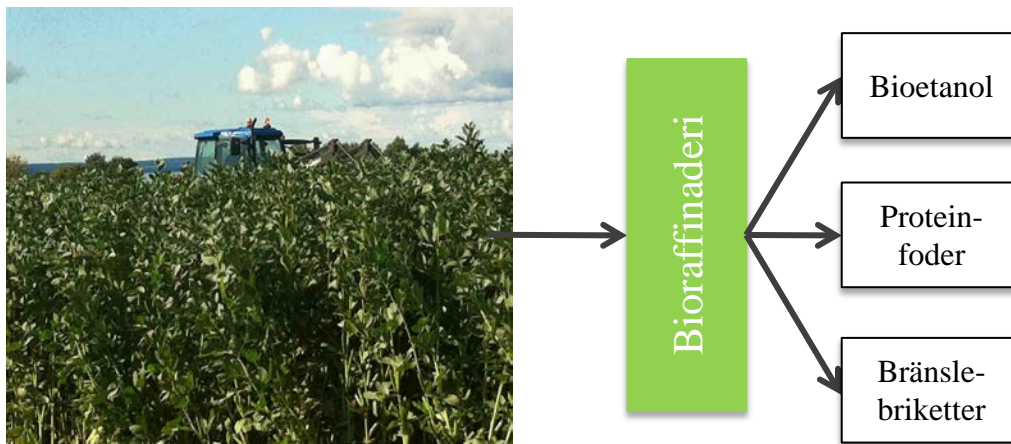




Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för energi och teknik



Åkerböna som råvara för bioraffinaderier - en studie av klimatpåverkan

Hanna Karlsson
Serina Ahlgren
Per-Anders Hansson
Ingrid Strid

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för energi och teknik

Åkerböna som råvara för bioraffinaderier- en studie av klimatpåverkan

Faba bean as feedstock for biorefineries- climate impact

Hanna Karlsson, Serina Ahlgren, Per-Anders Hansson, Ingrid Strid

Foto framsidan: Jan Lundh

ISSN 1654-9406
Rapport 067

Uppsala 2014

Nyckelord: Proteinfoder, bioethanol, briketter, LCA

SAMMANFATTNING

Företaget Eco Etanol AB har utvecklat ett koncept där helgrödesensilerade ärt- eller åkerbönplantor processas i en stationär tröska för att separera bönan från grönmassan. Grönmassan valsas sedan för att utvinna en proteinrik pressvätska och en fiberrik halmrest, och bönnorna mixas i vatten för att separera proteinet från stärkelsen. Denna process resulterar i tre fraktioner: protein, stärkelse och fiber. Dessa fraktioner kan förädlas till en mängd olika produkter. I denna studie antogs att halmen förädlas till bränslepellets medan proteinet i bönan och pressvätskan används som djurfoder och stärkelsen används för etanolproduktion. Konceptet som helhet kallas i denna studie för bioraffinaderiet. Klimatpåverkan av de tre produkterna studerades med hjälp av metoden livscykelanalys (LCA). Studien inkluderar odling, skörd och ensilering, transport från fält samt processande och förädling till färdiga försäljningsbara produkter, och slutar vid fabriksgrinden vilket innebär att distribution av varorna till slutanvändare eller användning av produkterna inte inkluderats. Studien inkluderar inte heller byggnader och övrig infrastruktur. Åkerbönnans kvävelevererande och luckrande effekter i växtföljden har beaktats.

De emissioner som uppkommer från odling och bioraffinaderi fördelas över de tre samprodukterna med hjälp av ekonomisk allokering. Det innebär att en produkt som har ett högt ekonomiskt värde får en högre miljöbelastning. Resultatet för respektive produkt jämfördes också med ett antal referensprodukter som har samma eller liknande funktion som de studerade produkterna. Referensprodukterna var för proteinfoder: värmebehandlat rapsmjöl ExPro®, sojamjöl och drank, för etanol: etanol producerad från vete och sockerbetor samt bensin, för briketter: skogsflis, flis av gallringsvirke och pellets. Datainsamlingen bygger delvis på uppgifter från företaget Ecoetanol at Sweden AB bland annat vad det gäller skörd, tröskans kapacitet och energibehov samt näringsanalyser som beställts av Ecoetanol at Sweden AB och utförts av Eurofins Food & Agro Testing Sweden AB. Eftersom prototypen för bioraffinaderiet inte var färdigställd när denna studie genomfördes så baserades en stor del av beräkningen på data från litteraturen och delvis också på egna antaganden t.ex. vad gäller kapaciteten på bioraffinaderiet.

Resultatet visade att dieselanvändning vid odling samt lustgasemissioner från åkermark har störst påverkan under livscykeln, båda respektive ca 30 % av den sammanlagda påverkan på klimatet. Energianvändning och insatsmedel i bioraffinaderiet hade relativt begränsad påverkan på klimatprofilen. Viktigt att notera är att egenproducerade briketter antogs användas för processens värmebehov, vilket täcker en betydande del av processens energibehov. Klimatpåverkan för proteinfodret, etanolen och briketterna samt referensprodukterna presenteras i tabell 1. Proteinfodrets klimatpåverkan uppskattades till ca 0,16 kg CO₂ekv per kg torrsubstans (TS) proteinfoder, ca 50-68 % lägre än de undersökta referensprodukterna. Klimatpåverkan per liter etanol (21,2 MJ) uppskattades till ca 0,43 kg CO₂ekv, ca 76 % lägre än bensin, men 2,5 % högre än veteetanol och ca 84 % högre än etanol gjord på sockerbetor. Klimatpåverkan per kWh briketter uppskattades till ca 16 g CO₂ekv, vilket var nästan 1,4 gånger högre än flis från gallringsvirke och 19 % högre än pellets och 90 % högre än skogsflis.

Tabell 1. Klimatpåverkan för de tre produkterna proteinfoder, etanol och briketter samt för referensprodukter

Proteinfoder (kg CO ₂ ekv per kg TS foder)		Fordonsbränsle (kg CO ₂ ekv per liter etanol samt 21,2 MJ bensin)		Fast bränsle (g CO ₂ ekv per kWh bränsle)	
Åkerbönsbaserat	0,16	Åkerbönsbaserat	0,43	Åkerbönsbaserat	16
Referensprodukter					
Drank	0,31	Vete-etanol	0,42	Flis	8,6
ExPro	0,45	Socketbets-etanol	0,23	Flis (gallring)	6,8
Sojamjöl	0,49	Bensin	1,75	Pellets	14

Årligen antogs ca 490 m³ etanol, ca 1000 ton proteinfoder och ca 5 600 MWh bränslebriketter produceras i bioraffinaderiet. Klimatpåverkan av den sammanlagda produktionen uppskattades till 462 ton CO₂ekv per år. Detta kan jämföras mot referensprodukter med låg klimatpåverkan dvs. samma mängd produkter av sockerbets-etanol, flis från gallring och drank som ger upphov till ca 477 ton CO₂ekv per år, eller referensprodukter med hög klimatpåverkan dvs. samma mängd produkter av bensin, sojamjöl och pellets vilket ger upphov till ca 1 440 ton CO₂ekv per år. Ett antal känslighetsanalyser genomfördes. Störst påverkan på produkternas klimatpåverkan (+21%) gav en sänkning av skörden till normskörd samt förändrade antaganden vad gäller lustgasemissioner från kvävet i rot och skörderester (+27%). Jämförelsen mellan bioraffinaderiets årliga produktion och samma mängd referensprodukter påverkades mest om markkolsförändringar inkluderades i analysen av sojan. Det gav 73 % reduktion i klimatpåverkan för bioraffinaderiet jämfört med referensprodukter med hög klimatpåverkan. I grundanalysen var motsvarande reduktion 68 %.

Sammanfattningsvis: att investera och driva det studerade bioraffinaderiet kan ge stora klimatvinster, men bara om det är miljöbelastande produkter som ersätts på marknaden. Om produkter med hög klimatpåverkan (fossila bränslen och sojamjöl) kan ersättas kan en minskning på ca 68 % uppnås. Om bioraffinaderiets produkter istället ersätter andra produkter som redan har en låg klimatpåverkan (bioetanol och drank) utblir i princip vinsten (minskning med endast 3 %). Det är således viktigt att investeringen leder till en expansion av marknaden för produkter med låg klimatbelastning, och inte bara en inbördes omfördelning.

Förord

Detta projekt är ett samarbete mellan företaget Ecoetanol at Sweden AB och forskare på Institutionen för energi och teknik på Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). Projektgruppen består av Serina Ahlgren Per-Anders Hansson, Hanna Karlsson och Ingrid Strid från SLU och Jan Lundh från Ecoetanol at Sweden AB. Studien har genomförts av projektgruppen på SLU, Per-Anders Hansson har varit projektledare och Hanna Karlsson har ansvarat för LCA-beräkningarna, Serina Ahlgren och Ingrid Strid har i samarbete med resten av projektgruppen utarbetat metodiken för studien samt medverkat under fortlöpande diskussioner om projektets utformning. Jan Lundh äger Ecoetanol at Sweden AB och har utvecklat konceptet Peas on Earth. Jan Lundh har under studiens gång bidragit med data och information om konceptet Peas on Earth.

Ett stort tack till er som har bidragit till projektet. Framförallt Jan Bertilsson på Institutionen för husdjurens utfodring och vård, SLU.

Projektet har finansierats av SMURF (SMå företag samverkar med UppsalaRegionens universitetsForskare) som är ett projekt som verkar för samarbete mellan Uppsalaregionens forskare och mindre företag.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	BAKGRUND.....	6
1.1	Syfte	7
2	METOD	7
2.1	Livscykelanalys.....	7
2.2	Funktionell enhet	7
2.3	Systemgränser	7
2.3.1	Odlingen	8
2.4	Karaktiseringsfaktorer.....	9
2.5	Allokeringsmetod.....	9
3	INVENTERING OCH DATAINSAMLING	10
3.1	Systembeskrivning.....	10
3.1.1	Årlig produktion	10
3.1.2	Bioraffinaderiet.....	11
3.1.3	Arealbehov.....	12
3.2	Åkerböna i växtföljden—effekter	13
3.2.1	Förfruktseffekter	13
3.3	Skörd.....	14
3.4	Dieselförbrukning vid odling och ensilering	14
3.5	Förluster vid odling och ensilering	15
3.6	Transport	15
3.7	Ensilering	15
3.8	Gödsling.....	15
3.9	Utsäde	16
3.10	Direkta och indirekta lustgasemissioner	16
3.11	Kväveutlakning	18
3.12	Separering och förädling.....	18
3.12.1	Uppvärmning	19
3.12.2	Torkning.....	19
3.12.3	Produkt: Protein	20
3.12.4	Produkt: Stärkelse och etanol.....	21
3.12.5	Produkt: Bränslebriketter	22
3.13	Referensprodukter.....	22
3.13.1	Protein	22

3.13.2	Drivmedel	23
3.13.3	Bränslebriketter	24
4	RESULTAT	24
4.1.1	Jämförelse med referensprodukter.....	25
5	KÄNSLIGHETANALYSER.....	27
5.1	Beskrivning av känslighetsanalyser	27
5.1.1	Känslighetsanalys 1: Ökad vattenhalt i produkter som torkas	27
5.1.2	Känslighetsanalys 2: Proteininnehåll i hela växten	28
5.1.3	Känslighetsanalys 3a och b: Pris på proteinfodret.....	28
5.1.4	Känslighetsanalys 4. Ingen jordbearbetning höst	28
5.1.5	Känslighetsanalys 5: Lägre skörd.....	29
5.1.6	Känslighetsanalys 6: Lustgasemissioner	29
5.1.7	Känslighetsanalys 7: Ändrat kväveutlakning för sojan	29
5.1.8	Känslighetsanalys 8: Markkolsförändringar under sojaodling	30
5.2	Resultat av känslighetsanalyser	30
6	DISKUSSION.....	31
7	SLUTSATSER	33
	REFERENSER.....	35
	Bilaga A. Ecoinvent processer	39
	Bilaga B. Enzym- och jästproduktion	40
	Bilaga C. Referensprodukter	41

1 BAKGRUND

Användningen av fossila resurser som olja och kol är en av de mest bidragande orsakerna till klimatförändringen men även andra miljöproblem så som försurning av haven. Dessutom är de ändliga resurser och därför inte hållbara ur den aspekten. Det finns därför ett stort behov av att finna alternativ som kan produceras och användas med lägre miljöpåverkan än de fossila resurserna.

Biomassa från skog och jordbruk är förnyelsebara resurser som kan användas för att producera både energi och material. Biomassa kan användas i traditionella tekniker så som förbränning i kraftvärmeverk för att producera el och värme eller processas med mer avancerade tekniker för att producera t.ex. plast eller kemikalier från biomassa. De resurser som finns tillgängliga från jord och skogsbruk är begränsade. Dessutom ger produktionen av biomassa en påverkan på miljön som behöver begränsas. Effektivt nyttjande av tillgängliga resurserna är därför centralt. Bioraffinering kan beskrivas som ”hållbar förädling av biomassa till ett flera värdefulla produkter” (International Energy Agency (IEA) Task 42 on Biorefineries). Samproduktion av flera olika produkter så som livsmedel, foder, kemikalier, material och bränslen gör att biomassan kan nyttjas på ett effektivare sätt.

Baljväxter är mycket intressanta som substrat till bioraffinaderier bland annat för att baljväxter inte är beroende av kvävegödsling. Kvävefixerande grödor har därför lägre fossil energianvändning vilket leder till en lägre klimatpåverkan. Baljväxternas sammansättning är också intressant för bioraffinaderikonceptet, eftersom växterna innehåller mycket protein som är intressant för vidare förädling (Jensen m.fl. 2012).

Utöver sin relevans för bioraffinaderikonceptet har baljväxter också en positiv inverkan på spannmålsdominerade odlingsystem. En grödas effekt på efterföljande gröda kallas förfruktseffekt. I spannmålsdominerade växtföljder har omväxlingsgrödor visat sig ha en skördehöjande effekt på efterföljande gröda. Skördeökningen kan delvis förklaras med kväveefferverkan men andra effekter så som minskat smittetryck, mer effektiv användning av vatten och näring (N), stimulans av jordens mikroorganismer samt påverkan på jordstrukturen. Betydelsen av de olika effekterna varierar troligen från fall till fall (Kirkegaard m.fl. 2008). En annan fördel med baljväxter i spannmålsdominerade växtföljder är att baljväxterna ökar jordbrukssystemens resiliens eftersom mångfalden både i tid och rum ökar (Peoples m.fl. 2009).

Som nämndes ovan så är baljväxter intressanta för bioraffinaderier bland annat på grund av det höga proteininnehållet. Protein kan användas som foder eller livsmedel. Svenskt lantbruk importerar stora mängder proteinfoder, enligt LRF (2012) importerades 61 % av allt proteinfoder 2011. Sojamjöl och rapskaka är de proteinfoder som importeras i störst kvantiteter (SJV 2011a). Soja importeras framförallt från Brasilien (Emanuelsson m.fl. 2006). Sojan har kritiserats för att orsaka miljöproblem, dels lokala miljöproblem i Brasilien där sojan odlas (Fearnside 2001) och för att bidra till avskogning. Även om ett direkt samband mellan sojaodling och avskogning i Amazonas inte har fastställs, så verkar sojaodlingen påverka avskogningen i samspel med andra verksamheter så som betesdrift (Barona m.fl. 2010). Avskogning har en negativ påverkan på klimatet och många andra miljöfaktorer så som förlust av biodiversitet. Det är därför intressant att hitta alternativa proteinfoder med lägre miljöpåverkan.

Företaget Ecoetanol at Sweden AB har utvecklat ett koncept där helgrödesensilerade ärt- eller åkerbönplantor kan användas som råmaterial för samproduktion av ett flertal olika produkter så som etanol, fast bränsle, proteinfoder eller livsmedel. Detta koncept kan potentiellt även öka intresset för att odla baljväxter vilket skulle vara positivt för odlingsystemen.

1.1 Syfte

Syftet med denna studie är att undersöka klimatpåverkan från etanol, proteinfoder och bränslebriketter som producerats från hela ensilerade åkerbönor i ett bioraffinaderi.

Målgruppen för denna studie är ägaren av bioraffinaderiet som kan jämföra miljöprestandan på produkter producerade i bioraffinaderiet med konventionella produkter. Resultaten kan även användas som underlag i olika beslutssituationer i större (t.ex. policy) och mindre (t.ex. för enskilda konsumenter) sammanhang.

2 METOD

2.1 Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en metod för att kvantitativt beskriva den potentiella miljöpåverkan av produkter och tjänster från hela livscykeln, från ”vaggan till graven”. Principer och ramverk för metoden är beskrivna i ISO 14040 (2006a) och ISO 14044 (2006b). LCA studier består av fyra obligatoriska faser, definition av mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning och resultattolkning. I denna rapport beskrivs definition av mål och omfattning under Metod, inventeringsanalysen under Inventering och datainsamling, miljöpåverkansbedömningen under Resultat och Resultattolkning under Resultat samt under Diskussion.

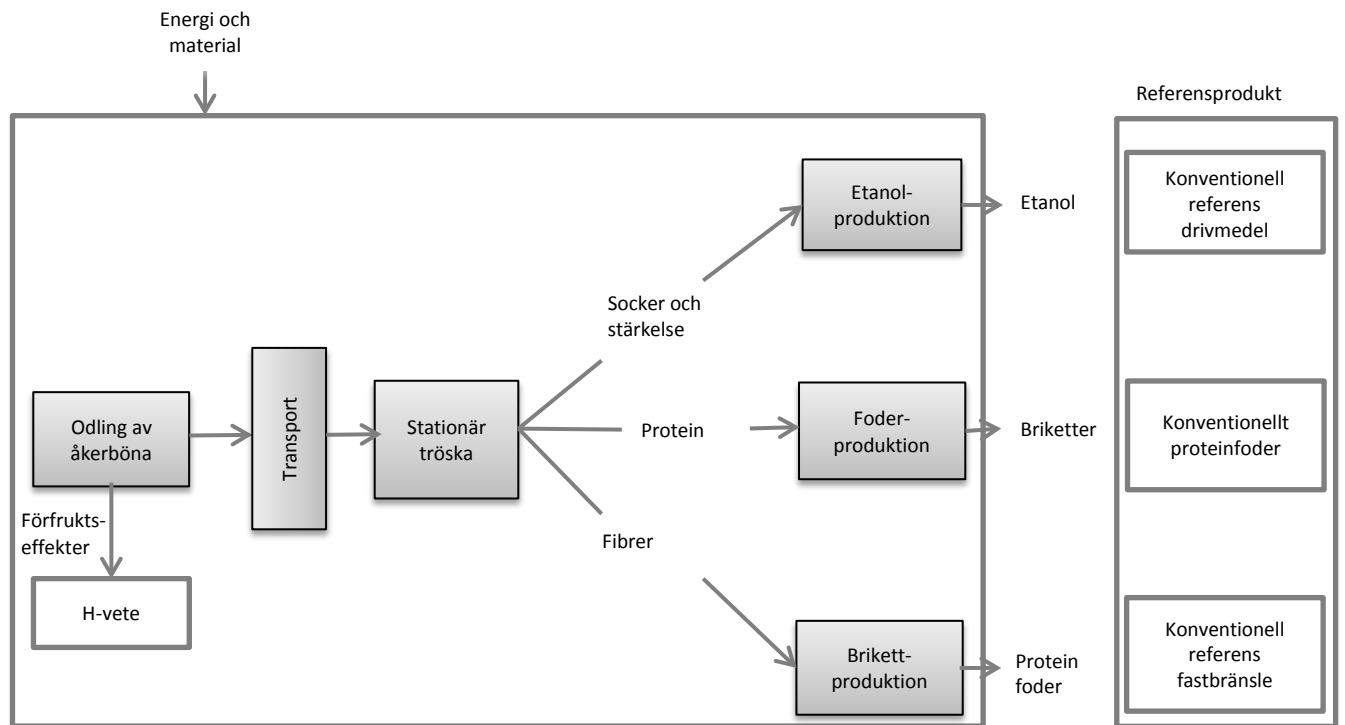
2.2 Funktionell enhet

Funktionell enhet är beräkningsbasen i en LCA. Den funktionella enheten uttrycker en eller flera mätbara funktioner i det studerade systemet.

I denna studie valdes flera funktionella enheter som representeras av de tre produkterna proteinfoder, drivmedel och briketter. De funktionella enheterna sattes till: 1 kg TS proteinfoder, 1 liter etanol (motsvarande 21,2 MJ) samt 1 kWh briketter vid ”fabriksgrinden”.

2.3 Systemgränser

Studien inkluderar odling av åkerböna, ensilering, transporter och bioraffinaderiet (våttröskning och förädling av fraktionerna) (Figur 1). Produkterna proteinfoder, etanol och briketter jämförs med konventionella alternativ. Byggnader och infrastruktur, mänskligt arbete samt indirekta effekter av markanvändning (iLUC) är exkluderat från analysen. Transport till slutanvändaren och användning av produkterna inkluderades inte.



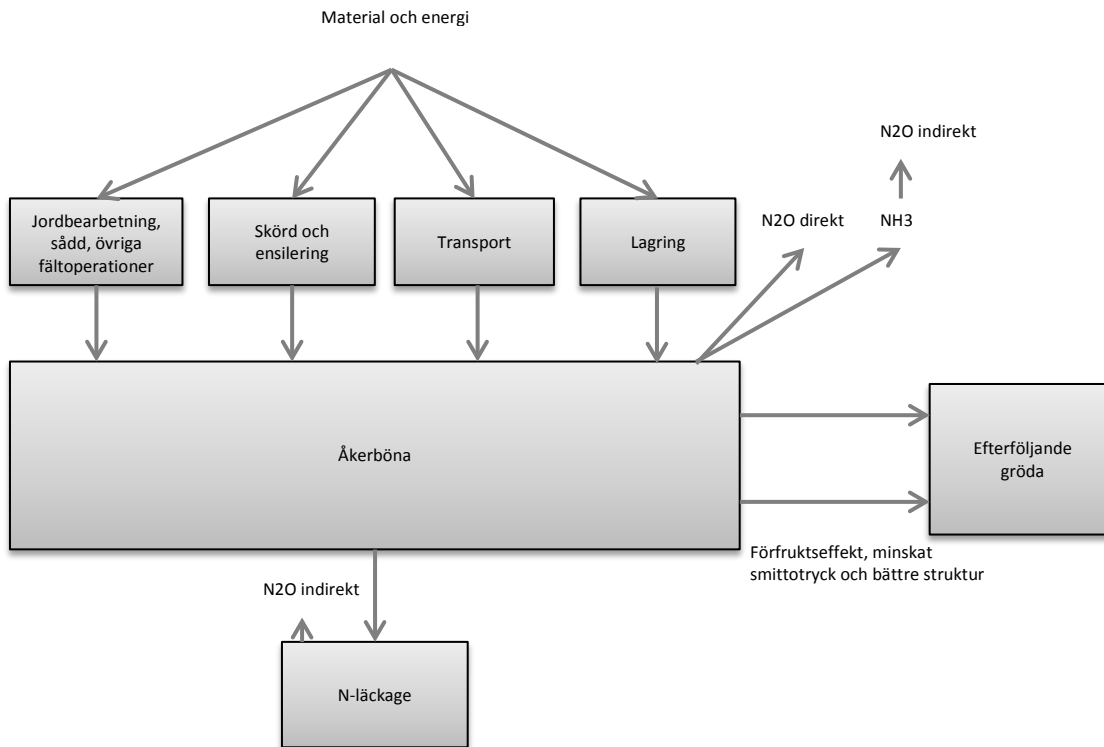
Figur 1. Schematisk bild över det studerade systemet.

2.3.1 Odlingen

Trindsäd är baljväxter med stora frön som t.ex. ärt. Den trindsäd som odlas i Sverige är framförallt ärtor och åkerbönor. Nationellt är odlingen idag ca 30 000 ha eller 1,2 % av åkerarealen, med störst arealer i Västra Götaland och Östergötland (SJV 2013).

Både ärtor och åkerbönor kan processas i bioraffinaderiet. I denna studie har åkerbönor valts eftersom åkerbönor har en hög biomassaskörd och högre proteinhalt än ärt. Odling och förädling antogs ske i Västra Götaland.

Figur 2 visar vad som är inkluderat i analysen av odlingen. Insatsmedel så som gödselmedel, utsäde, och pesticider samt den energi som används i odlingen är inkluderat, liksom direkta och indirekta lustgasemissioner från åkermark. Analysen inkluderar odlingsåret för åkerbönrorna samt effekter på efterföljande gröda (Tabell 5).



Figur 3. Odling av åkerböna.

Åkerbönanas förfruktseffekter inkluderas genom att de positiva effekterna tillgodoräknas åkerbönan. Tre effekter tas hänsyn till:

- Kväveleverans till efterföljande gröda vilket leder till undviken produktion av handelsgödsel
- Förbättrad jordstruktur vilket resulterar i minskat behov av jordbearbetning, detta inkluderas genom undviken dieselanvändning vid odling av efterföljande gröda
- Minskat behov av bekämpningsmedel vilket leder till undviken produktion av bekämpningsmedel

2.4 Karakteriseringsfaktorer

Karakteriseringsfaktorer för beräkning av klimatpåverkan presenteras i Tabell 2.

Tabell 2. Karakteriseringsfaktorer som används i studien (IPCC 2007 ecoinventCenter (2010))

GWP	Kg CO ₂ ekv/kg emission
CO ₂	1
CH ₄	25
N ₂ O	298
CO	1,57

2.5 Allokeringmetod

Ekonomisk allokering användes för att allokera klimatpåverkan mellan de tre produkterna etanol, proteinfoder och bränslebriketter (Tabell 3).

Tabell 3. Allokeringfaktorer, produktion (som säljs) per ton TS ensilerad åkerböna samt ekonomisk värde

Produkter	Mängd per ton TS	Värde SEK	Värde SEK per ton TS	% av produktionen
Proteinfoder	296 (151 protein) kg	2.38 SEK/kg ¹	704	35 %
Etanol	140 liter	6.52 SEK/liter ²	911	45 %
Briketter	1610 kWh	0.25 SEK/kWh ³	402	20 %

¹Baserat på drankpriset vilket är ca 95 % av rapsmjölpriset (Olsson, 2013-12-09, personlig kommunikation), rapsmjölpriset baseras på (greppa näringen 2013)

²Börjesson m.fl. (2013)

³SCB & Energimyndigheten (2013)

Produkterna jämförs med ett antal referensprodukter. Många av dessa referensprodukter är också producerade i produktionssystem där fler än en produkt produceras. Allokeringmetoder för referensprodukterna och respektive samprodukter redovisas i Tabell 4.

Tabell 4. Allokeringmetoder för referensprodukter

Produkt	Samprodukter	Allokeringmetod	Studie
Proteinfoder	Sojamjöl/sojaolja	Ekonomisk allokering	Dalgaard m.fl. (2008)
	Etanol/drank	Ekonomisk allokering (systemexpansion för biogas)	Flysjö m.fl. (2008)
ExPro ® ¹		Ekonomisk allokering	Flysjö m.fl. (2008)
Drivmedel	Bensin/andra raffinaderiprodukter	Fysisk allokering	Gode m.fl. (2011)
	Etanol (vete)/drink	Allokering baserat på energi	Gode m.fl. (2011)
	Etanol (sockerbetor)/pulpa	Allokering baserat på massa	Gode m.fl. (2011)
Bränslebriketter	Träbränslen/virke	Allokering baserat på massa vid skogsbruk och sågverksprocesser	Gode m.fl. (2011)
	Skogsflis	Ingen allokering	Gode m.fl. (2011)
	Gallringsvirke/andra skogsprodukter	Allokering baserat på massa	Gode m.fl. (2011)

¹ExPro ® är värmebehandlat rapsmjöl

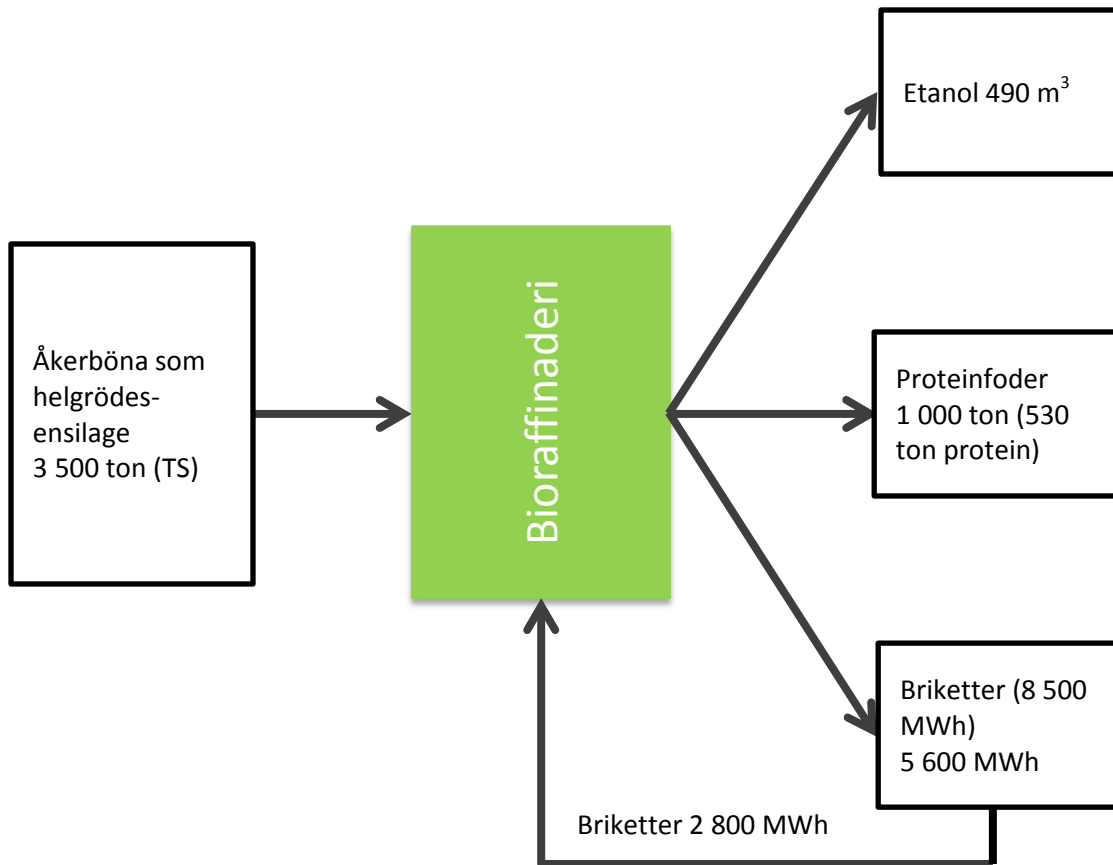
3 INVENTERING OCH DATAINSAMLING

3.1 Systembeskrivning

3.1.1 Årlig produktion

Varje dag antogs 40 balar processas i bioraffinaderiet, en bal antogs innehålla 250 kg TS (ca 600 kg våtvikt) (Lundh, 2013-10-30, personlig kommunikation), och bioraffinaderiet antogs vara i drift 350 dagar om året. Följaktligen processas ca 3 500 ton TS i bioraffinaderiet årligen. Den årliga produktionen av etanol uppskattades till ca 490 m³, ca 530 ton proteinfoder produceras och

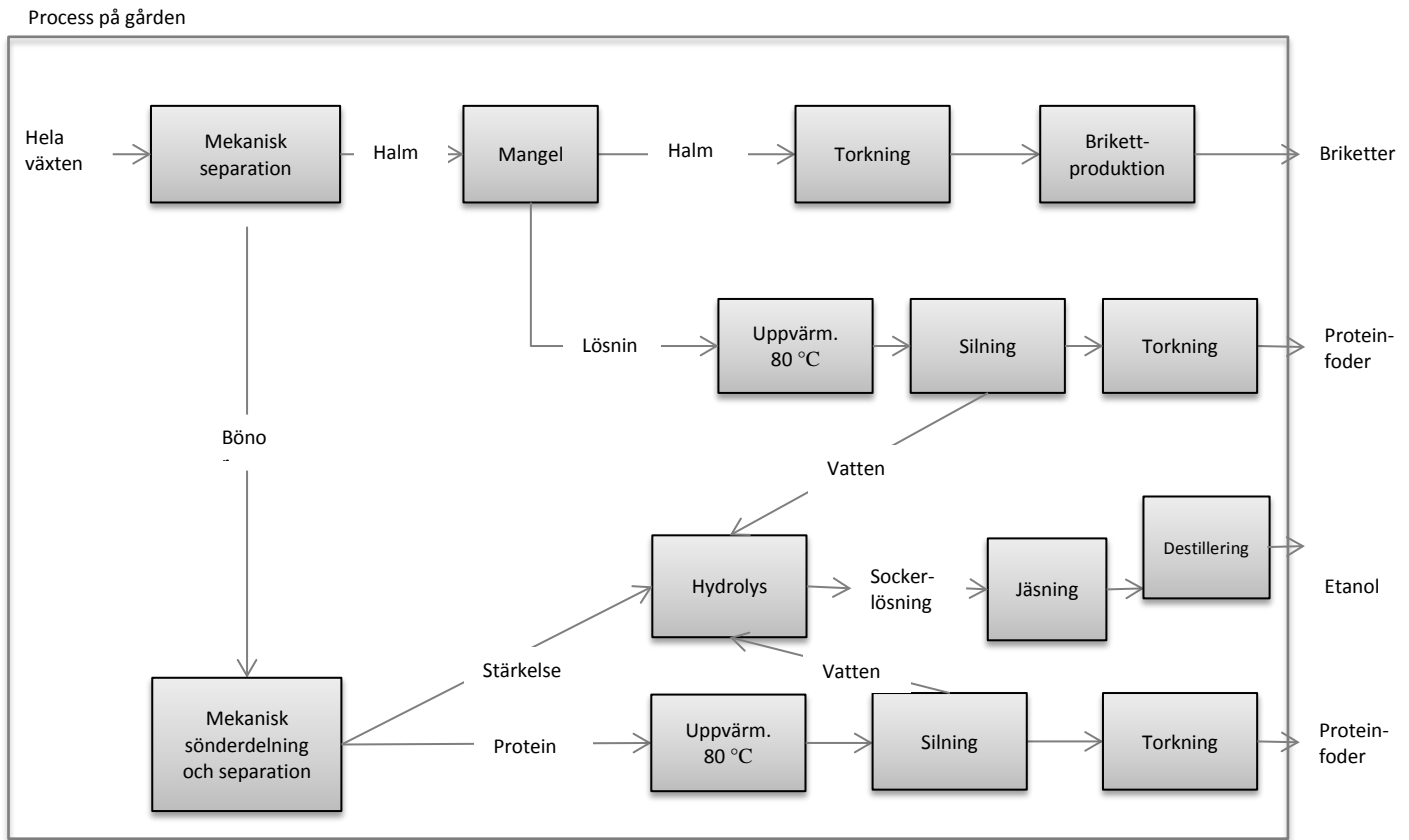
ca 5 600 MWh bränslebriketter (Figur 4). Mängden producerade etanol kan jämföras med vad som definierats som småskalig produktion i Bernesson m.fl. (2006) ca 100 m³ etanol per år och medelstor produktion som definierades som ca 2 400 m³ etanol per år.



Figur 4. Årlig produktion av etanol, protein och bränslebriketter för det studerade bioraffinaderiet.

3.1.2 Bioraffinaderiet

En förenklad bild av bioraffinaderiet visas i Figur 5, bioraffinaderiet består av en stationär våttröska och vidare förädling av fraktionerna efter separationen. Tröskan skiljer börnorna från resten av biomassan och manglar den kvarvarande biomassan. Fraktionerna efter våttröskningen är halm, bönor och en proteinlösning. Dessa fraktioner kan förädlas till en mängd olika slutprodukter. T.ex. så kan stärkelse i bönan användas i sockertillverkning och protein i bönan och proteinlösningen användas både som djurfoder och som livsmedel. I denna studie antogs att halmen förädlas till bränslepellets, stärkelsen och proteinet i bönan separeras och proteinet används som djurfoder och stärkelsen används för etanolproduktion.



Figur 5. Schematisk bild över bioraffinaderiet där hela, ensilerade åkerbönaplantor separeras i tre fraktioner som förädlas till slutprodukterna proteinfoder, etanol och bränslebriketter.

3.1.3 Arealbehov

Omkring 3 500 ton TS biomassa processas i bioraffinaderiet per år. Hektarskörden uppskattades till 8 ton TS per ha och förluster från fält fram till bioraffinaderiet (inkluderar, skörd, transport och lagring) uppskattades till 10 % vilket innebär att ca 7,2 ton per ha processas (se Skörd på sidan 14). Arealbehovet för ett bioraffinaderi blir således ca 490 ha.

Jordbruksverket rekommenderar att åkerböna inte odlas oftare än vart 5:e år i en växtföljd (SJV 2004). Längre intervall som 6-7 år i växtföljden har också rekommenderats för att undervika angrepp av chokladfläcksjuka, bönbladsmögel och bönfläcksjuka (SJV 2011c). Åkerbönan i denna studie skördas som helgrödesensilage och går därmed inte till mogen skörd, möjligen skulle en tidigare skörd kunna leda till ett lägre smittotryck vilket eventuellt skulle kunna möjliggöra att åkerböna återkommer oftare i växtföljden. Inga studier som bekräftar detta kunde hittas, därför antogs i denna studie att åkerbönan ingår i en växtföljd där den återkommer var 5:e år.

När åkerböna odlas vart 5:e år i en växtföljd behövs en areal av ca 2 430 ha (för hela växtföljden). Denna areal motsvarar ca 0,5 % av Västra Götalands åkerareal 2012 (SJV 2013). Nuvarande trindsädsodling i Västra Götaland är ca 10 000 ha (SJV 2013) (2,2 %). Om all nuvarande trindsädsodling i Västra Götaland (2012) skulle användas i det studerade

bioraffinaderikonceptet så skulle det försörja ca 20 bioraffinaderier. Arealbehovet är även beroende av hektarskörden. Vid en skörd på 5 ton per hektar blir arealbehovet ca 3 900 ha per år.

3.2 Åkerböna i växtföljden—effekter

3.2.1 Förfruktseffekter

Åkerböna är en bra omväxlingsgröda för stråsäd (SJV 2004). Åkerböna har inte samma växtsjukdomar som stråsäd och i spannmålsdominerade växtföljder minskar därför smittotrycket på stråsåden med åkerböna i växtföljden (SJV 2011c), åkerböna har även en gynnsam påverkan på markstrukturen (SJV 2007).

När åkerböna går till mogen skörd så skördas åkerbönan relativt sent (september/oktober) vilket medför att det normalt kan vara svårt att så en höstsådd gröda efter åkerböna i växtföljden. Men om åkerbönan kan skördas som helgrödesensilage kan skörden ske i augusti och det finns tid för höstsådda grödor. I denna studie antog att höstvetete sås efter åkerböna. En höstsådd gröda är en lämplig gröda efter åkerböna för att nyttja förfruktsvärdet.

Förfruktseffekter som inkluderades i analysen presenteras i Tabell 5. Den skördeökande effekten samt kväveefferverkan är beräknat på system där halmen nerbrukas. Därför är dessa effekter inte kända i denna studie. Kväveefferverkan beräknades baserat på tillförsel av kväve i skörderester, för beräkning av kväveefferverkan se ”Gödning” nedan. Den skördeökande effekten kunde inte bestämmas och inkluderades därför inte. Minskat behov av bekämpningsmedel uppskattades från Davis m.fl. (2006) till 132 g aktive substans per ha. Dieselförbrukning i efterföljande gröda minskar med en bra förfrukt med goda effekter på markens struktur. Skillnaden i dieselförbrukning på ett ha veteodling i Sverige efter dålig respektive bra förfrukt hämtades från Davis m.fl. (2006) och uppskattades till 30 liter per ha.

Tabell 5. Förfruktseffekter som inkluderats i studien

Förfruktseffekt	Effekt i efterföljande gröda	Reduktion i användning i efterföljande gröda
Mer varierad växtföljd	Lägre pesticidanvändning	132g aktive substans/ha
Bättre markstruktur	Lägre diesel förbrukning	30 liter/ha
Kväveefferverkan	Lägre handelsgödselgiva	17,8kg/ha

Markkol

Kunskapen om effekten på markens kolinnehåll från att introducera baljväxter i spannmålsdominerade växtföljder är begränsad. De få studier som finns visar både att leveransen av kol till marken kan minska när baljväxter introduceras på grund av lägre biomassaproduktion och att mängden markkol kan öka beroende på att kolet i växtresterna lättare övergår till mer stabilt markkol (Lemke m.fl. 2007). Drinkwater m.fl. (1998) jämförde en konventionell växtföljd (majs/sojaböna) med två ekologiska växtföljder. Näringstillförseln till de två ekologiska systemen bestod av stallgödsel alternativt baljväxtbiomassa. Studien (Drinkwater m.fl. 1998) visade på en ökning av markkolen för de två ekologiska systemen, framför allt för det som gödslades med stallgödsel. Mängden kol som tillfördes de tre systemen skilde sig inte märkbart, skillnaden mellan scenarierna kan beskrivas av de olika kvalitéter av kolkällor som tillförs marken.

Jensen m.fl. (2012) menar att baljväxter kan bidra till ökad kolinlagring, huvudanledningen till detta är att tillförsel av kväve och att den kumulativa uppbyggnaden av organiskt kväve som baljväxter bidrar med även påverkar markkolet. Författarna menar att skörderesterna från baljväxter är viktiga för att bibehålla bördigheten, motverka erosion och förbättra markstrukturen. Att använda skörderesterna för att producera material och energi i bioraffinaderier har därför sin baksida i en lägre bördighet och en lägre inlagring av kol i marken (Jensen m.fl. 2012).

Inga studier kunde hittas på effekten på markkol av introduktion av åkerböna i en spannmålsdominerad växtföljd. I denna studie antas att hela växten skördas vilket kan innebära att markkol kan riskera att förloras snarare än öka. Därför gjordes antagandet att introduktionen av åkerböna i växtföljden inte påverkar markens kolhalt jämfört med en spannmålsdominerad växtföljd.

3.3 Skörd

Avkastningen på åkerböna kan variera kraftigt beroende på klimat och jordart. Speciellt tidiga sorter påverkas starkt av vattentillgången (Larsson & Hagman 2012). Avkastningen skiljer sig också betydligt mellan olika sorter, t.ex. så är brokblommiga sorter betydligt mer högavkastande än vitblommiga. Fördelen med vitblommiga sorter är att de ger ett bättre fodervärde för grisar, eftersom de har lägre tanninhalt. Sena sorter ger högre skörd. I denna studie skördas åkerbönan som grönmassa därför är mognadstiden inte så intressant och det är lämpligt att välja en högavkastande sen sort (Larsson & Hagman 2012).

Idag skördas åkerböna sällan som grönmassa ensamt utan oftast när den är samodlad med t.ex. vårvete. Grönmassaskörden på åkerbönor som skördas i augusti fick därför uppskattas baserat på erfarenheter i fält till ca 4 000 kg TS bönor och 4 000 kg TS halm per hektar och år. Denna skörd är betydligt högre än normskörden för Västra Götaland. Normskörden (medelskörden för de 5 senaste åren) för åkerbönor i Västra Götaland är 3 200 kg per ha med en vattenhalt på 15 %, dvs. 2 720 kg TS bönor per ha. Halmskörden för normskörden kan uppskattas baserat på Nyberg & Lindén (2008) till 2 960 kg TS per ha, detta skulle ge en totala skörd på 5 680 kg TS per ha. Normskörd innehåller både vitblommiga, brokiga, tidiga och sena sorter. Baserat på sortförsök under tre år kan skörden för två högavkastande åkerbönor i konventionell odling variera mellan 3 300 kg TS per ha till 6 000 kg TS per ha (Larsson 2013) (denna skörd avser endast bönorna).

Eftersom avkastningen på åkerbönor kan variera mycket från år till år undersöks resultatets känslighet för avkastning i en känslighetsanalys (se Känslighetsanalyser)

3.4 Dieselförbrukning vid odling och ensilering

Dieselförbrukningen för odling av åkerböna uppskattades till 97,9 liter per ha. Emissionsdata för produktion och användning hämtades från JRC (2011a; 2011b).

Tabell 6. Fältoperationer, dieselförbrukning och referenser

Fältoperation	Dieselförbrukning l/ha	Referens
Plöjning	19,3	Cederberg & Flysjö (2004)
Harvning	8,60	Cederberg & Flysjö (2004)
Sådd	5,60	Cederberg & Flysjö (2004)
Vält	3,00	Länsstyrelsen i Västra Götaland (år okänt)
Ogräsharvning	2,50	Cederberg & Flysjö (2004)
Handelsgödselspridning	1,10	Cederberg & Flysjö (2004)
Slätterkross	6,26	Lindgren m.fl. (2002)
Balning	22,6	Strid & Flysjö (2007)
Inplastning och inläggning av balar i lager	22,6	Strid & Flysjö (2007)
Hämtning av balar från lager till användning	6,38	Strid & Flysjö (2007)
Totalt i fält (liter per ha)	97,9	

3.5 Förluster vid odling och ensilering

Förluster från fält till tröskning uppskattades till 10 %.

3.6 Transport

Transportavståndet från fält till lager uppskattades till 4,3 km med hjälp av metoden som beskrivs i Nilsson (1995). Dieselförbrukningen uppskattades till 0,035 liter diesel per ton*km (Berglund och Börjesson 2003), denna förbrukning multiplicerades med faktorn 1,7 (Nilsson 1997) för att ta hänsyn till en tom retur. Åkerbönan innehåller 44 % TS vilket innebär att ca 2,3 ton ensilerad åkerböna transporteras för varje ton TS. Den totala bränsleförbrukningen för transporten uppskattades till 0,14 liter diesel per ton TS.

3.7 Ensilering

För ensilering av vall krävs 5,4 kg plast per ton TS (Strid & Flysjö 2007). Åkerbönor kan vara hårdare och stickigare än vall och för att minska risken för att materialet sticker hål på plasten antogs en 10 % högre plaståtgång än för ensilering av åkerböna jämfört med ensilering av vall.

3.8 Gödning

Gödselgivor baserades på Davis m.fl. (2006) till 13 kg P per ha och 35 kg K per ha. Åkerbönan gödglas inte med kväve.

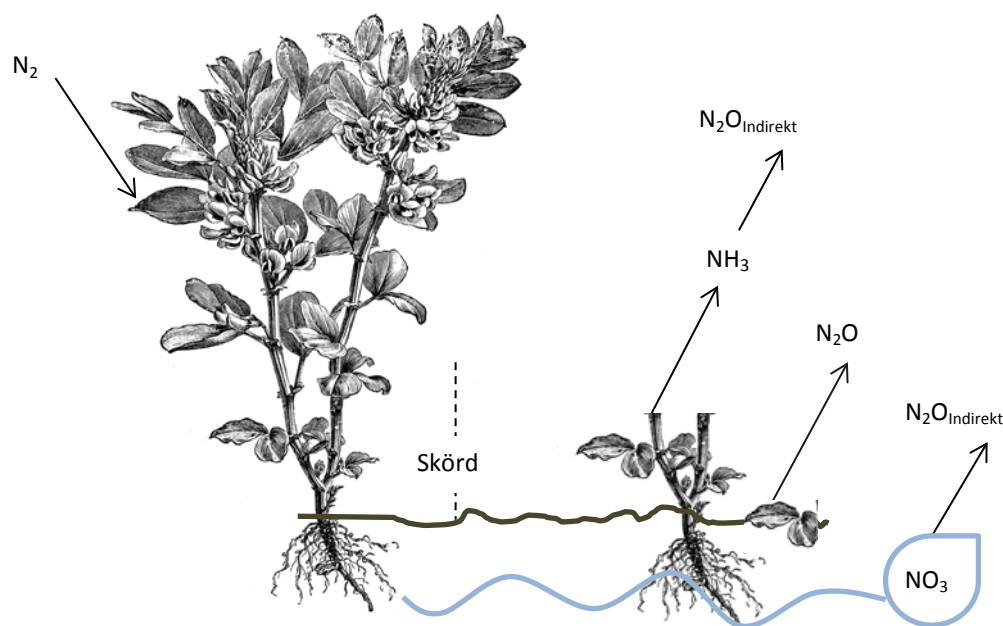
Kväveefterverkan från åkerböna är 25 kg N per ha (SJV 2011b), när halmen nerbrukas. I denna studie skördas hela växten. Kväveefterverkan beräknades därför om baserat på kväveinnehåll i

rötterna. I Nyberg & Lindén (2008) bestäms kväveeffterverkan baserat på en bönskörd på 2 710 kg TS per ha och den totala mängden kväve i växten är 142 och 38 kg N per ha för bönor och halm. En grov uppskattning är att ca 15 % av åkerbönsans kväveinnehåll finns i rötterna (Nyberg & Lindén 2008). Baserat på detta så skulle åkerbönsans rötter innehålla 32 kg N per ha. Jordbruksverkets uppskattning på kväveeffterverkan (25 kg per ha) är baserat på att ca 98 kg N nerbrukas. I den nuvarande studien brukas ca 50 kg kväve ner, det är kvävet som finns i rötterna och i 5 % av ovanjordiska skörderester. Kväveeffterverkan uppskattad av Jordbruksverket (25 kg N per ha) minskades proportionerligt mot tillfört kväve via skörderester och en ny kväveeffterverkans effekt på 17,8 kg N per ha uppskattades. Denna kväveeffekt inkluderades i studien som undviken produktion av kvävegödsel (handelsgödsel).

3.9 Utsäde

Utsädesmängden antogs vara 300 kg per ha. Utsläpp och resursanvändning antogs vara den samma som för åkerbönan som odlas för ensilering, bortsett från inplastning. Klimatpåverkan per kg utsäde beräknades till 200 g CO₂ ekv.

3.10 Direkta och indirekta lustgasemissioner



Figur 6. Direkta lustgasemissioner från skörderester och indirekta lustgasemissioner från NH₃ volatilisering och kväveläckage inkluderades i studien (bilden är modifierad från <http://etc.usf.edu>).

1

Tabell 7. Direkta lustgasemissioner från åkermark beräknades enligt IPCCs riktlinjer (IPCC 2006). Direkta lustgasutsläpp uppskattades genom formeln

$$N_2O - N_{Direkt} = Ef_2 \times (N_a + N_{Skörderester})$$

(IPCC, 2006 ekvation 11.1)

där Ef_2 är emissionsfaktorn 0,01 (IPCC 2006), N_a är totalt tillfört kväve och $N_{skörderester}$ är kväveinnehållet i skörderester. I den senaste versionen av IPCC's rekommendationer (2006) beräknas inte kväveförluster från biologiskt fixerat kväve, utan enbart från kväveinnehållet i skörderester.

Kväve i skörderester beräknades baserat på Nyberg & Lindén (2008) och beskrivs under "Gödning". Kväveinnehållet i rötterna beräknades till 50 kg N per ha för en skörd på 4 000 kg bönor per ha.

Indirekta lustgasemissioner är de som genereras från kväve som antingen volataliserat (NH_3) eller läckt från åkermarken.

Indirekta lustgasemissioner från volatliserat kväve i form av ammoniak (NH_3) beräknades enligt formeln

$$N_2O - N_{indirect} = Ef_3 \times N_{vol}$$

(IPCC, 2006 ekvation 11.11)

där $N_2O - N_{indirect}$ är indirekta emissioner från volataliserat kväve, Ef_3 är emissionsfaktorn 0,01 (IPCC 2006) och N_{vol} är fraktionen som volataliserats [kg NH_3 -N/ha]. Fraktionen som antogs volatalisera uppskattades med hjälp av De Ruijter m.fl. (2010). Endast 5 % av de ovanjordiska växtdelarna antogs lämnas på fältet. Om dessa nerbrukas blir kväveförlusten i form av NH_3 mycket liten, men om växtdelarna lämnas på fältet kan kväveförlusten bli hög. Hur mycket kväve som förloras beror på C/N kvoten och på totala mängden kväve i materialet (De Ruijter m.fl. 2010). Förluster i form NH_3 uppskattades till 2 % av den totala kväve som lämnats på fältet baserat på gräs med låg kväveinnehåll som har liknande C/N kvot som åkerböna (Larsson m.fl. 1998).

Indirekta lustgasemissioner från kväveläckage beräknades enligt formeln

$$N_2O - N_{indirect} = Ef_4 \times N_{leac}$$

(IPCC, 2006 ekvation 11.10)

där $N_2O - N_{indirect}$ är den indirekta emissionen från kväveläckage, Ef_4 är emissionsfaktorn 0,0075 (IPCC, 2006) och N_{leac} är kväveläckage [kg NO_3^- -N/ha]. Metoden för att uppskatta kväveläckage beskrivs under avsnittet "Kväveutlakning" nedan.

Tabell 7. Direkta och indirekta lustgasutsläpp

Emission	
Lustgas [kg N_2O /ha skörderester]	0,78
Lustgas [kg N_2O /ha vol]	0,001
Lustgas [kg N_2O /ha utlakning]	0,36
Totalt [kg N_2O /ha]	1,14

3.11 Kväveutlakning

Kväveutlakning uppskattas med hjälp av beräkningsmodellen som presenteras i rapporten: *Beräkningar av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen* (Aronsson och Torstensson 2004).

Kväveutlakning uppskattades enligt formeln:

$$\text{Kväveutlakning} = (\text{Grundutlakning} * \text{Beräkningsfaktorn}) + \text{Effekt av vårgödsling} \\ + \text{Efterverkansseffekt av gröda} + \text{Effekt av höstgödsling} + \text{Effekt av grödupptag på hösten}$$

Effekten av kvävegivan tas inte med i beräkningen eftersom denna effekt uppstår när givan över- eller understiger grödans behov. Grundutlakningen i Västra Götaland på mellanlera bestämdes till 30 kg N per ha, utlakningsfaktorn till 0,143 och klimatfaktorn till 0,825. Bearbetningsfaktorn (jordbearbetningsfaktorn) för tidig höstbearbetning 1,05 användes, eftersom höstvetete sås efter åkerböna. Efterverkansseffekten är en ökad utlakningsrisk som är förknippat med odlingen av vissa grödor. Åkerhönans efterverkansseffekt bestämdes till 15 kg N per ha vilket multipliceras med klimatfaktorn, bearbetningsfaktorn, och utlakningsfaktorn. Ingen effekt antogs två år efter odling av åkerböna. Observera att efterverkansseffekten som används för att beräkna *efterverkansseffekt av gröda* inte är det samma som kväveförlust (som beskrivs nedan) som används för att beräkna *effekt av grödupptag på hösten*.

Höstvetete sås efter åkerböna. Effekten av grödupptag på hösten blir högre vid extra tillgång på kväve. En kväveleverans till efterföljande gröda på 17,8 kg per ha antogs. Grödupptaget för höstvetete på hösten uppskattades till 20 kg per ha. Grödupptag på hösten justerades för tillgången på kväve, temperaturfaktorn och utlakningsfaktorn för att beräkna den utlakningsreducerande effekten. Kväveläckaget uppskattades till ca 30 kg N per ha.

Tabell 8. Underlag för beräkning av kväveläckage

Grundutlakning [kg/ha]	30,0
Utlakningsfaktor (kf)	0,143
Klimatfaktor (KilmF)	0,825
Bearbetningseffekt [%]	1,05
Effekt av organiskt kväve från vårgödsling [kg/ha]	-
Effekt av gödsling på hösten [kg/ha]	-
Effekt av grödupptag på hösten [kg/ha]	-3,08
Efterverkan av gröda	1,86
Totalt per år [kg N/ha]	30,3

3.12 Separering och förädling

Processvärme genereras genom förbränning av egenproducerade briketter, verkningsgraden på värme pannan antogs vara 90 % (underlag för antaganden och beräkningar presenteras i Uppvärmning- Produkt: Bränslebriketter). Processel antogs köpas från nätet. För elanvändningen har nordisk elmix antagits med en klimatpåverkan på 125,5 g CO₂ ekv per kWh (Energimyndigheten 2011). Processbehov av värme och el presenteras i Tabell 9. Observera att underlag för beräkningarna på processen dvs. energianvändning, verkningsgrader osv. är baserad

på antaganden från litteraturstudier och egna uppskattningar, detta eftersom inga försöksdata från demonstrationsanläggningen fanns tillgängliga.

Tabell 9. Processbehov av värme och el

Process	Värme (kWh/ton TS)	Elektricitet (kWh/ton TS)	Kommentar
Tröskan		4,80	Lundh (2013-11-18, personlig kommunikation)
Uppvärmning av vatten	72,0		1.16Wh/grad och kg vatten (Bioenergi portalen 2011)
Torkning av halm och proteinfraktion	542		Antagit 40 % vattenhalt i produkterna
Brikettproduktion		30,4	
Etanolproduktionen	193	25,7	
Totalt	808	60,8	

3.12.1 Uppvärmning

Ensilagebalarna förvaras utomhus och flyttas innan tröskning och vidare förädling till en inomhusmiljö som håller 20°C. Energiförbrukningen för att värma upp balarna inkluderades inte, det antogs att spillvärme från processerna är tillräckligt för att värma upp rummet och balarna. De fraktioner som innehåller protein dvs. bönfraktionen och vätskefraktionen värms till 80°C så att proteinet koagulerar. TS-halten antogs vara 44 % vilket innebär att för varje ton TS som skördas så skördas även 1 270 kg vatten, 333 kg av detta vatten antogs följa med halmfraktionen (efter mangling) vilket innebär att de två övriga fraktionerna, bön- och vätskefraktionen innehåller 939 kg vatten per ton TS. Det krävs 65kWh för att värma upp detta vatten från 20°C till 80°C (verkningsgrad på pannan antogs till 90 %). Energibehov för att värma vatten antogs vara 1,16 Wh per kg vatten och grad (bioenergiportal.se).

3.12.2 Torkning

Den manglade halmen och proteinet från båda proteinfraktionerna (bönan och vätskan) torkas. Vattenhalten i proteinmassan och halmen var inte känd i denna studie. Vattenhalten antogs vara 40 % i båda fraktionerna. För att vara lagringsbar uppskattades att proteinet och halmen bör hålla en vattenhalt på högst 15 %. Egenproducerade bränslebriketter används som energikälla. Totalt utvinns 296 kg TS proteinfoder (151 kg protein) per ton TS biomassa och 500 kg TS halm per ton TS biomassa. Energiåtgång för att torka protein och halm med 40 % vattenhalt uppskattades till 542 kWh per ton TS skördad åkerböna.

Energiåtgången för att torka bort 1 kg vatten uppskattades till 5 MJ (Jonsson (2006) i Ahlgren m.fl. (2009)).

3.12.3 Produkt: Protein

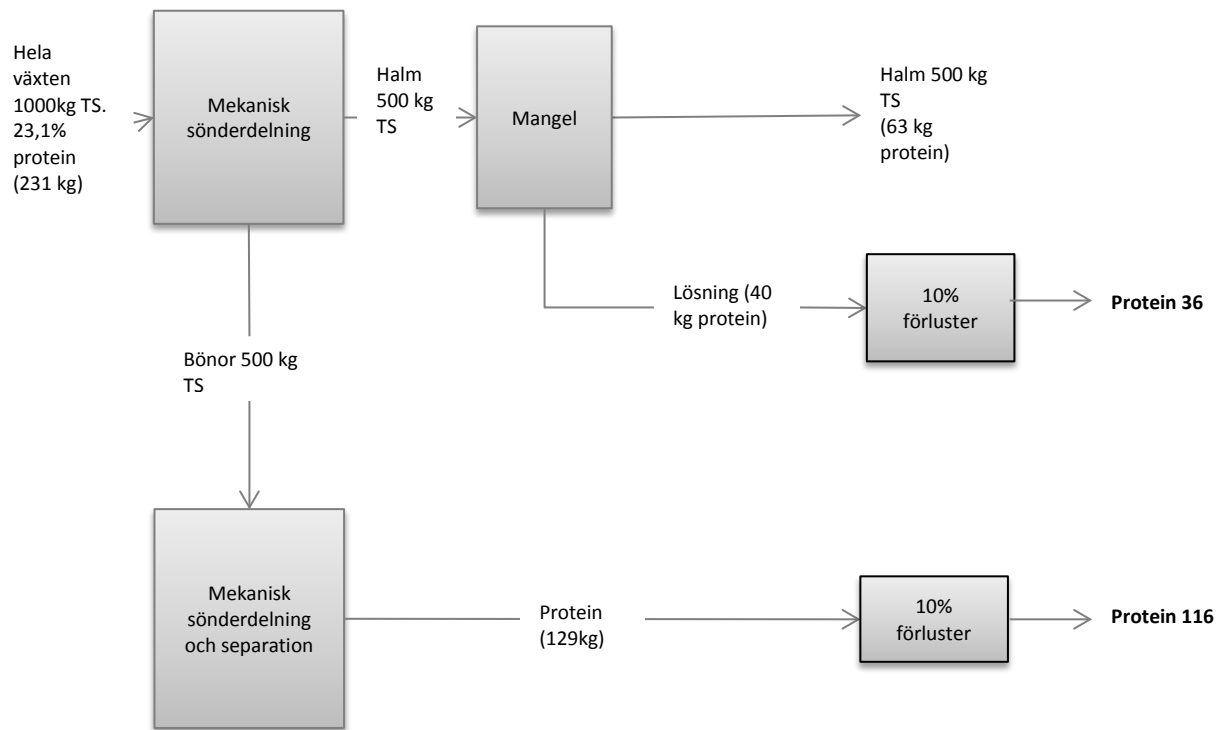
Åkerbönor som går till mogen skörd tröskas och används som foder. Fodervärdet på åkerbönona är gott, speciellt för kor. Proteinhalten är högre än i ärter, men med något lägre proteinkvalité. Dessutom innehåller vissa åkerbönor (brokblommiga) tanniner som ger en sämre smaklighet på fodret och är tillväxthämmande (speciellt för enkelmagade djur). Vitblommiga sorter har lägre tanninhalt och är därför bättre lämpade som foder och kan ges även till enkelmagade djur (Björnberg m.fl. 2005).

Proteininnehållet i de olika fraktionerna bestämdes genom en proteinbalans (figur 6). Under ensileringen så släpper grönmassan och kanske också bönan en del vätska. Denna vätska tas tillvara, samt även ytterligare vätska som utvinns när grönmassan manglas. Uppskattade mängder protein i det ensilerade obehandlade materialet samt de tre olika produkterna visas i Figur 7. Proteinbalansen baserades på analyser gjorda på det ensilerade obehandlade materialet, bönona samt halmen. Analyserna beställdes av Ecoetanol at Sweden AB och utförts av Eurofins Food & Agro Testing Sweden AB. Proteininnehållet i den helensilerade åkerbönan innan tröskning och vidare förädling var enligt analysen 23,1 %. Detta proteininnehåll är betydligt högre än det som anges av Wagner m.fl. (1990) till 15,1 % och Vicente m.fl. (2006) till 17,3 %.

Proteininnehållet i bönona, halmen och vätskan analyserades även efter ensilering, tröskning och mangling. Proteininnehållet i bönan var då ca 27,5 %, i halmen 12,6 % och i vätskan 73,4 %. Mängden bönor och halm som produceras är känt, men inte mängden vätska. Proteinmängden i vätskan uppskattades därför genom en proteinbalans Figur 7. Proteinhalten i halmen är högre än förväntat. Enligt Nyberg & Lindén (2008) innehåller halm från åkerböna ca 1,29 % kväve, multiplicerat med faktorn 6,5 ger proteininnehållet 8,06 % (Nyberg, 2013-10-28, personlig kommunikation). Anledningen till att proteininnehållet är högre i halmen i denna studie kan vara att växten skördas tidigt. Baljväxtdelar som skördas sent kan ha en lägre proteinhalt (Peoples m.fl. 2009).

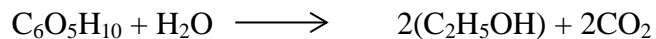
Proteinet i halmen motsvarande ca 63 kg per ton TS processad biomassa tas inte till vara utan hamnar i briketterna och eldas upp. Proteinet i bönan samt i vätskan kan tas tillvara och användas, mängden protein i dessa två fraktioner uppskattades till ca 168 kg protein per ton TS. Förlusten av protein vid utvinning från de två fraktionerna uppskattades till 10 % vilket ger en proteinproduktion på ca 151 kg protein per ton TS processad biomassa.

Det färdiga fodermedlet från bioraffinaderiet kommer att bestå av en blandning av åkerbönan och vätskan. Ingen analys har gjorts på denna typ av färdiga blandning. En uppskattning av fodermedlets näringsinnehåll gjordes baserat på analyser av bönan och vätskan var för sig. Det har antagits att alla näringsämnen i bönan och vätskan, utom stärkelsen, hamnar i foderfraktionen. Vidare har det antagits att de 10 % av stärkelsen (från bönan) som går förlorad i separationen mellan protein och stärkelse hamnar i proteinfraktionen. Förluster av övriga näringsämnen under processande uppskattades till 10 %. Resultatet presenteras i Tabell 11 under ”Referensprodukter”.



Figur 7. Proteinbalans.

Teoretiskt etanolutbyte från stärkelse uppskattades enligt formeln:



För att producera 1 liter etanol behövs i teorin 1,39 kg stärkelse. Vid 96 % utbyte (Bernesson 2013-11-25, personlig kommunikation) produceras 140 liter etanol per ton TS under förutsättningen att 90 % av stärkelsen i bönan kan utvinnas.

Värme- och elförbrukningen för etanolproduktionen uppskattades från Bernesson m.fl. (2006) baserat på mängden producerad etanol per ton vete (377 liter/ton vete) till 0,66 MJ el per liter etanol och 4,9 MJ värme per liter etanol. För småskalig etanolproduktion antogs att elförbrukningen var 20 % högre (Bernesson m.fl. 2006).

Insatsmedel som inkluderats i etanolprocessen visas i Tabell 10. Mängden fosforsyra, svavelsyra, natriumhydroxid och kalciumklorid baserades på Bernesson m.fl. (2006). Övriga kemikalier samt skumreducerade medel exkluderades från studien på grund av brist på data för dessa produkter. Mängden enzym och jäst är hämtat från Dunn m.fl. (2012). Emissioner från etanol- och jästproduktion beräknades baserat på Dunn m.fl. (2012) och presenteras närmare i Bilaga B.

Tabell 10. *Insatsmedel i etanolproduktionen*

Input		Enhet
Fosforsyra	0,00032	kg/liter etanol
Svavelsyra	0,0053	kg/liter etanol
Natriumhydroxid	0,00040	kg/liter etanol
Kalciumklorid	0,0011	kg/liter etanol
Enzym (Alpha amylase)	0,33	kg/ton substrat
Enzym (Glucoamylase)	0,71	kg/ton substrat
Jäst	0,36	kg/ton substrat

3.12.5 *Produkt: Bränslebriketter*

Efter mangling torkas halmen till 15 % vattenhalt (se ”Torkning”), för att sedan hackas och pressas till briketter. För brikettering med kolvpress av halmen behövs en snittlängd på 30-60mm (Nilsson & Bernesson 2008). Energiåtgången för att hacka materialet uppskattades från energiförbrukningen av en exakthack till ca 7,8 kWh per ton TS halm mald vilket motsvarar 3,9 kWh per ton TS processad åkerböna. Energiförbrukningen för att pressa briketter uppskattades från Nilsson & Bernesson (2008) och antogs vara 0,19 MJ per kg TS (briketter) för en kolvpress vilket motsvarar 26,5 kWh per ton TS processad åkerböna.

3.13 Referensprodukter

För emissionsdata för referensprodukterna se Bilaga C.

3.13.1 *Protein*

Proteinet jämförs med flera produkter: torkad och pelleterad drank (en biprodukt från spannmålsbaserad etanolproduktion), sojamjöl som samproduceras med sojaolja och ExPro® som är ett värmebehandlat rapsmjöl som samproduceras med rapsolja. Ekonomisk allokering har använts i samtliga tre studier, med undantag för studien på drank. Tillsammans med etanol och drank produceras även biogas, systemexpansion användes för biogasen medan allokeringen mellan etanol och drank hanterades med ekonomisk allokering (Flysjö m.fl. 2008).

Proteinfoder har mycket olika egenskaper och är därför svårt att jämföra baserat på fodermedlens vikt. Som underlag för jämförelsen presenteras fodermedlens nutritionella egenskaper i Tabell 11. Observera att fodervärdet för det egenproducerade fodermedlet ska tolkas med försiktighet då det baserats på en grov uppskattning. Vidare så är det viktigt att beakta aminosyrasammansättningen i proteinet, vilken inte var känt för det egenproducerade proteinfodret. Det egenproducerade proteinfodret innehåller mer stärkelse än de andra fodermedlen. Mängden stärkelse i det egenproducerade fodret baseras på antagandet att 10 % av stärkelsen inte separeras från bönan och följer med i proteinfraktionen.

Tabell 11. Näringsinnehåll (g/kg TS) i det egenproducerade fodermedlet och andra fodermedel

	Böna/lösningsprotein	Sojamjöl ¹	Agrodrank ²	ExPro ® ³
Torrsubstans	85 %	88 %	88 %	90 %
Råprotein	510	490	335	385
Stärkelse	71	47	12	4
Effektiv fiber	216	51	178	Ingen data
Växttråd	216	Ingen data	95	139
Råfett	Ingen data	184	68	40
Aska	43	49	55	75
Energi (MJ/kg TS) ⁴	Ingen data	11,5	13,5	12,2

¹Banaszkiewicz (2011) utom torrsubstans som hämtats från Dalgaard m.fl. (2008)

²Lantmännen Agroetanol (2013)

³AarhusKarlshamn Sweden AB (2014)

⁴Avser energiinnehållet för idisslare

Klimatpåverkan från sojamjölproduktion beräknades med data från Dalgaard m.fl. (2008) se Bilaga C. Dalgaard m.fl. (2008) beräknade direkta och indirekta lustgasemissioner baserat på IPCC 2000. Klimatpåverkan beräknades om med karakteriseringsfaktorer från IPCC (2007) och emissionsfaktorer enligt IPCC (2006) vilket innebär att emissionsfaktorer för applicerat kväve, kväve i skörderester och indirekta emissioner från ammoniak utsläpp ändrats från 0,0125 till 0,01 samt att lustgasemissioner från biologiskt fixerat kväve inte inkluderats. Emissionsfaktorn för kväveläckage har ändrats från 0,025 till 0,0075. Direkta och indirekta markanvändningseffekter på markkol har inte inkluderats i studien (Dalgaard m.fl. 2008).

Utsläppsdata för torkad drank hämtades från Flysjö m.fl. (2008). I studien av Flysjö m.fl. (2008) användes karakteriseringsfaktorer från IPCC 2001, därför beräknades klimatpåverkan om med karakteriseringsfaktorer från IPCC 2007. Resultatet presenteras i denna studie per kg TS fodermedel och inte per kg foder som i Flysjö m.fl. (2008). Inventeringsdata för ExPro ® hämtades från Flysjö m.fl. (2008) och presenteras i bilaga C. Transporten från extraktion till foderfabrik (360 km) inkluderades inte eftersom motsvarande transport inte inkluderats för sojan eller för det egenproducerade fodermedlet. Emissionsfaktorer från IPCC (2006) samt karakteriseringsfaktorer från IPCC (2007) användes för beräkningen.

3.13.2 Drivmedel

Etanolen jämförs med bensen, 1 MJ etanol motsvarar 1,01 MJ bensen (JRC 2011a). En energidensitet på 21,1 MJ per liter antogs (Gode m.fl. 2011). Klimatpåverkan från 1 MJ bensen antogs vara 0,083 kg CO₂ekv per MJ (Gode m.fl. 2011). Fysisk allokering användes för att allokera mellan bensen och andra raffinaderiprodukter.

Etanolen jämförs även med etanol producerad från vete och etanol producerad från sockerbetor värden för båda är hämtade från Miljöfaktaboken 2011 (Gode m.fl. 2011). Dessa etanolberäkningar är baserade på Börjesson m.fl. (2010). Börjesson m.fl. (2010) inkluderar även effekter av markanvändningsförändringar, motsvarande kolförändringar på ¼ av arealen (från

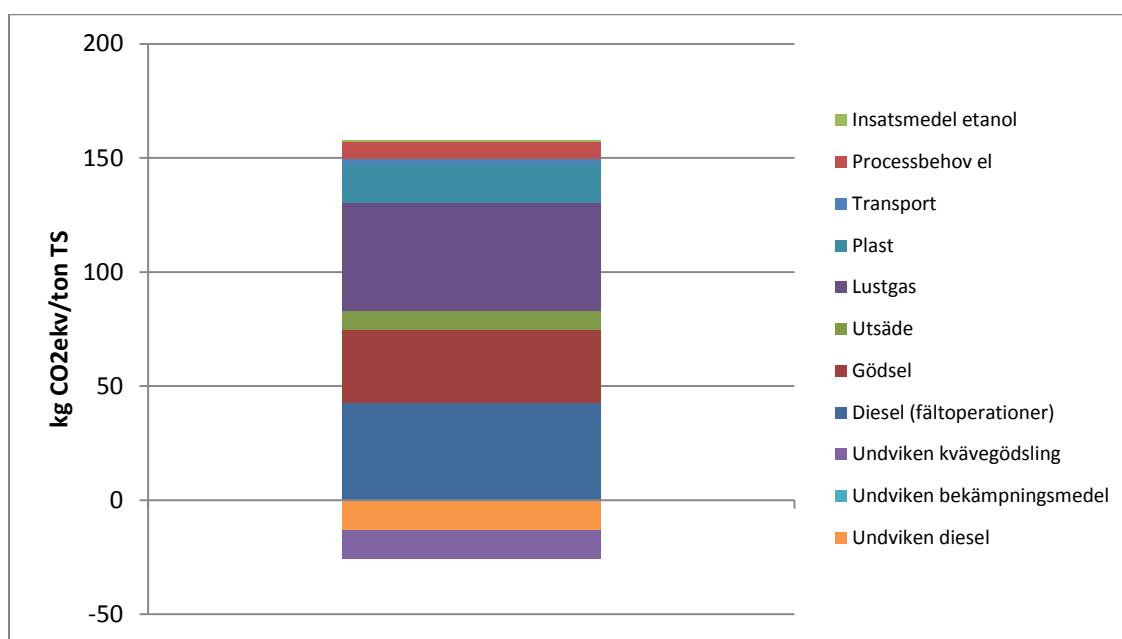
referensen ogödslad och gräsbevuxen åkermark). Markkolsförändringar har inte inkluderats i denna studie, därför inkluderas det inte heller för referensprodukterna. Energiallokering har använts för att allokera emissionerna mellan etanol och biprodukten drank (Gode m.fl. 2011).

3.13.3 Bränslebriketter

Referensprodukter för bränslebriketter var skogsflis, flis av gallringsvirke och pellets gjord på träåvara (Gode m.fl. 2011). För skogsflis samt pellets har massallokering använts.

4 RESULTAT

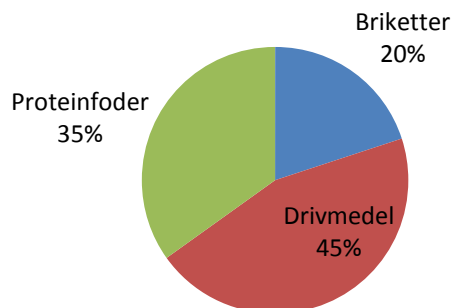
Figur 8 visar klimatpåverkan per ton TS ensilerad åkerböna inklusive odling, skörd, transport och energi till bioraffinaderiet. Figuren visar betydelsen av olika delprocesser. Dieselanvändning för fältoperationer samt lustgasemissioner har störst påverkan, båda med respektive ca 30 % av den sammanlagda klimatpåverkan. Gödsel och plast har också en betydande påverkan. Processenergi och inputs i förädlingen har relativt liten påverkan. Staplarna som visar på en negativ klimatpåverkan representerar minskad klimatpåverkan på grund av minskat behov av bekämpningsmedel, diesel och gödsel i växtföljden, detta bidrar med en reduktion av klimatpåverkan med ca 16 %. Minskat användande av bekämpningsmedel har en mycket liten inverkan på reducerad klimatpåverkan, men har en inverkan på andra miljöpåverkanskategorier så som toxicitet, som dock inte har inkluderats i denna studie.



Figur 8. Klimatpåverkan per ton TS ingående biomassa. Inkluderar odling, skörd, transporter och processning.

Sammanfattningsvis ger hela processen upphov till emissioner av ca 130 kg CO₂ekv per ton processad biomassa. Klimatpåverkan fördelas mellan de tre produkterna baserat på ekonomisk allokering enligt Figur 9. Etanolen får bära den största delen av klimatpåverkan eftersom det

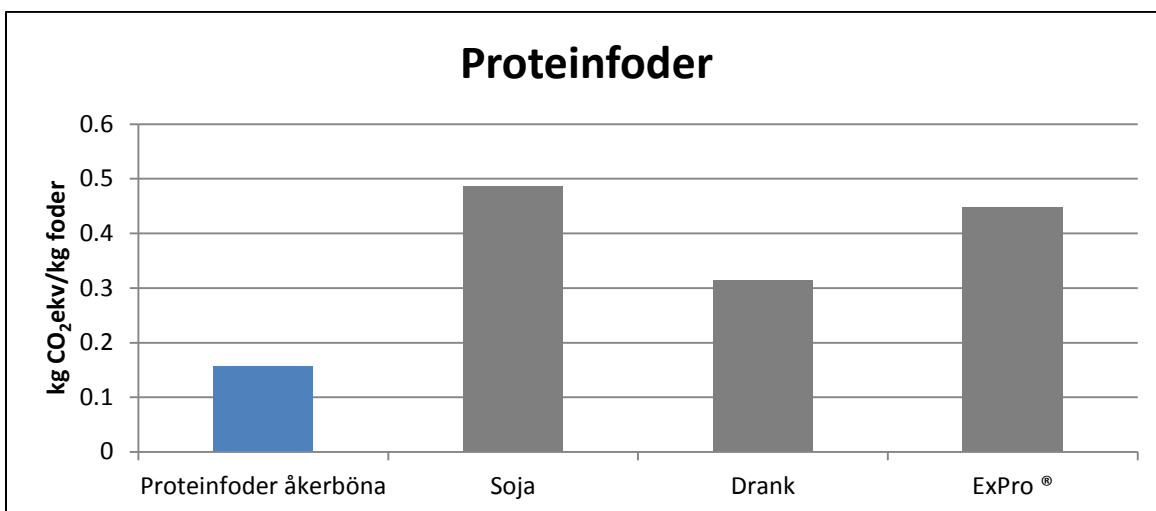
sammanlagda ekonomiska värdet på etanolproduktionen är större än för de två andra produkterna och därmed blir allokerad en större andel av utsläppen.



Figur 9. Fördelning av klimatpåverkan på de tre produkterna.

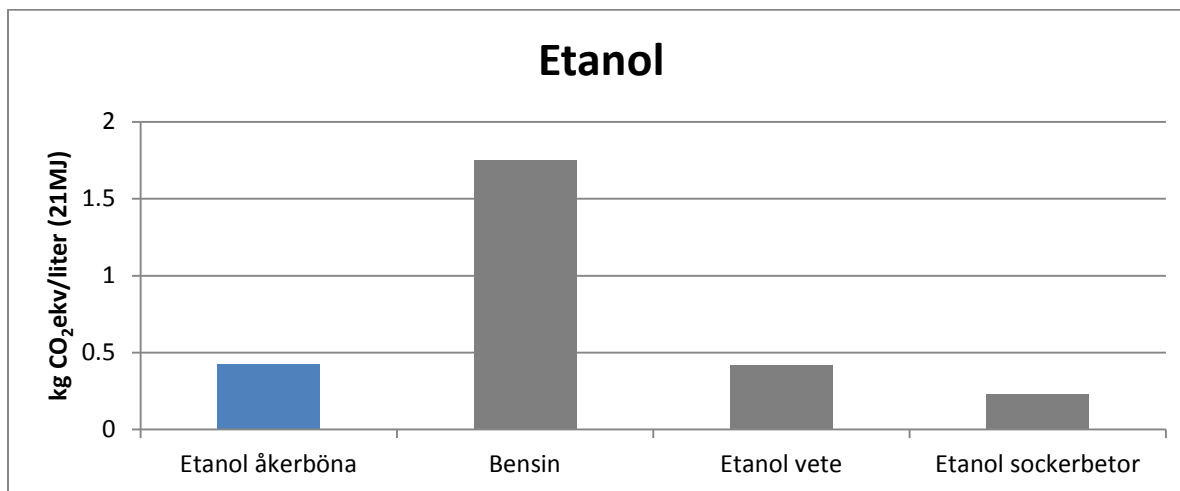
4.1.1 Jämförelse med referensprodukter

Figur 9- Figur 12 visar resultatet för 1 kg proteinfoder, 1 liter etanol och 1 kWh bränslepellets, jämfört med respektive referensprodukter. Referensprodukter är produkter med liknande eller samma funktionalitet som den studerade produkten. För proteinfodret och briketterna är det svårt att hitta produkter med liknande funktion eftersom det är obeprövade produkter på marknaden. Detta resultat bör därför inte tolkas som att t.ex. 1 kg egenproducerat proteinfoder ersätter 1 kg Expro på marknaden, andra faktorer så som proteinkvalité, smaklighet och näringsvärde påverkar jämförelsen. Dessa faktorer har inte tagits hänsyn till här. Baserat på kg proteinfoder (TS) har proteinfodret producerat i bioraffinaderiet betydligt lägre klimatpåverkan än referensprodukterna. Även i förhållande till drank som även det samproduceras med etanol. Proteinfodrets klimatpåverkan uppskattades till ca 0,16 kg CO₂ekv per kg TS proteinfoder, ca 50-68 % lägre än de undersökta referensprodukterna.



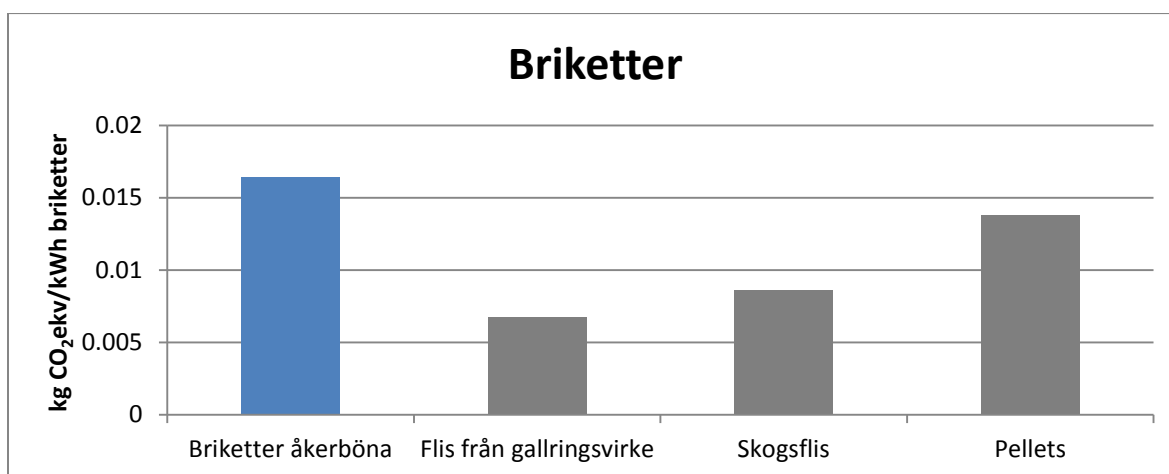
Figur 10. Klimatpåverkan för proteinfoder jämfört med referensprodukter.

Etanol som produceras i bioraffinaderiet har ungefär samma klimatpåverkan som spannmålsbaserad etanol (från vete) (Figur 11). I resultaten så är distribution inkluderat i spannmåls- och sockerbetsetanolen men inte i den egenproducerade etanolen. Bensin i figuren motsvarar ca 21,2 MJ dvs. samma energimängd som 1 liter etanol. Klimatpåverkan per liter etanol uppskattades till ca 0,43 kg CO₂ekv, ca 75 % lägre än bensin, men 2,5 % högre än veteetanol och ca 84 % högre än etanol gjord på sockerbetor.



Figur 11. Klimatpåverkan för etanol jämfört med referensprodukter.

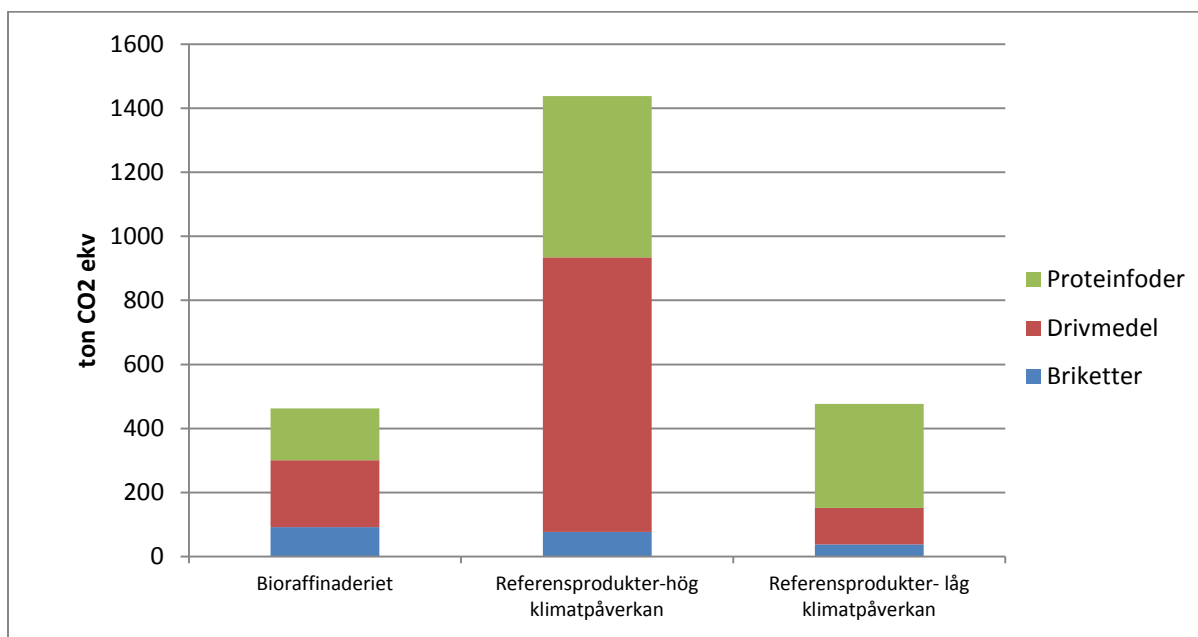
Briketterna producerade i bioraffinaderiet har en högre klimatpåverkan än jämförbara bränslen så som skogsflis och även en högre påverkan än mer förädlade bränslen med högre bränslekvalitet så som pellets. Klimatpåverkan per kWh briketter uppskattades till ca 16 g CO₂ekv, vilket var nästan 1,4 gånger högre än flis från gallringsvirke och 90 % högre än skogsflis och 18 % högre än pellets. Ingen information om bränsleegenskaperna hos halm från åkerböna kunde hittas, men bränsleegenskaper hos spannmålshalm brukar beskrivas som betydligt sämre än pellets baserad på skogsråvara.



Figur 12. Klimatpåverkan för briketter jämfört med referensprodukter.

Den årliga produktionen av ca 1 000 ton proteinfoder, 490 m³ etanol och 5 600 MWh briketter har i Figur 13 jämförts med produktion av samma mängd referensprodukter. Den sammanlagda klimatpåverkan från bioraffinaderiet är 3 % lägre än referensprodukter med låg klimatpåverkan. Skillnaden mellan bioraffinaderiet och referensprodukterna med låg klimatpåverkan är att etanolen står för en något högre del av den sammanlagda klimatpåverkan för bioraffinaderiet, medan proteinfodret är dominerande bland referensprodukterna.

Jämfört med motsvarande produktion med hög klimatpåverkan står bioraffinaderiet för en minskning med hela 68 %. Observera att distribution av produkterna inte ingår i studien av bioraffinaderiet medan distribution till kund är inkluderat i flera av referensprodukterna, detta uppskattas dock ha en marginell påverkan på resultatet.



Figur 13. Klimatpåverkan från den årliga produktionen från bioraffinaderiet jämfört med motsvarande produktion av referensprodukter, referensprodukter med hög klimatpåverkan är pellets, sojamjöl och bensin, referensprodukter med låg klimatpåverkan är flis från gallringsvirke, drank och etanol producerad från sockerbetor.

5 KÄNSLIGHETANALYSER

Ett antal känslighetsanalyser genomförts för att undersöka betydelsen av viktiga antaganden som gjorts i studien. Analyserna beskrivs var för sig nedan och resultaten presenteras i Tabell 13.

5.1 Beskrivning av känslighetsanalyser

5.1.1 Känslighetsanalys 1: Ökad vattenhalt i produkter som torkas

I grundfallet antogs att vattenhalten på produkterna som torkas (proteinfodret och halmen) var 40 %. I känslighetsanalysen antogs att dessa produkter innehåller 50 % vatten. Energibehovet för

torkning ökar då från 542 kWh per ton TS till 910 kWh per ton TS vilket innebär att överskottet av briketter minskar från 5 600 MWh per år till ca 4 300 MWh per år. När överskottet ändras så ändras även allokeringfaktorerna (Tabell 12). Resultatet visar på en 5 % ökning av klimatpåverkan för alla tre produkter (Tabell 13).

5.1.2 Känslighetsanalys 2: Proteininnehåll i hela växten

I den andra känslighetsanalysen undersöks inverkan av proteininnehållet i hela växten. I grundanalysen antogs att hela växten hade en proteinhalt på ca 23 %. Detta baserades på analyser. Proteinhalten i hela åkerböror har i andra studier visat sig vara lägre. Därför antogs i känslighetsanalysen ett proteininnehåll på 17,3 % i linje med resultaten i studien av Vicente m.fl. (2006). Proteinfoderproduktionen blir då 222 kg per ton TS med ca 100 kg protein per ton TS åkerböna, jämfört med ca 296 kg proteinfoder varav 151 kg protein i grundanalysen. En lägre proteinhalt i växten påverkar även sammansättningen av proteinfodret, vilket har inte analyserat i denna känslighetsanalys. Resultatet visar att klimatpåverkan för samtliga tre produkter skulle öka med 9 % om proteinhalten på hela åkerbönan var lägre.

5.1.3 Känslighetsanalys 3a och b: Pris på proteinfodret

Priset på proteinfodret uppskattades till 95 % av rapsmjölpriset (se Allokeringmetod). Proteinfodret i denna studie är en oprövad produkt och priset på markanden är inte känt. I känslighetsanalys 3a undersöks därför effekten av ett halverat pris på proteinfodret vilket motsvarar 1,2 SEK per kg proteinfoder. Allokeringfaktorn förändras och proteinfoder allokeras en mindre del av den totala klimatpåverkan. Detta resulterade i att klimatpåverkan av proteinfodret minskade med 40 % medans klimatpåverkan för de två andra produkterna, etanol och briketter ökade med vardera 21 %. I känslighetsanalys 3b ökas istället priset till världsmarknadspriset på sojamjöl som uppskattades till 3,10 SEK. Denna prisökning på proteinfodret innebär att 46 % av klimatpåverkan allokeras på proteinfodret (tabell 12).

Tabell 12. Förändring i allokeringsfaktorer vid känslighetsanalyser

Allokeringsfaktorer	Grund- analysen	Känslighets- analys 1	Känslighets- analys 2	Känslighets- analys 3a	Känslighets- analys 3b
Proteinfoder (kg/ton TS)	35 %	37 %	29 %	21 %	46 %
Etanol (liter/ton TS)	45 %	47 %	49 %	55 %	38 %
Briketter (kWh/ton TS)	20 %	16 %	22 %	24 %	17 %

5.1.4 Känslighetsanalys 4. Ingen jordbearbetning höst

Kväveläckaget uppskattades baserat på modellen som presenteras i Aronsson och Torstensson (2004). En mängd olika faktorer påverkar kväveläckaget och flera tas hänsyn till i modellen, bland annat tidpunkt för jordbearbetning. I denna studie antas att höstvetet sås efter åkerbönan och att jordbearbetningen därför sker tidig höst. Ingen plöjning krävs mellan åkerbönan och höstvetet utan en lättare jordbearbetning är tillräckligt (Lundh, 2014-02-09, personlig kommunikation). I modellen (Aronsson och Torstensson, 2004) görs ingen skillnad på plöjning och lättare

jordbearbetning, utan det är tidpunkten för första jordbearbetningen efter skörd som ska inkluderas i modellen. Försök har visat att även lättare jordbearbetning har ganska stor påverkan på utlakningen (Aronsson, 2014-09-14, personlig kommunikation). För att illustrera effekten av betydligt senare eller ingen jordbearbetning har bearbetningsfaktorn ändrats till ingen bearbetning i känslighetsanalys 4. Kväveläckaget minskade då från 30,3 kg N per ha till 17,6 kg N per ha. Lustgasemissioner från odlingen minskar från 1,14 kg N₂O per ha till 0,99 kg N₂O per ha. Totala emissioner från processen minskar från 462 ton CO₂ekv per år till 439 ton CO₂ekv per år, vilket motsvara en minskning på ca 5 %.

5.1.5 Känslighetsanalys 5: Lägre skörd

I känslighetsanalys 4 ändrades skörden så att den motsvarar normskörd (se Skörd ovan) vilket är ca 5 700 kg TS per ha (inklusive böna och halm). En förändrad skörd påverkar inte allokeringen men gör att betydligt mindre mängd produkter delar på miljöpåverkan från odlingen. En lägre skörd skulle ge längre transporter eftersom mer areal krävs för att försörja bioraffinaderiet. I denna känslighetsanalys uppskattades transporten till ca 15 km och arealbehovet till 680 ha, vilket innebär att ca 3 400 ha för hela växtföljden om åkerböna återkommer vart 5:e år. Detta kan jämföras med grundanalysen med ett transportavstånd på 4,3 km och arealbehovet på 490 ha. Klimatpåverkan ökade med 21 % för alla tre produkter.

5.1.6 Känslighetsanalys 6: Lustgasemissioner

I IPCC (2006) rekommenderas att lustgasemissioner från biologisk kvävefixering ska exkluderas. Detta baseras på Rochette & Janzen (2005) som sammanställt en mängd studier där de finner lite stöd för att lustgasemissionerna vid odling av baljväxter är direkt kopplat till mängden kväve som fixerats, utan mer relaterat till kväve i skörderester. De direkta lustgasemissionerna som inkluderat i denna studie baseras på mängden kväve i skörderester och ligger på 0,78 kg N₂O per ha och år. Medelvärde för ettåriga baljväxter är 1 kg N₂O-N per ha och år (Rochette & Janzen 2005) vilket motsvarar 1,57 kg N₂O per ha och år. I en känslighetsanalys användes emissionsvärdet 1,57 kg N₂O per ha och år istället för 0,78 kg N₂O per ha och år för direkta lustgasemissioner. Detta resulterar i en ökning av klimatpåverkan med 27 % för samtliga tre produkter.

Kort kan nämnas att den äldre IPCC (1996) metoden hanterar fixerat kväve på samma sätt som övrigt applicerat kväve (på samma sätt som t.ex. handelsgödsel). Mängden kväve som fixeras av åkerböna (europiskt medel) kan grovt uppskattas till 153 kg per ha (Peoples m.fl. 2009) och emissionsfaktorn är 0,01 (IPCC, 2006). Mängden lustgasemissioner från skörderester skulle ligga kvar som i grundanalysen. Om denna metod skulle användas så skulle direkta lustgasemissioner vara betydligt högre och det skulle innebära en ökning av klimatpåverkan på hela 80 % för varje produkt i denna studie.

5.1.7 Känslighetsanalys 7: Ändrat kväveutlakning för sojan

Kväveutlakning för soja i Dalgaard m.fl. (2008) uppskattades i artikeln genom en kvävebalans. Eftersom mer kväve skördas (152 kg N per ha och år) än vad som fixeras (132 kg N per ha och år) antogs inget kväveläckage. I känslighetsanalys 5 antogs samma kväveläckage som antagits i Flysjö m.fl. (2008) 93 kg NO₃ per ha och år vilket motsvarar 0,16 kg N₂O per ha i indirekta

lustgasemissioner. Denna ändring påverkar inte grundanalysen och resultatet visas därför bara i tabell 14.

5.1.8 Känslighetsanalys 8: Markkolsförändringar under sojaodling

Sojamjöl producerat i Sydamerika har förknippats med storskaliga markanvändningsförändringar vilket leder till koldioxidutsläpp. Indirekta markanvändningseffekter av sojaodling har inte inkluderats i denna studie och inte heller indirekta effekter åkerbönsodlingen. Förändringar i markkol som en följd av markanvändningsförändringar på grund av sojaodling har inkluderats av Flysjö m.fl. (2008) och uppskattades till 715 kg CO₂ per ha och år. I känslighetsanalys 8 undersöks hur stor påverkan denna effekt har på resultatet då grundanalysen jämförs med motsvarande produkter med hög klimatåverkan. Denna förändring påverkar inte grundanalysen, och resultatet presenteras därför endast i tabell 14. Klimatpåverkan för sojamjöl blir i denna känslighetsanalys 0,75 kg CO₂ekv per kg TS sojamjöl, jämfört med 0,49 i grundanalysen.

5.2 Resultat av känslighetsanalyser

Resultatet från känslighetsanalys 1-8 presenteras i tabell 13-14. I tabell 13 jämförs resultaten för de tre produkterna och i tabell 14 presenteras resultatet för den årliga produktionen och jämförelse med produktion av referensprodukter.

Tabell 13. Resultat för känslighetsanalyserna i kg CO₂ekv per kg proteinfoder, liter etanol och kWh briketter förändring från grundanalysen presenteras inom parantes (förändrat kväveläckage för sojan är inte med eftersom det endas påverkar referensprodukterna)

	Proteinfoder (kg CO ₂ ekv /kg foder)	Etanol (kg CO ₂ ekv /liter etanol)	Briketter (kg CO ₂ ekv /kWh)
Grundanalysen	0,16	0,43	0,016
1. Ökad vattenhalt på produkter som torkas	0,16 (+5 %)	0,45 (+5 %)	0,017 (+5 %)
2. Minskat proteininnehåll i åkerbönan	0,17 (+9 %)	0,47 (+9 %)	0,018 (+9 %)
3a. Förändrat pris på proteinfoder	0,10 (-40 %)	0,52 (+21 %)	0,020 (+21 %)
3b. Förändrat pris på proteinfoder	0,20 (+30 %)	0,36 (-16 %)	0,014 (-16 %)
4. Ingen jordbearbetning höst	0,15 (-5 %)	0,41 (-5 %)	0,016 (-5 %)
5. Lägre skörd (normskörden)	0,19 (+21 %)	0,52 (+21 %)	0,020 (+21 %)
6. Lustgasemissioner för fixerat kväve	0,20 (+27 %)	0,54 (+27 %)	0,021 (+27 %)
7. Kväveläckage sojamjöl	-	-	-
8. Markkolsförändringar sojan	-	-	-

Tabell 14 visar den totala klimatpåverkan per år för bioraffinaderiet och skillnaden (i procent) jämfört med samma mängd produkter producerade med låg respektive hög klimatpåverkan. I flera av känslighetsanalyserna innebär det förändrade antagandet att bioraffinaderiets produktion får en högre klimatpåverkan än motsvarande produkter producerade på andra sätt med låg klimatpåverkan, det gäller känslighetsanalys 2 med minskat proteininnehåll i växten,

känslighetsanalys 5 med en lägre skörd samt känslighetsanalys 6 med andra antaganden vad gäller lustgasemissioner från fixerat kväve. Klimatpåverkan per år är samma för många av känslighetsanalyserna, skillnaden ligger i en förändrad (minskad) produktion av en eller flera av produkterna. I känslighetsanalys 1 går det åt mer briketter för att torka produkterna, därför blir överskottet av briketter lägre. I känslighetsanalys 2 där proteininnehållet i åkerbönan minskades blir produktionen av proteinfoder lägre. I känslighetsanalys 3 med ett förändrat pris på proteinfodret förändras inget eftersom den sammanlagda klimatpåverkan blir den samma för produkterna, klimatpåverkan fördelas bara olika mellan produkterna. Störst påverkan har ett förändrat antagande vad gäller lustgasemissioner samt när markkolsförändringar inkluderats för sojamjålet. När medelvärdet för lustgasemissioner från ettåriga baljväxter används så har produktionen i bioraffinaderiet 23 % högre klimatpåverkan än motsvarande mängd produkter av drank, etanol producerad från sockerbeter samt flis från gallringsvirke. När indirekta markanvändningseffekter inkluderats i analysen av sojan blir klimatreduktionen hela 73 % för bioraffinaderiets produktion jämfört motsvarande produktion med hög klimatpåverkan.

Tabell 14. Total klimatpåverkan för den årliga produktionen (ton CO₂ekv) och skillnaden (i procent) jämfört med motsvarande mängd produkter producerad med låg respektive hög klimatpåverkan, ett plus indikerar att produktionen från bioraffinaderiet har en högre klimatpåverkan än jämförbara produkter och ett minus att klimatpåverkan är lägre än jämförbara produkter

	Klimatpåverkan i ton CO ₂ ekv/år	Jämf. med ref. låg klimatpåverkan ¹	Jämf. med ref. hög klimatpåverkan ²
Grundanalysen	462	-3,1%	-68%
1. Ökad vattenhalt på produkter som torkas	462	-1,2%	-67%
2. Minskat proteininnehåll i åkerbönan	462	+16%	-65%
3. Förändrat pris på proteinfoder	462	-3,1%	-68%
4. Ingen jordbearbetning höst	439	-8,0%	-69%
5. Lägre skörd (normskörden)	561	+18%	-61%
6. Lustgasemissioner för fixerat kväve	586	+23%	-59%
7. Kväveläckage sojamjöl	462	-3,1%	-68%
8. Markkolsförändringar sojan	462	-3,1%	-73%

¹ Skillnaden mellan klimatpåverkan för totala produktionen i bioraffinaderiet och motsvarande mängd produkter av drank, etanol producerad från sockerbeter samt flis från gallringsvirke.

² Skillnaden mellan klimatpåverkan för totala produktionen i bioraffinaderiet och motsvarande mängd produkter av sojamjöl, bensin och pellets från skogsråvara.

6 DISKUSSION

Bioraffinaderiet som beskrivs i denna studie har många likheter med den kategori bioraffinaderier som kallas gröna bioraffinaderier (Kamm & Kamm 2007). Det gröna bioraffinaderiet kännetecknas av att grön biomassa som inte är torkad, processas i bioraffinaderiet och att det produceras en pressjuice och en presskaka. Processen där blöt biomassa delas upp i en pressjuice och en presskaka kallas *green crop fractionation*. Ett antal slutprodukter är relevanta för

pressjuicen vilka är bland annat mjölksyra, aminosyror, etanol och proteiner, medans aktuella produkter från presskakan är foder i form av grönpellets, pelleterat fast bränsle, råmaterial för syntetisk gas och vidare förädling till syntetiska biodrivmedel och råmaterial för biogasproduktion (Kamm & Kamm 2007).

Följaktligen så finns det en mängd alternativa produkter och processmetoder som är intressanta för bioraffinering av ensilerad åkerböna utöver proteinfoder, etanol och briketter som är fokus i denna studie. Vilka processer och slutprodukter som är lämpliga beror på ett flertal förutsättningar, bland annat vilka tekniker som finns tillgängliga på kommersiell användning och är ekonomiskt gångbara beroende på bioraffinaderiets årliga produktion, individuellt intresse och kunskap hos bioraffinaderiägaren samt efterfrågan på olika produkter.

Att producera drivmedel från biomassa är ofta intressant ur ett miljöperspektiv, eftersom transportsektorn i Sverige är fossilberoende till 92 % (Energimyndigheten 2012). Förnyelsebara drivmedel så som etanol eller biogas är av den anledningen eftertraktade. I stället för att producera briketter skulle biogas kunna produceras från halmen. Energiutbytet är antagligen sämre vid biogasproduktion istället för brikettproduktion, men biogas kan i uppgraderad form användas som drivmedel. Ytterligare en fördel med biogasproduktion är att rötresten skulle kunna användas som biogödsel. När hela växten skördas ökar risken för att markkol och växtnäringsämnen förloras (Jensen m.fl. 2012; Peoples m.fl. 2009). Återföring av rötresten från biogasproduktionen skulle kunna minska denna risk.

En alternativ metod till den etanolproduktion som inte studerats i denna studie är att använda hela bönan för att producera etanol utan separation av stärkelse och protein före fermentering. Då skulle den proteinrika restprodukten från processen kunna användas som foder. Fermentering av ärtmjöl av hel ärt har testats i labbskala av Nichols m.fl. (2005), de fann att stärkelsen i ärt kan fermenteras till etanol, både från ärtmjöl och från stärkelse separerad från ärtmjöl. Processen att fermentera oseparatorat ärtmjöl resulterade i en 96 % fermentering av stärkelsen i ärten, men det krävde ett processteg med upphettning till 120 grader, något som inte en separerad stärkelsefraktion krävde. Nichols m.fl. (2005) menar dock att fermentering av oseparatorat ärtmjöl kan vara mer kostnadseffektivt eftersom ingen fraktionering krävs.

En minskad köttkonsumtion är önskvärd ur ett miljöperspektiv. Animaliska produkter, speciellt nötkött har stor klimatpåverkan (Röös 2012). Hela bönan alternativt proteinfaktionen från bönan skulle kunna användas som livsmedel. Detta alternativ är inte undersökt i denna studie. Vegetariska livsmedel har generellt lägre klimatpåverkan än animaliska. Proteinrika vegetariska produkter som ersätter animaliska produkter har stor potential att minska klimatpåverkan från livsmedelskonsumtionen. Det är därför intressant att undersöka alternativ som möjliggör att proteinfaktionen från bioraffinaderiet kan användas som livsmedel.

Intresset för lokalodlat proteinfoder grundas i möjligheter att förbättra gårdsekonomin, öka självförsörjandegraden men också att minska miljöpåverkan (LRF 2012). Utöver kvalitet är priset avgörande för hur proteinfodret som produceras i det studerade bioraffinaderiet står sig på proteinfodermarkanden (Bertilsson, 2013-12-19, personlig kommunikation). För att proteinfodret ska vara klimatomkostigt så krävs att det ersätter fodermedel som har en högre klimatpåverkan. Proteinfodrets effekter på marknaden är svåra att bedöma. För att bedöma vilka produkter som minskar (eller ökar) som en följd av att ett nytt proteinfoder introduceras är det fördelaktigt att titta på hela foderstater. Denna metod har använts av t.ex. Davis m.fl. (2006) som

studerade den miljömässiga fördelen med att använda lokalt odlat proteinfoder istället för importerat foder i Västra Götaland. Där introduceras en mängd olika fodermedel, som ärtor och bönor, mer rapsmjöl, potatisprotein, mer spannmål osv. dessa förändringar orsakar ett minskat behov av sojamjöl, melass, betför och grönfodermjöl (Davis m.fl. 2006). Resultatet i studien (Davis m.fl. 2006) visade på en liten klimatvinst med en minskning på ca 5 %, samt en minskning av fossil energianvändning på ca 10 % vilket framför allt beror på minskat behov av transporter. En liknande metod användes av Strid Eriksson m.fl. (2005) som studerade miljöeffekter av att introducera ärtor i foderstater för grisar. Två alternativa foderstater presenteras där t.ex. 1 kg ärtor tillsammans med 0,87 kg korn och 0,6 kg rapskaka ersätter 1,9 kg vete, 0,57 kg och 5,2 g syntetiskt lysin. Åkerböna som råvara är inte ultimata som kofoder eftersom den har relativt högt EPD-värde. EPD-värdet beskriver proteinets vomstabilitet och ett högt värde visar att mer protein bryts ner i vommen (Bertilsson m.fl. 2003) vilket ger ett sämre fodervärde för nöt. Därför skulle det vara intressant att undersöka proteinfodrets egenskaper som grisfoder. EPD-värdet på det egen producerade proteinfoderet är inte känt i denna studie.

För att kunna bedöma miljöeffekter av det proteinfodret som produceras i denna studie så skulle dels foderanalyser behöva göras samt analyser av den nya produktens effekter på en komplex foderstat. En initial analys av proteinfodrets roll i en förenklad foderstat indikerar att proteinfraktionen från bönan kan ersätta ungefär lika delar vall och proteinkoncentrat (Bertilsson, 2013-12-20, personlig kommunikation). Den maximala mängden av proteinfraktionen som kan ingå i en foderstat är ungefär 2,5 kg per ko och dag, vilket motsvarar ungefär 1 000 kg per år (Bertilsson, 2013-12-20, personlig kommunikation). Årligen produceras ca 1 000 ton proteinfoder i bioraffinaderiet. Teoretiskt så skulle ca 17 % av foderstaterna för mjölkkor i Västra Götaland behöva den maximala mängden proteinfoder för att det skulle finnas avsättning i länet (baserat på ca 60 000 mjölkkor i Västra Götaland medel från år 2008-2012 (SJV 2013)).

Eftersom demonstrationsanläggningen för bioraffinaderiet inte var färdigställd när denna studie genomfördes så baserades mycket av datainsamlingen på en litteraturstudie och delvis egna antaganden. Detta medför att dataosäkerheten i studien är mycket stor för flera parametrar. Betydelsen av flera avgörande val av data och antaganden undersöktes i känslighetsanalyser. Antaganden vad gäller lustgasemissioner från biologiskt fixerat kväve samt skördenivåer hade störst påverkan på resultatet.

7 SLUTSATSER

Att investera och driva det studerade bioraffinaderiet kan ge stora klimatvinster, men är högst beroende på vilka produkter som kan ersättas på marknaden. Om bioraffinaderiets produkter ersätter andra produkter med som redan har en låg klimatpåverkan t.ex. etanol från vete och drank, kan en minskning om ca 3 % uppnås. I känslighetsanalysen kunde även en ökad klimatpåverkan noteras under vissa förutsättningar. Om produkter med hög klimatpåverkan kan ersättas kan dock en minskning på ca 68 % uppnås. Jämfört med produktionsmetoder med hög klimatpåverkan finns det alltså en stor potential att reducera klimatpåverkan. Anledningen till denna reducerande potential är framförallt etanolproduktionen som kan minska förbrukningen av fossila bränslen. Vad det gäller proteinfodret som produceras i bioraffinaderiet är det dock mycket osäkert vad denna produkt har för kvalitéer och därmed vilka effekter denna produkt kan ha på förbrukningen av andra proteinfoder. Därför är den reducerande effekterna på klimatpåverkan från en introduktion av denna produkt osäker.

Proteinfodrets klimatpåverkan uppskattades till 0,16 kg CO₂ekv per kg foder (TS) vilket är 50-68 % lägre än referensprodukterna. Klimatpåverkan per liter etanol uppskattades till ca 0,43 kg CO₂ekv vilket är jämförbart med etanol producerat från vete, minskningen från bensin är ca 76 % medans det är ca 84 % högre än etanol gjord på sockerbetor. Briketterna hade en klimatpåverkan på ca 16 g CO₂ekv, vilket är ca 1,4 gånger högre än flis från gallringsvirke, 19 % högre än pellets och 90 % högre än skogsflis.

REFERENSER

- Ahlgren S., Rööf E., Di Lucia L., Sundberg C. & Hansson P.-A. 2012. EU sustainability criteria for biofuels: uncertainties in GHG emissions from cultivation. *Biofuels* 3, pp. 399-411.
- Ahlgren S., Hansson P.-A., Kimming M., Aronsson P. & Lundkvist H. 2009. Utsläpp av växthusgaser vid odling av grödor för biodrivmedel samt produktion av biogas från gödsel - tillämpning av Europaparlamentets och rådets direktiv om främjandet av användningen av energi från förnybara energikällor. Dnr SLU ua 12-4067/08. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Aronsson H. & Torstensson G. 2004. Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen Beskrivning av ett pedagogiskt verktyg för beräkning av kväveutlakning från enskilda fält och gårdar. *Ekohydrologi* 78. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Banaszkiewicz T. 2011. Nutritional Value of Soybean Meal. In: El-Shemy H.A. (ed) *Soybean and Nutrition*. InTech. Rijeka, Croatia. ISBN: 978-953-307-536-5.
- Barona E., Ramankutty N., Hyman G. & Coomes O.T. 2010. The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters* 5 (2):024002.
- Berglund M. & Börjesson P. 2003. Energianalys av biogassystem. Rapport nr. 44. Institutionen för teknik och samhälle, Lunds tekniska högskola, Lund.
- 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 Bioenergy* 30 (1), pp.46-57.
- Bertilsson J., Cederberg C., Emanuekson M., Jonasson L., Rosenqvist H., Salomonsson M. & Swensson C. 2003. Närproducerat foder Möjligheter och konsekvenser av en ökad användning av närproducerat foder till mjölkkor. Svensk Mjölkkors Forskning, Rapport nr 7017-P.
- Björnberg., Odelros., Persson. & Alarik. 2005. Vägen mot 100 procent ekologiskt foder till enkelmagade djur. Centrum för uthålligt lantbruk CUL, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Börjesson P., Lundgren J., Ahlgren S. & Nyström I. 2013. Dagens och framtidens hållbara biodrivmedel- Underlags rapport från f3 till utredningen om FossilFri Fordonstrafik. f3 report 2013:13.
- Börjesson P., Tuveson L. & Lantz M. 2010. Life Cycle Assessment of Biofuels in Sweden. Report no. 70. Lund University, Lund.
- Cederberg C. & Flysjö A. 2004. Environmental Assessment of Future Pig Farming Systems- Quantification of Three Scenarios from the FOOD 21 Synthesis Work. SIK-rapport Nr 723 2004, Göteborg.
- Dalgaard R., Schmidt J., Halberg N., Christensen P., Thrane M. & Pengue W.A. 2008. LCA of soybean meal. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (3), pp. 240-254.
- Davis J., Sonesson U. & Flysjö A. 2006. Lokal produktion och konsumtion av baljväxter i Västra Götaland. SIK-rapport Nr 756 2006, Göteborg.
- De Ruijter F., Huijsmans J. & Rutgers B. 2010. Ammonia volatilization from crop residues and frozen green manure crops. *Atmospheric Environment* 44 (28), pp. 3362-3368.
- Drinkwater L.E., Wagoner P. & Sarrantonio M. 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature* 396 (6708), pp. 262-265.

- Dunn J.B., Mueller S., Wang M. & Han J. 2012. Energy consumption and greenhouse gas emissions from enzyme and yeast manufacture for corn and cellulosic ethanol production. *Biotechnol Lett* 34 (12), pp. 2259-2263.
- Ecoinvent Center. 2010 ecoinvent data v2.2 ecoinvent reports no. 1-25. Swiss Center for Life Cycle Inventories. Dübendorf, Switzerland.
- Emanuelsson M., Cederberg C., Bertilsson J. & Rietz H. 2006. Närodlat foder till mjölkkor – en kunskapsuppdatering. Svensk mjölk forskning. Rapport nr 7059-P.
- Energimyndigheten. 2011. Vägledning till regelverket om hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande biobränslen. Version 2.0. Rapport ER 2011:23. Eskilstuna.
- Energimyndigheten. 2012. Hållbara biodrivmedel och flytande biobränslen under 2011. ET 2012:12. Eskilstuna.
- Fearnside P.M. 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28 (1), pp. 23-38.
- Flysjö A., Cederberg C. & Strid I. 2008. LCA-databas för konventionella fodermedel— miljöpåverkan i samband med produktion. SIK-rapport Nr 772 2008, Göteborg.
- Gode J., Martinsson F., Hagberg L., Öman A., Höglund J. & Palm D. 2011. Miljöfaktaboken 2011 Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Rapport 1183. Värmeforsk Service AB, Stockholm.
- IPCC. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. & Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B.Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.
- ISO. 2006a. ISO Norm 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. The International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO. 2006b. ISO Norm 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requierments and Guidelines. The International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- Jensen E.S., Peoples M.B., Boddey R.M., Gresshoff P.M., Hauggaard-Nielsen H., Alves B.J. & Morrison M.J. 2012. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries. A review. *Agronomy for sustainable development* 32 (2), pp. 329-364.
- JRC. 2011a. Tank-to-Wheels Report Version 3c. Well-to-wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context, JRC 65998. Joint Research Center/CONCAWE/EUCAR, Luxembourg. doi:10.2788/79018.
- JRC. 2011b. Well-to-wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Powertrains in the European Context. APPENDIX 2 Description and detailed energy and GHG balance of individual pathways, Joint Research Center, Luxembourg.
- Kamm B. & Kamm M. 2007. Biorefineries- Muliti Product Processes. *Adv Biochem Engin/Biotechnol* 105, pp. 175-204.
- Kirkegaard J., Christen O., Krupinsky J. & Layzell D. 2008. Break crop benefits in temperate wheat production. *Field Crops Res* 107 (3), pp. 185-195.

- Larsson L., Ferm M., Kasimir-Klemedtsson A. & Klemedtsson L. 1998. Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. *Nutrient cycling in agroecosystems* 51 (1), pp. 41-46.
- Larsson S. 2013. Sortvalstabeller 2013 Resultat från sortförsök 2008-2012. Sortprovningen SLU. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Larsson S. & Hagman J. 2012. Sortval i ekologisk odling 2012 Sortförsök 2007-2011. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lemke R., Zhong Z., Campbell C. & Zentner R. 2007. Can pulse crops play a role in mitigating greenhouse gases from North American agriculture? *Agronomy Journal* 99 (6), pp. 1719-1725.
- Lindgren M., Pettersson O., Hansson P-A. & Norén O. 2002. Jordbruks- och anläggningsmaskinernas motorbelastning och avgasemissioner – samt metoder att minska bränsleförbrukning och avgasemissioner. JTI-rapport Lantbruk & Industri 308. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- LRF. 2012. Goda affärer med nära protein. Lantmännens Riksförbund
- Nichols N.N., Dien B.S., Wu Y.V. & Cotta M.A. 2005. Ethanol fermentation of starch from field peas. *Cereal chemistry* 82 (5), pp. 554-558.
- Nilsson D. 1995. Transportation work and energy requirements for haulage of straw fuels. A comparison between the plants at Sätenäs and Svalöv. *Swedish Journal of Agricultural Research* 25 (3), pp. 137-141.
- Nilsson D. 1997. Energy, exergy and emergy analysis of using straw as fuel in district heating plants. *Biomass & Bioenergy* 13 (1), pp. 63-73.
- Nilsson D. & Bernesson S. 2008. Pelletering och brikettering av jordbruksråvaror - En systemstudie. Report 001. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Nyberg A. & Lindén B. 2008. Åkerbönor som förfrukt till vårsäd i ekologiskodling. Rapport 15. Sveriges Lantbruksuniversitet, Skara.
- Peoples M.B., Hauggaard-Nielsen H. & Jensen E.S. 2009. The potential environmental benefits and risks derived from legumes in rotations. *Agronomy monograph* 52, pp. 349-385.
- Rochette P. & Janzen H.H. 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73 (2-3), pp. 171-179.
- Röös E. 2012. Mat-klimat-listan Version 1.0. Rapport 040, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- SCB. & Energimyndigheten. 2013. Trädbränsle- och torvpriser. vol Nr 2/ 2013. Statistiska Centralbyrån och Energimyndigheten.
- SJV. 2004. Odlingsbeskrivningar Trindsäd. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV. 2007. Ekologisk odling av åkerböna Råd i praktiken. Jordbruksinformation 10-2007. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV. 2011a. Jordbruksverkets foderkontroll 2010. Jordbruksverket, Jönköping
- SJV. 2011b. Riktlinjer för gödning och kalkning 2012. Jordbruksinformation 21-2011. Jordbruksverket, Jönköping
- Strid I. & Flysjö A. 2007. Livscykelanalys (LCA) av ensilage- jämförelse av tornsila, plansilo och rundal. Sveriges Lantbruksuniversitet och SIK.
- Strid Eriksson I., Elmquist H., Stern S. & Nybrant T. 2005. Environmental Systems Analysis of Pig Production The Impact of Feed Choice. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10 (2), pp. 143-154.

- Wagner J.J., Nantoume H., Hanson R. & Sorensson D.R. 1990. Whole plant Faba Bean silage as a component of growing steer diets. *SDSU 90-8*, pp. 25-27.
- Vicente F., Martínez-Fernández A., de la Roza B., Soldado A., Pedrol N. & Argamentería A. 2006. Silage quality of faba-bean alone or with triticale growing organically. I: Effect of wilting. In: Sustainable grassland productivity: *Proceedings of the 21st General Meeting of the European Grassland Federation, Badajoz, Spain, 3-6 April, 2006. Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP)*, pp 357-359.

Internet referenser

- AarhusKarlshamn Sweden AB. 2012-09-05. Produktinformation ExPro-OOSF.
<http://www.aak.com/Global/csr/ExPro%20sve.pdf> 2014-01-22.
- Bioenergi portalen. 2011-09-07. Uppvärmning av vatten.
<http://www.bioenergiportalen.se/?p=5577> 2013-11-20.
- Greppa Näringen. 2013-05-08. Odling av åkerbönor förbättrar ekonomin.
<http://www.greppa.nu/vaxtnaringsbalans/ekonomiimiljoatgarder/grisgarden/egenproduceratproteinfoder.4.688ba44d13e5e4787a08000329.html> 2013-12-10.
- Länsstyrelsen i Västra Götaland. år okänt. Maskinkostnadsberäkningar per hektar för olika jordbearbetningssystem.
<http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/SiteCollectionDocuments/sv/lantbruk-och-landsbygd/lantbruk/ditt-foretags-ekonomi/bidragkalkyler/Maskinkostnadsber%C3%A4kningar.pdf> 2014-03-06.
- Lantmännen Agroetanol. 2013-11-06. Produktblad Agrodrank TM 90.
<http://www.agroetanol.se/Global/Foder/Produktblad%20A%2090%201311.pdf> 2013-12-16.
- SJV. 2011c. Åkerbönor i växtföljden. Jordbruksverket. Besökt 2013-03-22
- SJV 2013. Jordbruksverkets statistikdatabas.
<http://statistik.sjv.se/Database/Jordbruksverket/databasetree.asp> 2013.

Personliga meddelanden

Helena Aronsson. Universitetslektor, Mark och miljö, avd för Biogeofysik och vattenvård, SLU Ultuna.

Jan Lundh. Ägare av Ecoetanol at Sweden AB.

Anna Nyberg. Forskningsassistent, Mark och miljö, avd för Precisionsodling och pedometri, SLU Skara.

Sven Bernesson. Institutionen för energi och teknik, SLU Ultuna.

Jan Bertilsson. Professor, HUV, Idisslare, näringslära och skötsel, SLU Ultuna.

Markus Olsson. Försäljnings och marknadsförings ansvarig, Lantmännen Agroetanol.

Bilaga A. Ecoinvent processer

Tabell 1A. Ecoinvent processer som använts i studien

Input	Processnamn
Handelsgödsel (P)	Ammonium nitrate phosphate, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse, RER
Handelsgödsel (K)	Potassium nitrate, as K ₂ O, at regional storehouse, RER
Plast för ensilering	Packaging film, LDPE, at plant, RER
Bekämpningsmedel	Pesticide unspecified, at regional storehouse, RER
Fosforsyra	Phosphoric acid, industrial grade, 85% in H ₂ O, at plant, RER
Svavelsyra	Sulphuric acid, liquid, at plant, RER
Natriumhydroxid	Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant, RER
Kalciumklorid	calcium chloride, CaCl ₂ , at plant, RER
Majs (för stärkelse och glukossirap till enzymproduktionen)	Grain maize IP, at farm, CH
Melass (för jästproduktion)	Molasses, from sugar beet, at sugar refinery, CH
Hexan (inkluderat i ExPro)	Hexane, at plant, RER
Transport med fartyg (inkluderat i ExPro)	Transport, barge, RER
Transport (inkluderat i ExPro)	Transport, lorry 16-32t, EURO5, RER
Smörjolja (inkluderat i ExPro)	Lubricating oil, at plant, RER
Ammoniak (för jästproduktion)	Ammonia, liquid, at regional storehouse, RER

Bilaga B. Enzym- och jästproduktion

Tabell 1B. *Insatsmedel, samt förbrukning av el och ånga vid produktion av enzym och jäst baserat på Dunn m.fl. (2102)*

	Enzym alpha amylase	Enzym glucomylase	Yeast
Stärkelse		0,47	
Glukos	7,0E-04	0,47	
Ammoniak			0,08
Melass			3,9
P ₂ O ₅			0,03
Ånga (antar naturgas och 80 % effektivitet på pannan)	3,5	10	13
El	7,3	32	3,1

Tabell 2B. *Insatsmedel, samt förbrukning av el och naturgas vid produktion av stärkelse baserat på Dunn m.fl. (2102)*

Majs (kg/kg stärkelse)	0,18
Naturgas (MJ/kg stärkelse)	4,02
EL (MJ/kg stärkelse)	0,33

Tabell 3B. *Insatsmedel samt naturgas vid produktion av glukos baserat på Dunn m.fl. (2102)*

Stärkelse (kg/kg glukos)	1,06
Naturgas (MJ/kg glukos)	0,17
NaOH (kg/kg glukos)	2,8E-07

Bilaga C. Referensprodukter

Tabell 1C. Inventeringsdata för sojabönor (Dalgaard m.fl. 2008)

Inputs sojabönsodling (per ha)		Källa till emissionsdata
Land	Argentina	
Skörd (ton/ha)	2,63	
Resursanvändning		
Handelsgödsel N (kg)	0	
Handelsgödsel P (kg)	16	Ecoinvent (2010)
Handelsgödsel K (kg)	0	
Diesel (l)	42	JRC (2011a; 2011b)
		Antogs ha samma emissioner som diesel (se ovan)
Smörjolja (l)	4	
<i>Utsläpp till vatten</i>		
Nitrat	0	
<i>Utsläpp till luft</i>		
Ammoniak (kg)	0	
Lustgas (kg)	1,69	
Resursanvändning (per ton sojabönor)		
Transport till kvarn (lastbil) (km)	500	Ecoinvent (2010)
Hexane (kg)	0,4	Ecoinvent (2010)
El (naturgas) (kWh)	12	Ecoinvent (2010)
Värme (olja) (MJ)	145	Ecoinvent (2010)
Värme (naturgas) (MJ)	282	Ecoinvent (2010)
<i>Utsläpp till luft</i>		
Metan (kg)	(från energianvändning)	
kolmonoxid (kg)	(från energianvändning)	
NOx (kg)	(från energianvändning)	
NMVOG (kg)	(från energianvändning)	
Svaveldioxid (kg)	(från energianvändning)	
Partiklar (kg)	(från energianvändning)	
Transport fartyg (km)	12 082	Ecoinvent (2010)

Tabell 2C. Pellets från våta råvaror från Gode m.fl. (2011). Inkluderar transport till slutkund

Utsläpp till luft (g per MJ bränsle)	Koldioxidekvivalenter	
Koldioxid	3,40	3,40
Metan	3,00E-03	0,072
Lustgas	1,20E-03	0,36
Totalt (g CO ₂ ekv per MJ bränsle)		3,83
Totalt (kg CO ₂ ekv per kWh bränsle)		0,014

Tabell 3C. Skogsflis från Gode m.fl. (2011). Inkluderar transport till slutkund

Utsläpp till luft (g per MJ bränsle)	Koldioxidekvivalenter	
Koldioxid	2,30	2,30
Metan	3,10E-3	0,078
Lustgas	6,60E-5	0,020
Totalt (g CO ₂ ekv per MJ bränsle)		2,40
Totalt (kg CO ₂ ekv per kWh bränsle)		8,60E-3

Tabell 4C. Flis från gallringsvirke från Gode m.fl. (2011). Inkluderar transport till slutkund

Utsläpp till luft (g per MJ bränsle)	Koldioxidekvivalenter	
Koldioxid	1,80	1,80
Metan	2,3E-03	0,058
Lustgas	5,90E-05	0,018
Totalt (g CO ₂ ekv per MJ bränsle)		1,88
Totalt (kg CO ₂ ekv per kWh bränsle)		6,8E-03

Tabell 5C. Etanol producerat från vete från Gode m.fl. (2011). Inkluderar transport till slutkund

Utsläpp till luft (g per MJ bränsle)	Koldioxidekvivalenter	
Koldioxid	0,14	0,14
Metan	0,023	0,58
Lustgas	0,017	5,07
Kolmonoxid	0,013	0,020
Totalt (g CO ₂ ekv per MJ bränsle)		19,7
Totalt (kg CO ₂ ekv per kWh bränsle)		0,42

Tabell 6C. Etanol producerat från sockerbeter från Gode m.fl. (2011). Inkluderar transport till slutkund

Utsläpp till luft (g per MJ bränsle)	Koldioxidekvivalenter	
Koldioxid	8,90	8,90
Metan	0,012	0,30
Lustgas	5,90E-03	1,76
Kolmonoxid	9,70E-03	0,015
Totalt (g CO ₂ ekv per MJ bränsle)		11,0
Totalt (kg CO ₂ ekv per kWh bränsle)		0,23

Tabell 7C. Bensin från Gode m.fl. (2011). Inkluderar transport till slutkund

Utsläpp till luft (g per MJ bränsle)	Koldioxidekvivalenter	
Koldioxid	5,79	5,79
Metan	0,034	0,85
Lustgas	5,54E-05	0,016
Kolmonoxid	4,62E-03	7,30E-03
Användning		
Koldioxid	72,0	72,0
Metan	0,016	0,40
Lustgas	1,20E-03	0,36
Kolmonoxid	1,50	2,36
Totalt (g CO₂ekv per MJ bränsle)		81,8

Tabell 8C. Karakteriseringsfaktorer från IPCC 2001 som används i Flysjö m.fl. (2008) och från IPCC 2007 som används i denna studie

IPCC 2001	Karakteriseringsfaktorer	IPCC 2007	Karakteriseringsfaktorer
Koldioxid		Koldioxid	
d	1		1
Metan	23	Metan	25
Lustgas	296	Lustgas	298

Tabell 9C. Inventeringsdata för odling av höst- respektive vårraps från tre regioner (syd, väst och öst) för produktion av ExPro ® (Flysjö m.fl. 2008). Data presenteras per ha odling. Transporten från extraktion till foderfabrik (360km med stor lastbil) inkluderades inte.

Inputs	Enheter	Höstraps			Vårraps		
		SYD	VÄST	ÖST	SYD	VÄST	ÖST
<i>Energi</i>							
El (utsäde)	kWh	1	1	1	1,5	1,5	1,5
Transport utsäde	tkm	0,65	0,65	0,65	0,91	0,91	0,91
Diesel	MJ	3456	3456	3456	3312	3312	3312
Olja (torkning)	MJ	698	680	659	648	648	648
El (torkning)	kWh	59	57	55	38	38	38
<i>Handelsgödsel</i>							
N	kg	160	140	140	113	113	113
P	kg	10	10	10	12	12	12
K	kg	17	17	17	16	16	16
<i>Stallgödsel</i>							
N	kg	26	26	26	10	10	10
<i>Pesticider</i>							
Herbicider	kg	0,69	0,69	0,69	0,19	0,19	0,19
Fungicider	kg	0,04	0,04	0,04	0,01	0,01	0,01
Insekticider	kg	0,07	0,07	0,07	0,09	0,09	0,09
<i>Övrigt</i>							
Utsäde	kg	6,6	6,6	6,6	9,3	9,3	9,3
Smörjolja ¹	kg	8,3	8,3	8,3	7,9	7,9	7,9
Utfloden							
<i>Emissioner till luft</i>							
N2O direkt	kg	3,7	3,4	3,4	2,5	2,5	2,5
N2O indirekt	kg	0,54	0,54	0,33	0,51	0,51	0,3
NH3	kg	7,4	6,9	6,9	4,6	4,6	4,6
<i>Emissioner till vatten</i>							
NO3	Kg	168	133	89	168	168	168
P	Kg	0,4	0,56	0,6	0,4	0,56	0,6
Transport till extraktion	Tkm	0,15	0,34	0,59	0,15	0,34	0,59
Transport båt	Tkm	-	-	0,6	-	-	0,6
<i>Produkt</i>							
Skörd per ha	Kg	3300	3150	3050	2100	2100	2100
Andel av rapsfrö i produkten ExPro ®		28%	13%	14%	3,8%	13%	28%

¹ Uppskattades som 0,0024 kg smörjolja per MJ diesel (Flysjö m.fl. 2008)

Tabell 12C. Inventeringsdata för produktion av ExPro[®] från rapsfrö (Flysjö m.fl. 2008) per ton rapsfrö

Inputs	Enhet	
Transport till uppsamlingslokal	tkm	5
Hexan	kg	0,4
Naturgas	MJ	184
Biobränsle ¹	MJ	734

¹I denna studie har pellets antagits

Tabell 13C. Referenser till emissionsdata för ExPro[®]

Inputs	Referens
El (utsäde)	Energimyndigheten (2011)
Transport utsäde	1,52 MJ diesel/tkm antogs enligt Flysjö m.fl. (2008)
Diesel	JRC (2011a, 2011b)
Olja (torkning)	Gode m.fl. (2011)
El (torkning)	Energimyndigheten (2011)
<i>Handelsgödsel</i>	
N	Ahlgren m.fl. (2012)
P	Ecoinvent (2010)
K	Ecoinvent (2010)
Herbicer	Ecoinvent (2010)
Fungicer	Ecoinvent (2010)
Insekticer	Ecoinvent (2010)
Smörjolja	Ecoinvent (2010)
Transport till extraktion	Ecoinvent (2010)
Transport båt	Ecoinvent (2010)
Transport till uppsamlingslokal	Ecoinvent (2010)
Hexan	Ecoinvent (2010)
Naturgas	Gode m.fl. (2011)
Pellets	Gode m.fl. (2011)

Tabell 14C. Klimatpåverkan i g CO₂ekv per kg drank (Flysjö m.fl. 2008)

	g emissioner/kg drank	g CO ₂ ekv/ kg drank IPCC 2007
Odling		
Koldioxid	81,6	81,6
Metan	0,075	1,87
Lustgas	0,56	168
Övrigt	0,33	0,33
Processning		
Koldioxid	23,0	23,0
Metan	-0,013	-0,31
Lustgas	6,89E-03	2,05
Övrigt	5,60	5,60
Totalt g CO ₂ ekv/kg drank		283
Totalt CO ₂ ekv/kg drank (TS)		314

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

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