17/10	63-80
	Biogas/halm	80/77	51/49	84/16	80-86
Sockerbetor	Etanol/pulpa	105/57	65/35	84/16	75-88
	Etanol/pulpa/blast	105/57/62	47/25/28	81/15/4	72-85
Raps	RME/rapsmjöl/glycerol	47/28/2	61/36/3	72/25/3	56-74
	RME/rapsmjöl/glycerol/halm	47/28/2/59	35/21/1/43	65/23/3/9	44-67

¹ Baserat på data från Börjesson (2007) som uppdaterats och kompletterats baserat Mårtensson och Svensson (2009), Cederberg och Flysjö (2008), Flysjö m fl (2008) samt Lantz m fl (2009).

² 2,1 kg ts vete ger 1 l etanol och 0,8 kg ts drank; 2,2 kg ts sockerbetor ger 1 l etanol och 0,68 kg ts pulpa; 2,0 kg ts rapsfrö ger 1 l RME, 1,3 kg ts rapsmjöl och 0,1 kg glycerol.

³ "Valt värde" baseras på genomsnittliga priser 2008 och "intervall" på uppskattade prisvariationer för perioden 2004-2008. De uppskattade priserna var enligt följande: 0,62 €/l etanol (0,46-0,69); 0,017 €/MJ uppgraderad biogas (0,015-0,018); 0,88 €/l RME (0,58-0,93); 0,18 €/kg ts drank (0,13-0,21); 0,17 €/kg ts pulpa (0,12-0,19); 0,24 €/kg ts rapsmjöl (0,18-0,26); 0,36 €/kg glycerol (0,18-0,54); 0,06 €/kg ts halm (0,05-0,08); 0,05 €/kg ts betblast. 1 € = 10 SEK.

Tabell A19. Använda värden på energiinnehåll i energigrödor och organiska restprodukter, biodrivmedel och biprodukter.¹

	Energiinnehåll	
	MJ / kg	MJ / liter
Vete (kärna)	18,4	-
Sockerbetor	17,6	-
Raps (frö)	27,7	-
Vall	17,6	-
Majs	17,6	-
Halm	17,9	-
Blast	17,6	-
Gödsel	17,3	-
Avfall (blandat)	17,8	-
Drank (etanol – vete)	17,3	-
Pulpa (etanol – s. betor)	16,8	-
Rapsmjöl	15,3	-
Glycerol	16,2	-
Etanol	26,8	21,3
RME	37,2	33,1
Metan	-	35,3 (/Nm ³)
Bensin	43,2	32,2
Diesel	43,1	35,9
Eldningsolja	42,0	34,4
Skogsflis	18,7	-
Metanol	19,8	15,8

¹ Baserat på Börjesson (2007), JRC (2006) samt Mårtensson och Svensson (2009). Avser per kg torrsubstans för biomassa samt motsvarar högre värmevärde.

Tabell A20. Alternativa produkter som idag antas ersättas av de biprodukter som fås från biodrivmedelssystem, när systemutvidgning tillämpas.

Biprodukt	Ersättningsprodukt			
	Sojamjöl	Foderkorn	Skogsflis	Glycerol- ersättning
	kg ts	kg ts	kg ts	kg
Drank ¹ (1 kg ts)	0,4	0,6	-	-
Pulpa ¹ (1 kg ts)	-	1,0	-	-
Rapsmjöl ¹ (1 kg ts)	0,7	0,3	-	-
Halm ² (1 kg ts)	-	-	0,9	-
Glycerol ³ (1 kg)	-	-	-	1,0

¹ Sammanställd och bearbetad data från Bertilsson (2008), Cederberg och Flysjö (2008), Börjesson (2007) samt JRC (2006), baserat på innehåll av smältbart protein och energi.

² Baserat på storskalig förbränning av halm och skogsflis med en pannverkningsgrad om 85% respektive 90% (Börjesson och Berglund, 2007).

³ Baserat på Mårtensson och Svensson (2009). Motsvarar ersättning av 50% fossilbaserade produkter respektive 50% biobaserade, baserat på dagens aktuella situation.

Tabell A21. Data för systemutvidgning för etanol och RME.

Produkt	Miljöeffektkategori				
	Energiinsats	Växthuseffekt	Eutrofiering	Förurning	Fotokemiska oxidanter
	MJ	g CO ₂ -ekv.	g PO ₄ -ekv.	g SO ₂ -ekv.	g C ₂ H ₂ -ekv.
Sojamjöl ¹ (/ kg ts)	9,3	980	5,8	8,2	- ⁴
Foderkorn ¹ (/ kg ts)	2,9	450	5,2	2,8	- ⁴
Skogsflis ² (/ MJ)	0,04	3,5	0,01	0,02	0,001
Glycerol- ersättning – nettoeffekt ³ (/ kg)	- 40	- 1.800	- 0,15	- 1,4	- 0,09

¹ Baserat på data från Flysjö m fl (2008).

² Baserat på data från Börjesson och Berglund (2007).

³ Baserat på Mårtensson och Svensson (2009). Motsvarar ersättning av 50% fossilbaserade produkter respektive 50% biobaserade, baserat på dagens aktuella situation.

⁴ Beräkningar saknas varför eventuella skillnader mellan biprodukter och ersättningsprodukter avseende bidrag till POCP ej beaktas här.

Tabell A22. Näringsinnehåll i grödor som utnyttjas som biogassubstrat.¹

Biomassa	Kväve	Fosfor	Kalium
	% per ton ts	% per ton ts	% per ton ts
Vete (kärna)	2,1	0,38	0,5
Sockerbetor	0,83	0,17	0,83
+ blast	1,0	0,19	1,2
Raps (frö)	4,0	0,66	0,88
Vall	2,3	0,23	2,5
Majs	1,6	0,28	2,0

¹ Data över näringsinnehåll baseras på Jordbruksverket (2006). Den växttillgängliga andelen näringsämnen som återförs via rötresten antas motsvara 70% för kväve respektive 100% för fosfor och kalium (Börjesson och Berglund, 2007).

Tabell A23. Mängd mineralgödsel som ersätts via rötresten från biogasproduktion baserat på restprodukter.¹

Biomassa	Kväve	Fosfor	Kalium
	kg per ton substrat	kg per ton substrat	kg per ton substrat
Hushållsavfall ²	4,2	1,2	3,7
Livsmedelsavfall ²	2,2	0,8	2,5
Gödsel ³	0,5	0	0

¹ Baserat på bearbetad data från Börjesson och Berglund (2007) och Berglund och Börjesson (2003).

² Mängd näringsämnen som ersätts baseras på att 70% och 100% av kvävet respektive fosfor och kalium är växttillgängligt.

³ Andel växttillgängligt kväve antas öka från 70% i öröad gödsel till 85% i rötd gödsel.

Tabell A24. Generella och direkta effekter då rötrest ersätter mineralgödsel.¹

Miljöeffekt		
Ökad koltillförsel till mark ²	kg C / ton rötrest	3,6
	kg CO ₂ -ekv / ton rötrest	13
Ökade emissioner av ammoniak ³	kg NH ₃ / ton rötrest	0,14
Ökat kväveläckage ⁴	kg N / ton rötrest	0,08
	kg NO ₃ -ekv / ton rötrest	0,3
Summa Miljöeffekter		
Växthuseffekt (GWP)	kg CO ₂ -ekv / ton rötrest	- 13
Övergödning (EP)	kg PO ₄ -ekv / ton rötrest	+ 0,08
Försurning (AP)	kg SO ₂ -ekv / ton rötrest	+ 0,26

¹ Den genomsnittliga rötrestgivan antas vara 30 ton per hektar och år (Börjesson och Berlund, 2007; Lantz m fl, 2009)

² Baserat på data från Lantz m fl (2009) som justerats här där andelen kol i rötrest som leder till humusuppbbyggnad antas motsvara cirka 18%.

³ Baserat på bearbetad data i Lantz m fl (2009) utifrån ursprunglig data från Karlsson och Rodhe (2002) och Rodhe (2009). Förluster av ammoniak antas motsvara 5% av rötrestens innehåll av ammoniumkväve vilket förutsätter effektiv spridningsteknik och goda väderförhållanden. Förlusterna av ammoniak vid spridning av mineralgödsel antas motsvara 1% av kväveinnehållet.

⁴ Baserat på bearbetad data i Lantz m fl (2009) utifrån ursprunglig data från Sörensen och Birkemose (2002). Gödsling med rötrest i stället för med mineralgödsel antas i genomsnitt öka kväveläckaget med 10%. Det genomsnittliga kväveläckaget antas vara 25 kg N per hektar och år.

Tabell A25. Indirekta effekter då flytgödsel rötas jämfört med konventionell lagring.¹

Miljöeffekt		
Minskade emissioner av metan ²	kg CH ₄ / ton gödsel	1,1
	kg CO ₂ -ekv / ton gödsel	25
Minskade emissioner av lustgas ³	kg N ₂ O / ton gödsel	0,02
	kg CO ₂ -ekv / ton gödsel	6
Ändrade emissioner av ammoniak ⁴	kg NH ₃ / ton gödsel	0
Summa Miljöeffekter		
Växthuseffekt (GWP) ⁵	kg CO ₂ -ekv / ton gödsel	- 26
Övergödning (EP)	kg PO ₄ -ekv / ton gödsel	0
Försurning (AP)	kg SO ₂ -ekv / ton gödsel	0

¹ Justerad data från Lantz m fl, (2009) som bygger på en bred litteratursammanställning (se också känslighetsanalys).

² Uppskattningar av metanläckage från flytgödsellagring är behäftade med stor osäkerhet då storleken på dessa beror av en mängd olika faktorer, bl a temperatur vilket innebär att metanläckage generellt sett avtar ju längre norrut i Sverige gödsellagring sker. Methane Conversion Factor (MCF) antas vara 6,5% vilket är ett genomsnitt av Naturvårdsverkets nuvarande beräkningsmetod (Naturvårdsverket, 2006) som ger en faktor 10% baserat på IPCC (2006), samt uppmätta värden under en lagringssäsong på 3 lagringsplatser i Sverige, som gav en MCF kring 3% (Rodhe m fl, 2008).

³ Inkluderar både direkta lustgasutsläpp från gödsellagring och indirekta från ammoniakutsläpp. Baseras på IPCC (2006) där beräknade utsläppsvärden reducerats med 50% då mätningar av Rodhe m fl (2008) indikerat lägre emissionsnivåer.

⁴ Ammoniakförlusterna antas vara samma från lagring av rötad och örötad gödsel (Lantz m fl, 2009).

⁵ Nettominskning när utsläpp av metan och lustgas från rötrestlagring motsvarande 5 kg CO₂-ekv / ton biogödsel inkluderats (Lantz m fl, 2009).

Tabell A26. Energibalans och utsläpp av växthusgaser för sockerrörsetanol¹

	Energibalans			Växthusgaser	
	MJ / ton sockerör	GJ / hektar och år ²		kg CO ₂ -ekv/m ³ etanol	g CO ₂ -ekv./MJ etanol
<i>Energiinsats</i>			<i>Sockerörproduktion</i>		
Sockerörsodling ³	109	9,5	Odling	107	4,8
Mineralgödsel ⁴	65	5,7	Mineralgödsel	47	2,1
Transport	37	3,2	Transport	32	1,4
<i>Totalt odling</i>	211	18,4	Bränning-skörderest. ⁸	84	3,8
Etanoltillv.-kemikalier	19	1,7	Biogena lustgasutsläpp	146	6,6
Utrustning mm	5	0,4	<i>Totalt odling</i>	417	18,7
<i>Totalt industri⁵</i>	24	2,1	<i>Etanolframställning</i>		
<i>Total energiinsats</i>	235	20,5	Kemikalier	21	0,9
			Utrustning mm	4	0,2
<i>Energiutbyte</i>			<i>Totalt etanolframst.</i>	25	1,1
Etanol	1930	168	Etanoldistribution ⁹	51	2,3
El-överskott ⁶	96	8,4	<i>Totala utsläpp</i>	493	22,1
Bagasse-överskott ⁷	180	16			
<i>Totalt energiutbyte</i>	2200	192	<i>Kredit - biprodukter</i>		
			El-överskott ¹⁰	-74	- 3,3
<i>Energibalans</i>	9,4	9,4	Bagasse-överskott ¹¹	-15	- 0,7
			<i>Netto-växthusgaser</i>	404	18,1

¹ Avser genomsnittlig etanolproduktion från sockerör i Brasilien med dagens produktionsmetoder, baserat på data från Macedo och Seabra (2008).

² Den genomsnittliga sockerörsskörden uppskattas till 87 ton per hektar.

³ Dieselförbrukningen per hektar uppskattas till i genomsnitt 230 liter.

⁴ Tillförseln av N, P och K är i genomsnitt 25, 37 respektive 60 kg per hektar. Dessutom påförs kalk motsvarande 600 kg per hektar.

⁵ Inkluderar inte energiinsats i form av el och ånga då produktionssystemet är självförsörjande på el och ånga.

⁶ Cirka 10% av dagens etanolanläggningar har förbränningsutrustning som genererar högtrycksånga (65 bar och 480 grader C) vilka ger ett betydligt högre elöverskott än anläggningar med lågtrycksånga (21 bar och 300 grader C) som utgör cirka 90% idag.

⁷ Överskott som finns tillgängligt för energiutvinning (ej förbränt på fält inför skörd).

⁸ Cirka 69% av sockerörsarealen förbränns innan skörd idag vilket innebär en viss minskad kolinlagring i marken samt mindre utsläpp av metan och lustgas.

⁹ Baserat på transport med lastbil och en genomsnittlig transportsträcka om 340 km mellan etanolfabrik och tankstation.

¹⁰ Ersättning av naturgasbaserad el som produceras med en verkningsgrad om 40%.

¹¹ Justering i denna studie då överskott av bagasse för extern värmeproduktion antas ersätta annan biomassa (och inte eldningsolja som i den ursprungliga studien) för att bli mer jämförbar med de antaganden som görs för de svenska biodrivmedelssystemen. Krediteringen av växthusgaser har reducerats med 90%.

Tabell A27. Biogena koldioxidutsläpp genom förändrad markanvändning vid sockerrörsodling för etanolproduktion.¹

Referensgröda	Förändrad mängd bundet kol ton C per ha	Emissioner	
		kg CO ₂ -ekv/m ³ etanol	g CO ₂ -ekv./MJ etanol
Degraderad betesmark	10	-302	-13,5
Naturlig betesmark	-5	157	7,0
Kultiverad betesmark	-1	29	1,3
Sojaböner	-2	61	2,7
Majs	11	-317	-14,2
Bomull	13	-384	-17,2
Cerrado	-21	601	27,0
Aktuellt genomsnitt ²		-118	-5,3

¹ Baserat på data från Macedo och Seabra (2008). Avser jämförelse med sockerrörsodling utan bränning av skörderester.

² Baserat på följande aktuella markreferensdistribution: 50% betesmark (70% degraderad och 30% naturlig) och 50% odlingsmark (65% sojaböner och 35% övriga grödor). Andelen Cerrado är under 1%.

Tabell A28. Energiinsats och utsläpp av växthusgaser vid transport av sockerrörsetanol från Brasilien till Sverige.¹

Transportarbete	Energiinsats MJ / GJ etanol	Emissioner g CO ₂ -ekv/MJ etanol
Båt – 10 000 km till Sverige	80	6,4
<i>Totalt</i>	89	7,1

¹ Baserat på data från Egeskog och Gustafsson (2007).

² Justerat avstånd baserat på data från Edlund (2010).

Tabell A29. Sammanfattande energiinsats och utsläpp av växthusgaser för sockerrörsbaserad etanol i Sverige.¹

	Energiinsats MJ / GJ etanol	Emissioner g CO ₂ -ekv/MJ etanol
Förändrad markanvändning	-	-5,3
Transport (till Sverige)	89	7,1
<i>Totalt</i>	195	17,6

¹ Baserat på Tabell A27-29.

² Exklusive utsläpp från distribution från fabrik till tankställen.

Tabell A30. Övrig miljöpåverkan för sockerrörsbaserad etanol i Sverige, uttryckt per MJ etanol.¹

Miljö-effekt		Odling	Process	Transport - lastbil	Transport - båt ²	Totalt - exkl. systemutv.	Totalt - inkl. systemutv. ³
EP	mg PO ₄ -ekv	50 ⁴	0,2	1,7	21	73	70
AP	mg SO ₂ -ekv	48	1,4	9,1	210 ⁵	270	250
POCP	mg C ₂ H ₂ -ekv	18	0,2	0,4	9,7	28	26
Partiklar	mg	2,1	0,1	0,2	7,6	10	9

¹ Baserat på nya beräkningar i denna studie där data från Tabell A27-A30 och emissionsdata som gäller för svenska förhållanden använts, d v s detta innebär en viss osäkerhet i resultaten.

² Baserat på emissionsdata från NTM (2010).

³ 0,05 MJ el och 0,09 MJ bagasse per MJ etanol antas ersätta naturgasbaserad el respektive biobränslen enligt Tabell A27. Emissionsdata enligt A13.

⁴ Kväveläckaget från sockerrörsodling antas i genomsnitt uppgå till 15 kg N/ha och år (Simpson et al, 2009).

⁵ Svavelhalten i fartygsbränslen antas vara 2,6%.

Tabell A31. Drivmedelsutbyte och energiinsats vid omvandlingsprocessen vid samproduktion av etanol och biogas från vete.¹

Parameter	
Omvandlingseffektivitet - energiinnehåll i biodrivmedel / energiinnehåll i biomassa, uttryckt som % ²	etanol 55 & biogas 23
Behov av extern energi - extern energi / energiinnehåll i etanol & biogas, uttryckt som % totala drivmedels utbytet (varav el inom parantes) ³	30 (14)
Som jämförelse: behov av extern energi - extern energi / energiinnehåll i etanol, uttryckt som % av enbart etanolutbytet (varav el inom parantes) ³	42 (20)

¹ Baserat på indata från Börjesson (2004) som bearbetats och uppdaterats här utifrån aktuella skördenivåer, processteknologi mm som används i denna analys.

² Utbytet av etanol respektive biogas från drank bedöms uppgå till 8,6 respektive 3,6 GJ per ton råvara (vete), baserat på Börjesson (2004) som uppdaterats med data från Carlsson och Uldal (2009). Utbytet av biogas från drank antas uppgå till i genomsnitt 63%, uttryckt i energitermer.

³ Energiinsats i form av värme/ånga bedöms minska med cirka 50% per MJ etanol vid etanolproduktion när drank rötas i stället för torkas till foder (Börjesson, 2004; Runesson, 2010). Samtidigt ökar insatsen av värme respektive el med cirka 10% respektive 50% per MJ etanol p g a produktion, uppgradering och trycksättning av biogasen (Börjesson, 2004). Energiinsats för transport och spridning av rötrest är också inkluderat.

Tabell A32. Förändrad miljöpåverkan jämfört med bara etanolproduktion (exklusive allokering eller systemutvidgning), uttryckt per MJ etanol.¹

Biomassa	Biodrivmedel	GWP	EP
		g CO ₂ -ekv	mg PO ₄ ³⁻ -ekv
Vete (kärna)	Etanol & biogas ^{2,3}	1,2	0,2

¹ Baserat på skogsbränslebaserad alternativt biogasbaserad värme/ånga samt svensk elmix (se tabeller ovan).

² Utsläpp av metan från biogasprocess och uppgradering antas motsvara 0,5% av den producerade biogasen baserat på dagens bästa teknik (Linné, 2009). Inkluderar även utsläpp från transport och spridning av rötrest.

Tabell A33. Emissioner och miljöpåverkan, uttryckt per MJ, vid tillverkning av tillsatsmedel i etanol för tunga fordon.¹

Emissioner	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	HC	Partiklar	CH ₄
	g	mg	mg	mg	mg	mg	mg
	3,2	0,7	8,9	5,1	13	1,4	0
Miljöpåverkan	GWP	EP	AP	POCP	Partiklar		
	g CO ₂ -ekv	mg PO ₄ -ekv	mg SO ₂ -ekv	mg C ₂ H ₂ -ekv	mg		
	3,2	1,2	29	5,7	1,3		

¹ Baserat på data sammanställd av Mårtensson och Svensson (2009). Andelen tillsatsmedel beräknas utgöra cirka 7,8% av bränslets totala vikt. Energiinsatsen för tillverkning av tillsatsmedel beräknas motsvara cirka 10% av etanolens energiinnehåll.

Tabell A34. Sammanställning av studier som beskriver emissioner vid slutförbränning av drivmedel i tunga fordon, uttryckt per MJ bränsle.

	Emissioner						
	CO ₂ (fossil)	CO	NO _x	HC (exkl. CH ₄)	Partiklar	CH ₄	N ₂ O
	g	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Tunga fordon ¹							
Diesel (MK 3)	e.a.	53	595	17	8	e.a.	e.a.
Diesel (MK 1)	e.a.	58	500	21	6	e.a.	e.a.
RME	-	43	645	8	3	e.a.	e.a.
Etanol	-	290	370	35	2	e.a.	e.a.
Tunga fordon ²							
Diesel	e.a.	132	1340	4,4	19	e.a.	e.a.
RME	-	71	1580	2,2	8,6	e.a.	e.a.
Bussar ⁵							
Diesel (Euro 1)	74	85	957	20	27	e.a.	e.a.
Diesel (Euro 2)	74	92	780	11	13	e.a.	e.a.
Diesel (Euro 3)	74	52	539	9,2	12	e.a.	e.a.
Diesel (Euro 4)	74	200	396	3,1	6	e.a.	e.a.
Diesel (EEV)	74	176	318	0,8	1,6	e.a.	e.a.
CNG (Euro 2)	56	216	846	356	0,4	314	e.a.
CNG (Euro 3)	56	8,5	461	61	0,5	41	e.a.
CNG (EEV)	56	59	126	48	0,3	38	e.a.
Lastbil ⁴							
Diesel	e.a.	340	750	13	24	e.a.	e.a.
RME	e.a.	190	910	13	11	e.a.	e.a.
Tunga fordon ⁵							
Diesel	72	11	720	27	21	e.a.	e.a.
Biogas	-	1,8	170	4,3	1,4	36	e.a.
Tunga fordon ⁶							
RME	-	11	830	11	11	e.a.	e.a.
Etanol	-	11	440	22	2,2	e.a.	e.a.
Biogas	-	1,9	180	46	1,9	e.a.	e.a.
Bussar ⁷							
Diesel	e.a.	8,3	897	2,2	e.a.	e.a.	e.a.
RME	-	33	1120	1,4	e.a.	e.a.	e.a.
Tunga fordon ⁸							
Diesel	e.a.	63	735	79	1,4	e.a.	0,05
Diesel (avgasrecirkulering)	e.a.	5,5	481	15	0,01	e.a.	0,16
Etanol	-	213	358	55	0,14	e.a.	0,04
Etanol (katalysator)	-	2,1	349	14	0,11	e.a.	0,11
Etanol (avgasrecirkulering)	-	4,2	265	16	0,05	e.a.	0,09
Tunga fordon ⁹							
Etanol (ED95) (Euro IV)	-	1,9	197	6,7	1,1	e.a.	e.a.
Etanol (EVV)		0	110	3,4	0,5	e.a.	e.a.
Etanol (Pre Euro)		1,1	247	6,1	1,7	e.a.	e.a.
Bussar ¹⁰							
Etanol	-	7,5	390	23	3,5	e.a.	e.a.
<i>Valda värden¹¹</i>							
Etanol (ED100)	-	50	300	10	1	e.a.	e.a.
RME	-	30	700	3	3	e.a.	e.a.
Biogas	-	2	200	4	0,5	40	e.a.
Diesel (<i>jämförelse</i>)	74	50	500	10	6	e.a.	e.a.

¹ Baserat på data från Bernesson (2004) sammanställd av Mårtensson och Svensson (2009).

- ² Baserat på data från Krahl m fl (2006) sammanställd av Mårtensson och Svensson (2009).
- ³ Baserat på data från Nylund (2007).
- ⁴ Baserat på data från Nylund (2007). Avser MAN Euro 3-lastbil – distributionsbil.
- ⁵ Baserat på data från Blinge m fl (1997) sammanställd av Börjesson och Berglund (2006; 2007).
- ⁶ Baserat på data sammanställd av Uppenberg m fl (2001) med ursprunglig data från bl a Blinge m fl (1997) samt andra källor med data från 1990-talet.
- ⁷ Baserat på data från Almén (2009). Avser Scaniabuss och mätning vid praktisk drift inom länstrafiken.
- ⁸ Baserat på data från Rehlund m fl (2007). Avser Scania DC904 (diesel) och DSI9E01 (etanol). Avgasrecirkuleringstekniken benämns DNOx.
- ⁹ Baserat på data från Wästljung (2010).
- ¹⁰ Baserat på data från Millbrook Proving Ground Ltd (2006). Avser Scaniabuss vid praktisk drift inom lokaltrafiken.
- ¹¹ Bedömning baserat på aktuell bränslekvalitet, fordonsteknologi samt reningsutrustning, d v s målsättningar är en så rättvis jämförelse som möjligt mellan respektive drivmedel och utifrån aktuella och nya fordon som säljs på marknaden idag. (e.a: ej angivet)

Tabell A35. Sammanställning av studier som beskriver emissioner vid slutförbränning av drivmedel i lätta fordon, uttryckt per MJ bränsle.

	Emissioner						
	CO ₂	CO	NO _x	HC (exkl. CH ₄)	Partiklar	CH ₄	N ₂ O
	g	mg	mg	mg	mg	mg	mg
Lätta fordon ¹							
Diesel	e.a.	132	1340	4,4	19	e.a.	e.a.
RME	-	71	1580	2,2	8,6	e.a.	e.a.
Lätta fordon ²							
Bensin	72	190	36	27	3,6	e.a.	e.a.
Biogas	-	36	27	17	1,7	17	e.a.
Lätta fordon ³							
RME	-	160	290	21	21	e.a.	e.a.
Etanol (E85)	-	310	18	21	1,8	e.a.	e.a.
Biogas	-	35	28	18	1,9	450	e.a.
Personbil – flexifuel ⁴							
Bensin (E5)	e.a.	340	10	22	0,08	3,3	e.a.
Etanol (E85)	-	210	6,7	22	0,07	3,3	e.a.
Biogas (CBG)	-	210	7,4	26	0,04	19	e.a.
Gränsv. – Euro 5 (ottom.) ⁵	e.a.	1500	90	105	7,7	150 ⁶	e.a.
Gränsv. – Euro 5 (dieselm.)	e.a.	1500	550	150	15	e.a.	e.a.
Valda värden ⁷							
Etanol (E100)	-	200	10	20 ⁸	1	e.a.	e.a.
RME	-	100	550	20	10	e.a.	e.a.
Biogas	-	200	10	20	0,5	40	e.a.
Bensin (jämförelse)	72	350	10	20	2	e.a.	e.a.

- ¹ Baserat på data från Nylund (2007). Avser Volkswagen Transporter 1.9 TDI – distributionsbil.
- ² Baserat på data från Blinge m fl (1997) sammanställd av Börjesson och Berglund (2006; 2007).
- ³ Baserat på data sammanställd av Uppenberg m fl (2001) med ursprunglig data från bl a Blinge m fl (1997) samt andra källor med data från 1990-talet.
- ⁴ Beräknade genomsnittsvärden baserat på data från Westerholm m fl (2008).
- ⁵ Baserat på gränsvärden Euro 5 som gäller f o m 2009 (Delphi, 2009). Drivmedelsförbrukningen per km antas motsvara 0,65 MJ (0,75 l bensin per mil) för ottomotor respektive 0,33 MJ för dieselmotor.
- ⁶ Avser totala utsläpp av kolväten (non-methane HC och metan).
- ⁷ Bedömning baserat på aktuell bränslekvalitet, fordonsteknologi samt reningsutrustning, d v s målsättningar är en så rättvis jämförelse som möjligt mellan respektive drivmedel och utifrån aktuella och nya fordon som säljs på marknaden idag. Inklusive information från Stålhammar (2010).
- ⁸ Inklusive oförbränd etanol (se t ex BEST, 2009). (e.a: ej angivet)

Tabell A36. Miljöeffekter vid slutanvändning av biodrivmedel i lätta respektive tunga fordon (per MJ).¹

Produkt	Miljöeffektkategori				
	Växthuseffekt	Eutrofiering	Försurning	Fotokemiska oxidanter	Partiklar
	g CO ₂ -ekv.	mg PO ₄ -ekv.	mg SO ₂ -ekv.	mg C ₂ H ₂ -ekv.	mg partiklar
<i>Lätta fordon</i>					
Etanol (E100)	0	1,0	7,0	15	1,0
RME	0	72	385	12	10
Biogas	0,9	1,0	7,0	15	0,5
Bensin (<i>jmf</i>)	72	1,0	7,0	20	2
<i>Tunga fordon</i>					
Etanol ²	0 (3,2)	39 (40)	210 (240)	6,0 (12)	1,0 (2,3)
RME	0	91	490	2,0	3,0
Biogas	0,9	26	140	2,0	0,5
Diesel (<i>jmf</i>)	74	65	350	6,0	6,0

¹ Baserat på valda värden i Tabell A34 respektive A35.

² Avser ED100 respektive ED95 inom parantes (baserat på Tabell A33).

Appendix 2 - Resultattabeller

Tabell A37. Sammanställning av miljöpåverkan för respektive drivmedel när hela produktionskedjan inkluderas (från odling/insamling till färdigt drivmedel), uttryckt per MJ drivmedel. Första värdet avser ogödslad gräsmark som markreferens och andra värdet spannmålsodling.

Drivmedels-System	Allokering ¹	Miljöpåverkan				
		GWP	EP	AP	POCP	Partiklar
		g CO ₂ -ekv	mg PO ₄ -ekv	mg SO ₂ -ekv	mg C ₂ H ₂ -ekv	mg
<i>Grödor</i> Vete - etanol	Ingen	65,1 / 31,8	234,7 / 12,0	105,9	3,2	8,57
	Energi	40,7 / 19,9	146,7 / 7,5	66,2	2,0	5,36
	Ekon	53,6 / 26,2	193,3 / 9,9	87,2	2,6	7,06
	Syst.utv	38,9 / 5,6	30,4 / -192,3	-80,3	3,2	8,57
Vete & halm – etanol	Ingen	73,7 / 40,2	239,4 / 14,9	122,5	3,6	8,95
	Energi	26,4 / 14,4	85,8 / 5,3	43,9	1,3	3,21
	Ekon	54,6 / 29,7	177,3 / 11,0	90,7	2,6	6,63
	Syst.utv	42,2 / 8,6	34,0 / -190,4	-85,2	2,5	8,95
S.betor - etanol	Ingen	42,0 / 21,7	110,0 / -25,5	107,2	3,2	5,96
	Energi	26,2 / 13,6	68,7 / -15,9	67,0	2,0	3,72
	Ekon	34,8 / 18,0	91,1 / -21,1	88,7	2,6	4,93
	Syst.utv	25,7 / 5,4	-56,5 / -192,0	17,5	3,2	6,58
S.betor - biogas	Ingen	32,5 / 18,4	83,2 / -11,1	107,6	3,2	4,43
	Energi	32,5 / 18,4	83,2 / -11,1	107,6	3,2	4,43
	Ekon	32,5 / 18,4	83,2 / -11,1	107,6	3,2	4,43
	Syst.utv	25,1 / 11,0	106,4 / 12,2	158,7	2,7	1,83
S.betor & blast – etanol	Ingen	40,1 / 20,5	65,5 / -60,8	108,5	3,2	6,14
	Energi	18,5 / 9,5	30,3 / -28,1	50,1	1,5	3,07
	Ekon	31,8 / 16,2	51,9 / -48,2	86,0	2,5	4,92
	Syst.utv	21,1 / 1,5	-101,0 / -227,3	18,8	3,2	6,14
S.betor & blast – biogas	Ingen	27,4 / 15,9	46,0 / -29,7	99,2	3,0	4,56
	Energi	27,4 / 15,9	46,0 / -29,7	99,2	3,0	4,56
	Ekon	27,4 / 15,9	46,0 / -29,7	99,2	3,0	4,56
	Syst.utv	18,1 / 6,6	74,4 / -1,3	156,0	2,5	1,26
Raps – RME	Ingen	84,8 / 38,4	420,6 / 110,7	134,4	3,2	10,0
	Energi	48,9 / 22,2	242,7 / 63,9	77,5	1,8	5,77
	Ekon	58,8 / 26,6	291,4 / 76,7	93,1	2,2	6,92
	Syst.utv	46,6 / 0,2	200,4 / -109,6	-127,1	2,9	10,0
Raps & halm – RME	Ingen	94,0 / 47,2	428,0 / 115,1	154,4	3,7	10,46
	Energi	30,6 / 15,4	139,5 / 37,5	50,3	1,2	3,41
	Ekon	58,4 / 29,3	265,8 / 71,5	95,9	2,3	6,50
	Syst.utv	50,1 / 3,3	206,6 / -16,1	-130,0	2,2	10,46
Vallgrödor - biogas	Ingen	26,7 / 0,3	49,9 / -126,4	107,7	3,4	6,46
	Energi	26,7 / 0,3	49,9 / -126,4	107,7	3,4	6,46
	Ekon	26,7 / 0,3	49,9 / -126,4	107,7	3,4	6,46
	Syst.utv	11,5 / -14,9	69,3 / -107,0	86,8	2,2	0,06
Majs – biogas	Ingen	40,7 / 21,7	122,8 / -4,1	108,6	3,3	6,83
	Energi	40,7 / 21,7	122,8 / -4,1	108,6	3,3	6,83
	Ekon	40,7 / 21,7	122,8 / -4,1	108,6	3,3	6,83
	Syst.utv	29,5 / 10,5	141,8 / 14,9	106,9	2,3	1,53
Vete – etanol & biogas	Ingen	46,8 / 23,3	165,7 / 8,6	76,7	2,3	6,2
	Energi	46,8 / 23,3	165,7 / 8,6	76,7	2,3	6,2
	Ekon	46,8 / 23,3	165,7 / 8,6	76,7	2,3	6,2
	Syst.utv.	37,5 / 14,0	170,6 / 13,5	64,5	1,6	2,2

<i>Restprodukter</i>						
Organsikt hushållsavfall – biogas	Ingen	10,3	8,4	47,0	1,6	1,4
	Energi	10,3	8,4	47,0	1,6	1,4
	Ekon	10,3	8,4	47,0	1,6	1,4
	Syst.utv	-2,3	27,7	61,0	0,6	-4,0
Organiskt livsmedelsavfall – biogas	Ingen	8,3	5,6	32,1	1,6	1,1
	Energi	8,3	5,6	32,1	1,6	1,1
	Ekon	8,3	5,6	32,1	1,6	1,1
	Syst.utv	-15,8	63,2	129,3	-0,2	-8,8
Flytgödsel - biogas	Ingen	11,4	8,5	48,8	2,2	1,5
	Energi	11,4	8,5	48,8	2,2	1,5
	Ekon	11,4	8,5	48,8	2,2	1,5
	Syst.utv	-40,4	22,6	119,5	2,1	0,8
<i>Sockerrör</i>						
Etanol (import)	Ingen	21,6	71	262	28	10
	Energi	18,9	62	229	24	8,71
	Ekon	-	-	-	-	-
	Syst.utv	17,6	68	241	26	9,0

¹ *Ingen allokering* innebär att all miljöpåverkan enbart belastar biodrivmedlet, *energiallokering* att miljöbelastningen fördelas mellan drivmedlet och biprodukterna utifrån deras energiinnehåll, *ekonomisk allokering* att fördelningen baseras på produkternas ekonomiska värde, samt *systemutvidgning* att den indirekta miljöeffekten som fås när biprodukterna ersätter alternativa produkter inkluderas.

Tabell A38. Utsläpp av växthusgaser vid odling av råvara, uttryckt som g CO₂-ekv per MJ drivmedel.

		CO ₂ - fossil	N ₂ O- fert- prod	N ₂ O-biogenic		Kolinbindning		Totalt	
				Gräs- märk	Spann- mål	Gräs- märk	Spann- mål	Gräs- märk	Spann- mål
Vete	etanol	17,7	7,9 (2,1)	14,0	0,0	19,3	0,0	58,9	25,6
Vete & halm	etanol	20,2	8,0 (2,1)	11,4	-2,8	28,0	8,6	67,6	34,0
Sockerbetor	etanol	14,9	3,9 (1,0)	6,7	-1,8	11,7	0,0	37,2	16,9
	biogas	10,3	2,7 (0,7)	4,7	-1,2	8,2	0,0	25,9	11,8
Sockerbetor & blast	etanol	15,0	3,6 (1,0)	4,2	-4,5	12,5	1,6	35,3	15,7
	biogas	9,0	2,2 (0,6)	2,5	-2,7	7,5	0,9	21,2	9,4
Raps	RME	23,5	10,7 (2,8)	16,9	-2,6	26,9	0,0	78,0	31,6
Raps & halm	RME	26,4	10,8 (2,8)	15,1	-4,6	34,9	7,8	87,2	40,4
Vallgrödor	biogas	10,3	2,9 (0,8)	7,4	-3,7	0,0	-15,3	20,6	-5,8
Majs	biogas	10,6	4,2 (1,1)	8,5	0,5	11,0	0,0	34,3	15,3
Vete	etanol biogas	12,5	5,6 (1,5)	9,8	0,0	13,6	0,0	41,5	18,1

Tabell A39. GWP per MJ drivmedel (hela produktionskedjan men utan slutanvändning i fordon) exklusive markkolsförändringar men inklusive biogena utsläpp av lustgas, d v s utan definierad alternativ markanvändningsreferens, samt reduktion i jämförelse med fossila drivmedel.¹

		Systemutvidgning		Energiallokering	
		g CO ₂ -ekv	Reduktion i %	g CO ₂ -ekv	Reduktion i %
Vete	etanol	19,6	77	27,9	67
Vete & halm	etanol	14,2	83	16,0	81
Sockerbetor	etanol	14,0	83	19,7	76
	biogas	16,9	80	24,3	71
Sockerbetor & blast	etanol	8,6	90	13,0	84
	biogas	10,6	87	19,9	76
Raps	RME	19,7	76	35,3	58
Raps & halm	RME	15,2	82	20,7	75
Vallgrödor	biogas	11,5	86	26,7	68
Majs	biogas	18,5	78	29,7	65
Vete	etanol & biogas	23,9	71	33,2	60

¹ Utsläpp av växthusgaser från fossila drivmedel antas vara 83,8 g per MJ, baserat på EUs RED.

Tabell A40. GWP per MJ drivmedel (hela produktionskedjan men utan slutanvändning i fordon) inklusive markkolsförändringar på motsvarande 25 % av odlingsarealen för respektive gröda samt exklusive markkolsförändringar på motsvarande 75 % av odlingsarealen baserat på en bedömning av dagens förutsättningar, samt reduktion i jämförelse med fossila drivmedel.¹

		Systemutvidgning		Energiallokering	
		g CO ₂ -ekv	Reduktion i %	g CO ₂ -ekv	Reduktion i %
Vete	etanol	24,4	71	30,9	63
Vete & halm	etanol	21,2	75	18,5	78
Sockerbetor	etanol	16,9	80	21,6	74
	biogas	18,9	77	26,3	69
Sockerbetor & blast	etanol	11,7	86	14,4	83
	biogas	12,5	85	21,8	74
Raps	RME	26,4	68	39,4	53
Raps & halm	RME	23,9	71	23,7	72
Vallgrödor	biogas	11,5	86	26,7	68
Majs	biogas	21,2	75	32,4	61
Vete	etanol & biogas	27,3	68	36,6	56

¹ Utsläpp av växthusgaser från fossila drivmedel antas vara 83,8 g per MJ, baserat på EUs RED.

Tabell A41. Biodrivmedels utsläpp av övergödande ämnen (mg PO₄³⁻-ekv / MJ) (hela produktionskedjan men utan slutanvändning i fordon) när systemutvidgning respektive energiallokering (exklusive skörderester) tillämpas och vid olika markanvändningsreferenser.

		Systemutvidgning		Energiallokering	
		Ogödslad gräsmark	Spannmålsodling	Ogödslad gräsmark	Spannmålsodling
Vete	etanol	30	-192	147	8
Vete & halm	etanol	34	-190	86	5
Sockerbetor	etanol	-56	-192	69	-16
	biogas	106	12	83	-11
Sockerbetor & blast	etanol	-100	-227	30	-28
	biogas	74	-1	46	-30
Raps	RME	200	-110	243	64
Raps & halm	RME	207	-16	140	38
Vallgrödor	biogas	69	-107	50	-126
Majs	biogas	142	15	123	-4
Vete	etanol biogas	170	13	166	9

Appendix 3 – Känslighetsanalyser

Tabell A42. Förändrat bidrag till GWP för spannmålsetanol och RME vid systemutvidgning när andelen sojamjöl som ersätts av drank respektive rapsmjöl förändras (g CO₂-ekvivalenter/MJ biodrivmedel) (hela produktionskedjan men utan slutanvändning i fordon).

		Rapsmjöl					
		0,85 resp. 0,15		0,7 resp. 0,3 ¹		0,5 resp. 0,5	
		Gräsmark	Spannmål	Gräsmark	Spannmål	Gräsmark	Spannmål
Raps	RME	43,9	-2,5	46,6	0,2	50,3	3,9
Raps & halm	RME	47,4	0,5	50,1	3,3	53,8	7,0

		Drank					
		0,6 resp. 0,4		0,4 resp. 0,6 ¹		0,2 resp. 0,8	
		Gräsmark	Spannmål	Gräsmark	Spannmål	Gräsmark	Spannmål
Vete	etanol	35,4	2,1	38,9	5,6	42,5	9,1
Vete & halm	etanol	38,7	5,1	42,2	8,6	45,7	12,1

¹ Motsvarar basfall i rapporten.

Tabell A43. Förändrat bidrag till GWP beroende på om processenergin i drivmedelsanläggningarna baseras på biobränslen, naturgas eller kol (g CO₂-ekvivalenter/MJ biodrivmedel). Resultaten avser ogödslad gräsmark som markanvändningsreferens samt energiallokering av biprodukter (hela produktionskedjan men utan slutanvändning i fordon).

		Odling	Totala utsläpp		
			Process – bio ¹	Process – NG	Process – kol
Vete	etanol	36,8	40,7	57,2	77,0
Vete & halm	etanol	24,2	26,4	35,9	47,3
Sockerbetor	etanol	23,3	26,2	38,7	53,7
	biogas	25,9	32,5	46,0	59,2
Sockerbetor & blast	etanol	16,3	18,5	27,8	38,8
	biogas ²	20,8	27,4	40,9	54,1
Raps	RME	45,0	48,9	53,0	57,9
Raps & halm	RME	28,4	30,6	33,0	35,7
Vallgrödor	biogas	20,6	26,7	38,8	50,5
Majs	biogas	34,3	40,7	53,7	66,4

¹ Motsvarar basfall i rapporten.

² Inklusive rötning av blast.

Tabell A44. Totalt bidrag till GWP (g CO₂-ekv./MJ biodrivmedel) vid olika lustgasemissioner vid gödselmedelstillverkningen, exklusive allokering (hela produktionskedjan men utan slutanvändning i fordon).

		Ogödslad gräsmark		Spannmålsodling	
		3 g	11,5 g ¹	3 g	11,5 g ¹
Vete	etanol	59,3	65,1	26,0	31,8
Vete & halm	etanol	67,8	73,7	34,2	40,2
Sockerbetor	etanol	39,1	42,0	18,9	21,7
	biogas	30,5	32,5	16,4	18,4
Sockerbetor & blast	etanol	37,4	40,1	17,8	20,5
	biogas ²	25,8	27,4	14,3	15,9
Raps	RME	76,9	84,8	30,6	38,4
Raps & halm	RME	86,1	94,0	39,3	47,2
Vallgrödor	biogas	24,5	26,7	-1,9	0,3
Majs	biogas	37,5	40,7	18,6	21,7

¹ Motsvarar basfall i rapporten.

²Inklusive rötning av blast.

Tabell A45. Totalt bidrag till GWP (g CO₂-eq./MJ biodrivmedel) vid olika metanläckage i processen, exklusive allokering (hela produktionskedjan men utan slutanvändning i fordon).

		Ogödslad gräsmark		Spannmålsodling	
		0,5% ¹	1,5%	0,5% ¹	1,5%
Sockerbetor	biogas	32,5	37,1	18,4	23,0
Sockerbetor & blast	biogas ²	27,4	32,0	15,9	20,5
Vallgrödor	biogas	26,7	31,3	0,3	4,9
Majs	biogas	40,7	45,3	21,7	26,3

¹Motsvarar basfall i rapporten.

²Inklusive rötning av blast.

Appendix 4 – Rapport från kritisk granskning

Granskare: Lars-Gunnar Lindfors, Linus Hagberg & Andreas Öman, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 21060, S-100 31 STOCKHOLM

Uppdraget

IVL Svenska Miljöinstitutet har på uppdrag av Svenskt Gastekniskt Centrum (SGC) genomfört en kritisk granskning av studien ”Livscykelanalys av svenska biodrivmedel”. Studien har utförts av Pål Börjesson, Linda Tufvesson och Mikael Lantz tillhörande Lunds Tekniska Högskola vid institutionen för teknik och samhälle, avdelningen för miljö och energisystem. Granskningsuppdraget har i huvudsak initierats för att säkerställa att den använda metodiken i rubricerade studie följer gällande standarder inom området (SS-ISO 14040:2006 och SS-ISO 14044:2006) och god praxis. I dessa standarder understryks bl.a. betydelsen av transparens, dvs. att man redovisar hur man räknat och varför och vilka antaganden man gjort. Förutom själva metodfrågan har giltigheten i studiens slutsatser granskats. Det bör understrykas att det i uppdraget inte ingår att granska kvaliteten på använda data annat än rörande metodval.

Granskningsprocessen

Granskningen är inte resultatet av en enskild granskningsinsats efter studiens färdigställande utan har varit en pågående process sedan studien initierades. Granskningsprocessen har inletts med att granskare deltagit vid ett referensgruppsmöte där studiens utformning diskuterades. Det fortsatta förfarandet har gått till så att författarna vid ett antal tillfällen skickat ett utkast av slutrapporten som skriftligen har kommenterats och återsänts. Telefonmöten har som regel följt varje kommenterat utkast av rapporten. Vid dessa möten har författarna kunnat bemöta framförda synpunkter samt också få förtydliganden av kommentarer. Vid mottagande av varje nytt utkast av rapporten har ansvariga granskare sedan bedömt huruvida tidigare kommentar åtgärdats.

Resultat av granskning

Inom ramen för den rubricerade studien har författarna gjort livscykelanalyser för biodrivmedel som är aktuella i Sverige idag (2010). Studien är en full LCA, dvs. livscykeln utgår från odlingen av råvaror till slutanvändning av biodrivmedlet.

En viktig del av granskningsprocessen har varit att garantera en transparent studie, dvs. att det tydligt ska framgå hur man räknat och varför, vilka antaganden man gjort, samt att visa hur osäkerheter inverkar på resultatet. Med en sådan transparens ges läsaren av rapporten de förutsättningar som är nödvändiga för att kunna tolka informationen så korrekt som möjligt. Granskarna finner att rapporten ger tydliga beskrivningar och motiveringar av valet av funktionell enhet, systemgränsdragningar och antaganden i de allra flesta fall. Indata som ligger till grund för studiens resultat redovisas tydligt och det framgår varifrån data inhämtats. En synpunkt rörande transparensen i indata är att en del av den har kompletterats, uppdaterats, och/eller omarbetats utifrån originalkällan. Det framgår inte alltid på vilket sätt detta har skett vilket försvårar för läsaren att väga in hur nämnd osäkerhet påverkar resultatet.

Studiens resultat presenteras som olika miljöpåverkanskategorier, t.ex. bidraget till växthuseffekt (Global Warming Potential, GWP) och övergödning (Eutrophication Potential, EP) som ett drivmedel ger upphov till från ”vagga” till ”grind”. Dessa kategorier har ett viktigt pedagogiskt värde eftersom de används för att visa på vilken typ av miljöpåverkan som emissioner i produktens (drivmedlets) livscykel ger upphov till. Dock så redovisas inte de emissionsparametrar (per bränsle) som ligger till grund för resultatet på ett enhetligt sätt. Detta skulle vara av stort värde för de läsare som är intresserade av enskilda utsläppsparametrar som drivmedlet i fråga ger upphov i dess livscykel, och ökar användbarheten av studien.

Författarna visar en tydlig medvetenhet om hur olika antaganden inverkar på resultatet, en insikt som inte minst framgår i hur studiens resultat presenteras. Inventeringsdelen av en LCA

komplieras nämligen av att olika produkters livscyklar är kopplade till varandra trots att en LCA fokuserar på en enskild produkt i sänder. Lösningen på problemet är att tillämpa olika slags allokeringprinciper. Med dessa principer kan miljöbelastningen för (bl.a.) en produkttillverkningsprocess med olika funktioner hänföras till den studerade produkten. Samtidigt kan valet av allokeringmetod ha stor inverkan på resultatet vilket också tydligt framgår i studien.

En av dessa allokeringprinciper, systemutvidgning, har särskilt varit föremål för diskussion under granskningsprocessen. Kortfattat kan systemutvidgning sägas vara en princip inom LCA-metodik som används för att kreditera det studerade produktsystemet med eventuella miljövinster som produktsystemets biprodukter kan ge upphov till då de ersätter någon annan produkt på marknaden. Här avses de biprodukter som genereras i biodrivmedlets tillverkningsprocess.

Kritiken mot systemutvidgning är att resultatet därmed bara är giltigt under vissa givna förutsättningar. Eftersom användare av data inte alltid har möjlighet att sätta sig in i antaganden som omgärdar resultatet finns därmed risk att data används i sammanhang där de kan vara missledande. Systemutvidgning kan alltså bygga in en större osäkerhet än nödvändigt i resultatet. Detta hanteras i rapporten på ett tillfredställande sätt genom att resultatet presenteras med olika alternativa beräkningsmetoder (systemutvidgning inkluderat). Därmed ges läsaren möjlighet att förstå att användandet av systemutvidgning kommer ha stor betydelse för det numeriska resultatet. Det understryks också i text att systemutvidgning enbart är giltigt under vissa förutsättningar.

Ett allmänt intryck av studien är de många pedagogiskt viktiga inslag som ger läsaren förutsättningar att förstå de osäkerheter som omgärdar resultat framtagna med LCA-metodik. Detta framgår inte minst av att resultatet beräknats med olika allokeringprinciper, men återfinns också i många andra sammanhang, inte minst genom en omfattande känslighetsanalys. Exempelvis så åskådliggörs hur olika antaganden om markanvändning för odling av energigrödor på åkermark inverkar på resultatet.

Tolkningen av resultaten redovisas också tydligt och som nämnts inkluderas nödvändiga känslighetsanalyser som fångar upp de osäkerheter som finns inbyggda i resultatet. Resultatet är således föredömligt presenterat.

De slutsatser som dras är också formulerade på ett balanserat sätt och fullt motiverade av studiens resultat.

Slutkommentarer

Vi kan konstatera att granskarnas kommentarer har beaktats på ett tillfredställande sätt i den nu föreliggande slutversionen av rapporten. Det vore dock önskvärt att resultatet vid sidan av summering i miljöeffektkategorier också presenteras uppdelat på respektive emissionsparameter.

Sammanfattningsvis konstateras att metodval och genomförande i helhet är av hög kvalitet i jämförelse med god praxis inom området. Studien följer också i all väsentlighet kraven i SS-ISO 14040:2006 och SS-ISO 14044:2006.

Granskarna vill också understryka, precis som författarna, vikten av att användare av resultaten sätter sig in i och förstår de förutsättningar som ligger till grund för de olika beräkningarna och vilken betydelse det har för resultatet.

Granskarna vill slutligen framföra sin uppskattning av det öppna och trevliga sättet granskningsarbetet kunnat genomföras.

Stockholm den 10 maj

Andreas Öman, Lars-Gunnar Lindfors & Linus Hagberg

ISSN 1102-3651
ISRN LUTFD2/TFEM--10/3061--SE + (1-88)
ISBN 91-88360-96-2