



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för energi och teknik

Miljöpåverkan från mjölk och havredryck

En scenarioanalys som inkluderar alternativ markanvändning
samt olika infallsvinklar på behovet av nötkött och protein

Elin Röös, Mikaela Patel och Johanna Spångberg

Rapport 083
ISSN 1654-9406
Uppsala 2015

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

Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Energy and Technology

Miljöpåverkan från mjölk och havredryck. En scenarioanalys som inkluderar alternativ markanvändning samt olika infallsvinklar på behovet av nötkött och protein.

Elin Röö, Mikaela Patel och Johanna Spångberg

Rapport/Report 083
ISSN 1654-9406

Uppsala 2015

Nyckelord: mjölk, havredryck, klimat, klimatpåverkan, övergödning, markanvändning, protein

Förord

En dag i oktober hösten 2013 kontaktar Rikard Öste, en av grundarna till företaget Oatly, mig och vill träffas. Han berättar om företaget, deras produkter och deras arbete i Sverige och Kina. Jag berättar om min nyligen publicerade avhandling, mitt arbete med Köttguiden och mina andra studier. Och hur jag kommit fram till att hur man än vänder och vrider på det så måste konsumtionen av animaliska livsmedel i västvärlden minska om vi ska få till ett hållbart livsmedelssystem.

Rikards passion för havredrycken är uppenbar. Dess hälsofördelar har de inom företaget noga studerat. Men hur är det produkternas ekologiska hållbarhet? Visst måste det vara bättre att konsumera havren direkt än att den tar omvägen via ett djur? Man har låtit genomföra en livscykelanalys som visar betydligt lägre miljöpåverkan för havredrycken än för mjölken. Men Rikard och Oatly vill veta mer. Hur kan ett jordbrukssystem för att producera ett vegetabiliskt alternativ till mjölk se ut? Och hur är det med miljömål som Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv om vi ersätter en del av mjölken vi konsumerar med havredryck? Räcker djuren då för att hävda betesmarkerna och förresten hur stor andel av betesmarkerna betas av mjölkkor och deras avkommor? Kan jag hjälpa dem bena i detta? Jag tycker frågeställningen är väldigt intressant. För hur kan ett framtida svenskt jordbruk utformas som levererar mer vegetabilier och mindre animaliska produkter? Vad är ett lagomt antal djur? Vad skulle ett sådant jordbruk ge för miljöpåverkan? Det är frågor som intresserar mig mycket.

Vi skriver ett avtal som ger mig full frihet att utforma en studie som börjar bena i dessa frågor. Jag ges också i avtalet möjlighet att helt fritt och utan någon som helst inblandning av Oatly publicera mina resultat. Oatly bekostar inte bara utredningen utan även dess publikation i en denna rapport och i en vetenskaplig artikel. Det är viktigt för Oatly att detta görs ordentligt och så nyanserat som möjligt, med full transparens och att resultaten granskas. Jag instämmer naturligtvis. Detta blir början på det projekt som resulterat i denna rapport.

På Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, vill jag tacka ett antal personer som bidragit till studiens genomförande. Tack till Mikaela Patel, institutionen för husdjurens utfodring och vård, som hjälpt till med data när det gäller produktion av mjölk, nötkött och kycklingkött samt även skrivit delar av kapitel 2.1, 2.2 och 3.2 samt bilaga C. Tack även till Johanna Spångberg, institutionen för energi och teknik, som utförde beräkningarna av ekotoxicitet och skrev bilaga E. Stort tack till både Johanna och Mikaela för synpunkter på hela studiens upplägg och rapporten i sin helhet. Vidare vill jag tacka Thomas Kätterer, institutionen för

ekologi, för hjälp med ICBM som användes för att beräkna förändringar i markens kolförråd och Georg Carlsson, institutionen för biosystem och teknologi, för hjälp med att utforma växtföljder och för data kring växtodlingen. Jag vill tacka följande personer på institutionen för energi och teknik, SLU; Gunnar Larsson för data för utsläpp från arbetsmaskiner och information kring biogastraktorer, Åke Nordberg, för data och information kring biogasproduktion och Serina Ahlgren för data kring produktion av ”grönt” mineralkväve. Följande personer på samma institution bidrog också med värdefulla synpunkter kring själva studiens upplägg; Cecilia Sundberg, Håkan Jönsson, Serina Ahlgren, Hanna Karlsson, Niclas Ericsson och Johanna Spångberg.

Vidare tack till Anna-Karin Quetel på Livsmedelsverket för granskning av delarna som rör behov av protein. Även tack till Torben Söderberg på Jordbruksverket för hjälp med beteshävdsmodellen.

Mjölken har länge varit och är fortfarande på många sätt ett av Sveriges allra heligaste livsmedel. Under det år som arbetet med denna rapport pågick hamnade företaget Oatly efter en stämning i konflikt med den svenska mjölkindustrin. Samma dag som jag skriver detta rasar LRF Mjolk och Arla över Livsmedelsverkets förslag till nya kostråd som säger att det saknas anledning att konsumera mer än 2-5 dl mjölk per dag. Eftersom denna rapport handlar om alternativ till mjölk vill jag säga några ord om mig själv och de värderingar som driver mig.

För det första har jag alltid varit intresserad av och uppskattat mycket av svensk landsbygd och svenskt jordbruk. Redan som åttaåring kan man i en av mina skrivböcker från skolan hitta frasen ”När jag blir stor ska jag ha en bondgård.” På mina släktingars stora jordgubbsodling i Värmland arbetade jag alla mina sommarlov från att jag var 13 tills det att jag var 25 år och fick god inblick i jordbrukarens verklighet. Senare tillbringade jag ett halvår på De Laval där jag var med och utvecklade en mätutrustning för att mäta slipp (läckage av luft in i spengummit när man mjölkar). Jag tillbringade många dagar på olika mjölkgårdar för att testa apparaturen. Under nio år bodde jag och min man på en liten gård i Roslagen där vi bedrev ett hobbyjordbruk med hästar, höns och getter. Där lärde jag också känna flera jordbrukare och dess medarbetare.

Jag älskar det svenska jordbrukslandskapet och jag älskar djur. Jag tror också att det finns många anledningar till att producera livsmedel i Sverige och att öka sysselsättningen inom svensk livsmedelsproduktion. Men, jag är också mycket oroad över hur vårt västerländska sätt att leva och konsumera ställer till det för framtida generationer och fattiga människor här och nu i de länder som drabbas allra hårdast av ett förändrat klimat. Därför tycker jag det är mycket viktigt att

kunna ifrågasätta, diskutera, vrida och vända på sådant som många av oss tycker om och som vi kanske tycker är självklart, t.ex. som att dricka mjölk. Med det sagt påstår jag inte att en minskad mjölkkonsumtion löser klimatfrågan. För det krävs stora förändringar inom alla områden, inklusive men förstås inte begränsat till livsmedelskonsumtionen. Att jag tittar på bidraget från mjölken och andra animaliska livsmedel beror på att just matens miljöpåverkan är mitt forskningsområde.

Det är viktigt att diskussioner kring framtida livsmedelssystem vilar på en god empirisk grund. Min förhoppning är att denna studie kan bidra till en nyanserad diskussion kring hur ett verkligt hållbart svenskt jordbruk, med mer eller mindre svensk mjölkproduktion, ser ut i framtiden.

Oxford 15-02-05

Elin Rööf

Sammanfattning

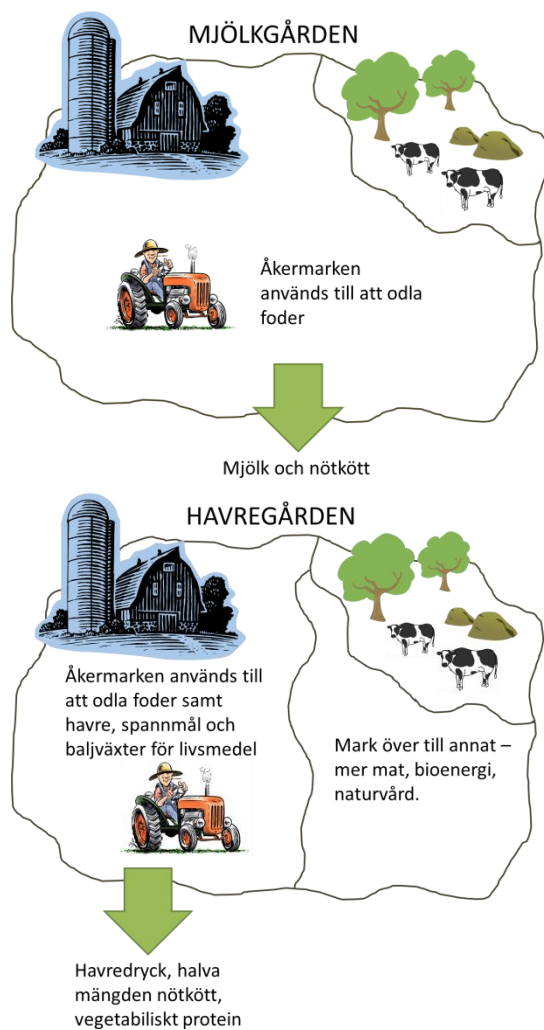
Bakgrund och syfte

Mjök är en basvara i den svenska kosten och produktion av mjök står för en betydande del av den svenska jordbruksproduktionen. Tidigare studier har visat att per kg är mjök mer klimatbelastande än andra drycker. Men mjökproduktionen kan också bidra positivt till vissa miljömål framförallt om djuren betar och på så sätt bevarar artrika hagmarker. Dryck gjord på havre, havredryck, är ett alternativ till mjök som kan ersätta flera av mjöklens funktioner och som har visat sig ha lägre miljöpåverkan än mjök beräknat per kg. Tidigare studier har dock varit begränsade till att beräkna påverkan från ett kg dryck isolerat från odlingsystemet och dess vidare påverkan på miljömål såsom Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv. Alternativ markanvändning, d.v.s. att produktion av havredryck tar mindre mark i anspråk än mjökproduktion, har heller inte tidigare beaktats.

Syftet med denna studie är att öka kunskapen om miljöpåverkan från odlingsystem som producerar havredryck i relation till miljöpåverkan från mjökproducerande system.

Metod

I denna studie genomfördes en livscykelbaserad explorativ scenarionanalys där produktion av mjök och nötkött på en fiktiv gård i Sverige ersattes av produktion av havredryck samt olika produkter som kan tänkas ersätta nötköttet från mjökproduktionen. Klimatpåverkan, potentiell övergödning och försurning samt ekotoxicitet beräknas för de olika scenarierna. Dessa indikatorer kopplar till miljömålen Begränsad klimatpåverkan, Ingen övergödning, Bara naturlig försurning och Giftfri miljö. När det gäller miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv saknas bra vedertagna livscykelbaserade indikatorer. Mycket viktigt för båda dessa miljömål är dock hävd av naturbetesmarker och bevarande av jordbruksmark. Därför hålls mängden hävdad betesmark och den totala jordbruksmarken konstant i samtliga scenarion. Således kan man säga att påverkan på miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt och djurliv är i grova drag samma i samtliga scenarion.



Figur S1. Principiell bild över studiens upplägg. En fiktiv gård som använder nästan all mark till mjölkproduktion (referensscenariot) jämförs med samma gård som istället för mjölk producerar lika mycket havredryck. I båda fallen betas lika mycket naturbetesmark.

Scenarioanalysen utgår ifrån en fiktiv gård på 336 hektar (49 hektar naturbetesmark och 287 hektar åkermark) med 100 mjölkkor som utgör referensscenariot. Åtta alternativa scenarier analyseras där produktion av mjölk ersätts av produktion av havredryck. I samtliga scenarier hålls betesdjur för hävd av naturbetesmarkerna och det produceras alltså i samtliga scenarier en del nötkött. I scenario 1 ersätts resterande del nötkött i jämförelse med referensscenariot med nötkött från dikoproduktion¹, i scenario 2 med kyckling och i scenario

¹ Nötköttsproduktion med kor som inte mjölkas utan där kalvarna diar sina mödrar och sedan föds upp för endast nötkött.

3 med en kombination av spannmål och baljväxter. I scenario 4 produceras också mjölk, men till skillnad från referensscenariot används mjölkproduktionens ungdjur i större utsträckning för att beta naturbetesmarkerna. Det innebär att det inte behövs lika många djur på gården för att hävda betesmarkerna. Mängden producerad mjölk blir mindre än i referensscenariot varför även en del havredryck och vegetabiliskt protein produceras i detta scenario. Scenario HP1, HP2, HP3 och HP4, motsvarar scenario 1-4 med den enda skillnaden att ytterligare vegetabiliskt protein i form av spannmål och baljväxter produceras på gården så att det produceras lika mycket protein totalt sett som i referensscenariot².

I samtliga scenarier produceras också 14 ton rapsolja (vilket är den mängd som blir över i referensfallet efter att mjölkorna ätit rapskakan) och proteinfoder motsvarande 142 ton baljväxter (motsvarar den mängd råprotein som produceras i form av havreslurry och rapskaka i scenarier med havredryck).

Gården är självförsörjande på energi (förutom el i de mjölkproducerande systemen) och kvävegödsel i samtliga scenarier genom biogasproduktion på gården som sedan används för att producera fordonsgas, mineralkväve samt el och värme.

I de alternativa scenarierna blir det varierande mängd mark "över" efter att havredryck, kött/vegetabiliskt protein och rapsolja har producerats i mängder som motsvarar mängderna i referensscenariot. Marken som blir över kan användas på många olika sätt t.ex. till att producera mer livsmedel, producera bioenergi, mer extensiv produktion, anläggning av våtmarker eller annan avsättning av mark för naturvård etc. I denna studie redovisas ett fall där den mark som blir över används för odling av vall som sedan rötas till biogas. Biogas som blir över efter gårdens energianvändning levereras från gården och kan, om den ersätter diesel i övriga samhället, ge en miljönytta genom att förbränning av fossila bränslen undviks. Figur S1 illustrerar studiens principiella upplägg och tabell S1 sammanfattar antal djur på gården i de olika scenarierna samt vilka produkter som produceras.

² Havredrycken innehåller 1 % protein mot mjölkens 3,4 %. I scenario 1-4 ersätts således bara proteinet i nötköttet, medan i scenario HP1-HP4 så ersätts både proteinet i köttet och mjölken.

Tabell S1. Antal djur på gården i de olika scenarierna samt vilka produkter som produceras. I de fall värdet skiljer sig för hög protein-scenarierna anges värdet för hög-proteinscenarierna i parentes.

	Ref	1 (HP1)	2 (HP2)	3 (HP3)	4 (HP4)
Produkt som ersätter delar av nötköttet i ref	-	Nötkött	Kyckling	Baljväxter och spannmål	Baljväxter och spannmål
Djurhållning, antal djur					
Mjölkkor	100	0	0	0	64
Dikor	0	95	49	49	0
Nötkreatur, totalt	286	272	140	140	183
Kycklingar	0	0	10594	0	0
Produkter som lämnar gården, ton					
Mjolk	880	0	0	0	563
Havredryck	0	880	880	880	317
Rapsolja	14	14	14	14	14
Nötkött, benfritt	20	20	10	10	13
Kyckling, benfritt	0	0	11	0	0
Inälvor och blod	3,2	3,2	1,6	1,6	2,1
Spannmål	0	0 (74)	0 (73)	15 (88)	11 (37)
Baljväxter	0	0 (69)	0 (69)	5,6 (75)	4,2 (29)
Proteinfoder ¹	142 ²	142 ³	142 ⁴	142 ³	142 ⁵
Totalt protein för humankonsumtion	35	14 (35)	14 (35)	14 (35)	27 (35)

1 Motsvarande mängd i baljväxter. För att kunna byta ut rapskaka mot baljväxter krävs 38 % mer baljväxter och motsvarande faktor för utbyte av havreslurry är 19 %, beräknat med endast hänsyn till råproteinnehåll (Spörndly, 2003; Florén m fl, 2013).

2 112 ton baljväxter

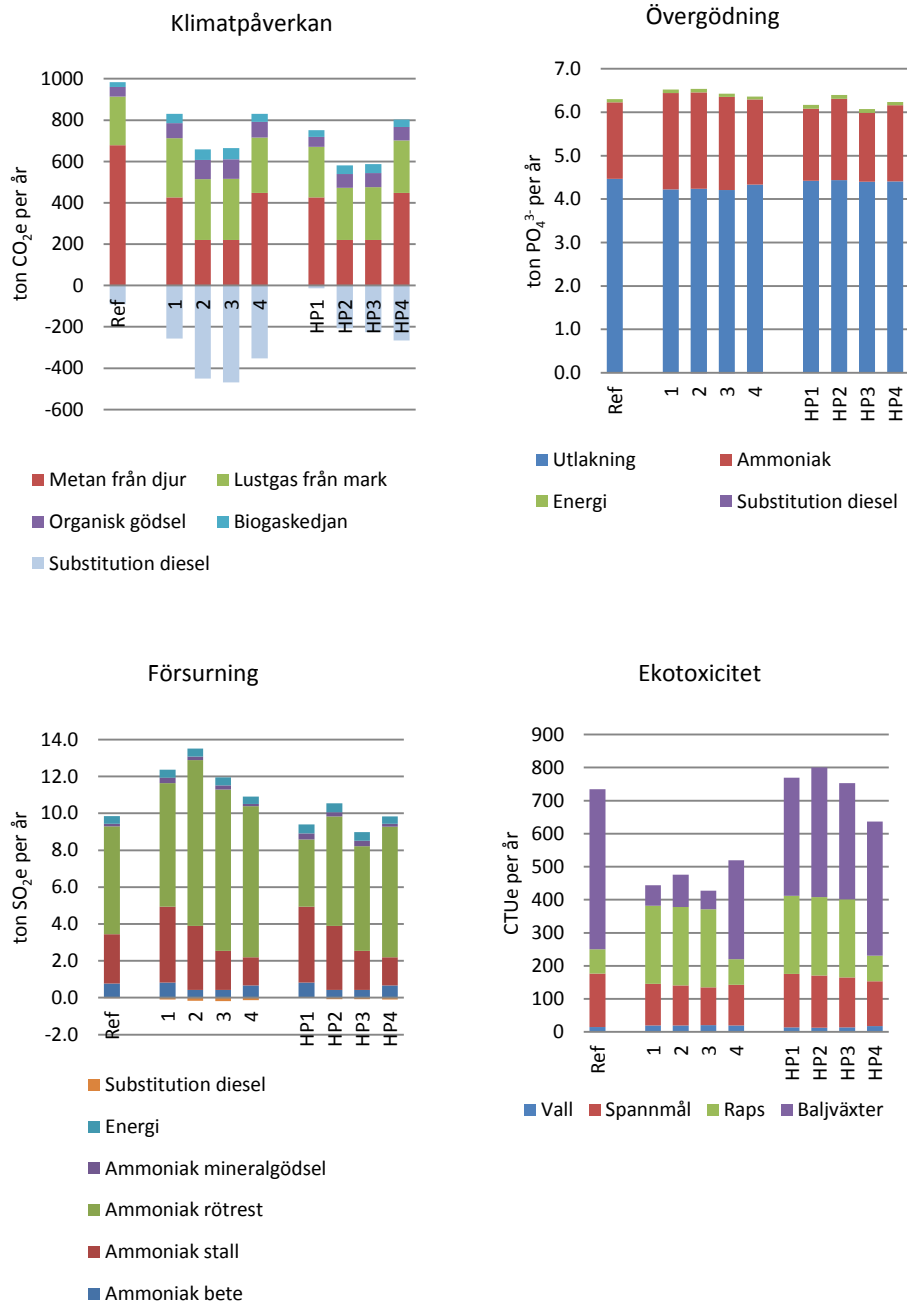
3 56 ton rapskaka och 80 ton havreslurry (ts halt 22,1 %)

4 45 ton rapskaka, 80 ton havreslurry (ts halt 22,1 %) och 17 ton baljväxter

5 20 ton rapskaka, 29 ton havreslurry (ts halt 22,1 %) och 72 ton baljväxter

Resultat

I figur S2 visas miljöpåverkan från gården för referensscenariot med mjölkproduktion och de alternativa scenarierna med produktion av havredryck. I samtliga fall betas 49 hektar naturbetesmark och förutom mjölken och havredrycken produceras rapsolja och ersättningsprodukter för nötköttet som produceras i mjölkproduktionen (för mängder se tabell S1). Marken som blir över används till odling av vall som rötas till biogas.

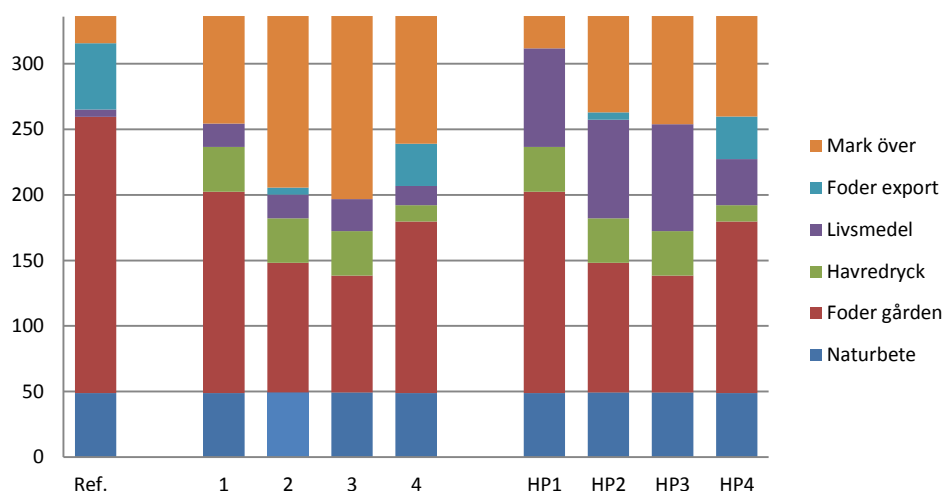


Figur S2. Miljöpåverkan från en gård med mjölkproduktion (Ref) samt åtta scenarier där havredryck produceras istället för mjölk och 1) nötkött från dikor, 2) kyckling, 3 och 4) vegetabiliskt protein, istället för nötkött från mjölkproduktionen. I scenario 4 produceras både mjölk och havredryck. I samtliga scenarion betas samma mängd naturbetesmark. På mark som inte behövs för produktion av livsmedel odlas vall som rötas till biogas. Biogasen antas ersätta diesel.

Klimatpåverkan blir betydligt lägre för samtliga av de alternativa scenarierna där det produceras havredryck istället för mjölk p.g.a. framför allt minskade metanutsläpp från nötkreaturen. Om substitutionseffekten av att biogas ersätter diesel beaktas, visar de alternativa scenarierna på stor klimatnytta. Observera att substitutionseffekten endast gäller så länge det finns fossila bränslen att ersätta i samhället. Man bör heller inte uttrycka sig så att livsmedelsprodukterna som produceras har låg klimatpåverkan. För att uttala sig om de olika produkternas individuella klimatpåverkan måste utsläppen delas upp på de olika produkterna och då skulle substitutionseffekten tilldelas biobränslet eftersom dess produktion helt kan separeras från produktionen av livsmedel. Dock visar resultatet att genom att producera vegetabiliska livsmedel istället för animaliska livsmedel frigörs mark på gården som kan utnyttjas till t.ex. bioenergiproduktion, vilket kan minska klimatpåverkan från samhället i stort.

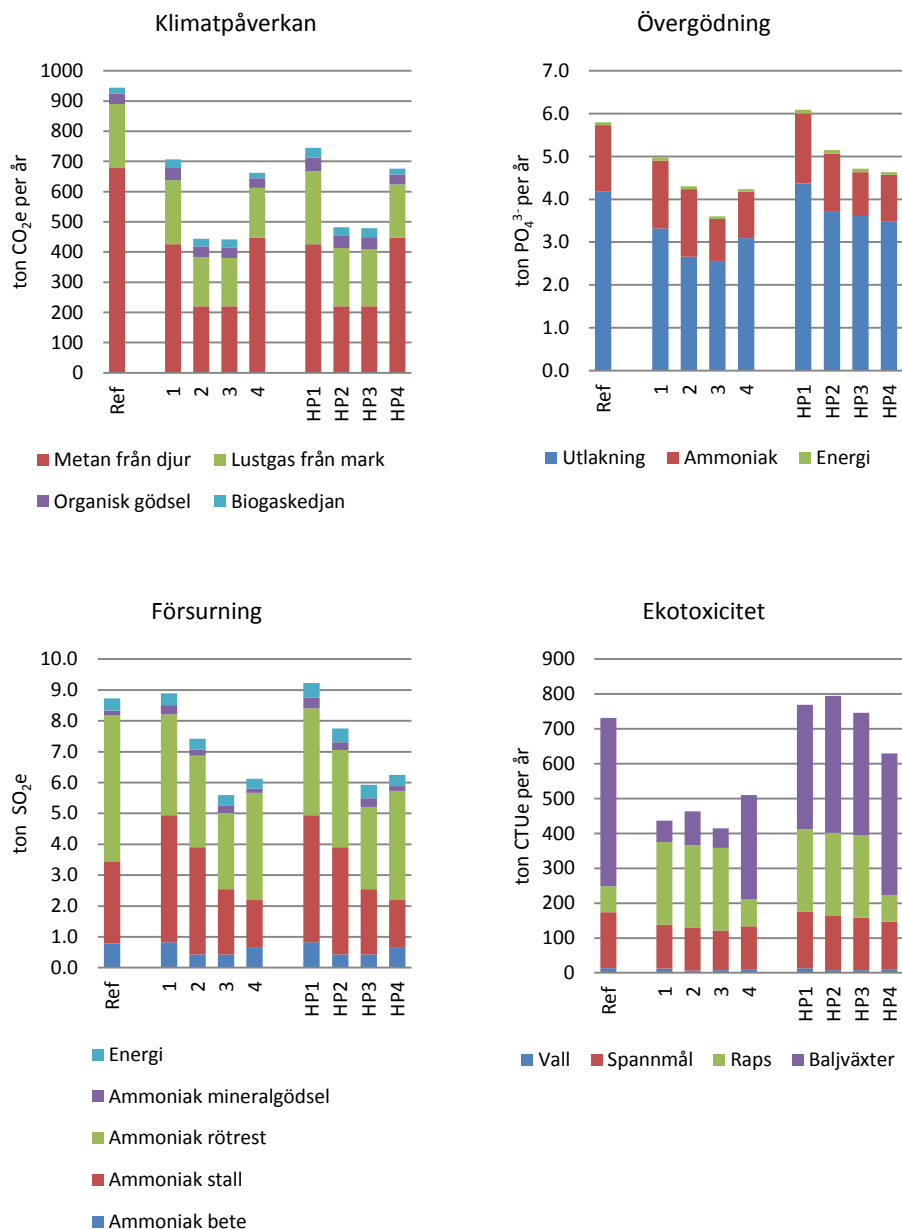
Även i de scenarier där lika mycket nötkött produceras som i referensfallet (scenario 1 och HP1) är utsläppen väsentligt lägre³ p.g.a. lägre utsläpp av metan från dikorna i jämförelse med mjölkorna och minskat foderbehov. Övergödningspotentialen blir något högre i de alternativa scenarierna och försurningspotentialen väsentligt högre för scenario 1-4. Detta är en konsekvens av att det blir mycket mark över i dessa scenarier (figur S3) och mycket biogas produceras och således också den kväverika restprodukten rötrest som är ett värdefullt gödselmedel. Dock kan hantering av rötrest orsaka betydande ammoniakutsläpp vid lagring och spridning. Utsläpp av ammoniak beror dock på en rad faktorer och det finns stor teknisk potential att minska dessa utsläpp. Substitutionseffekten av att biogas ersätter diesel i samhället när det gäller övergödnings- och försurningspotentialen blir mycket liten eftersom utsläppen vid förbränning av biogas här antogs ge ungefär lika stora övergödande och försurande utsläpp som förbränning av diesel. Ekotoxiciteten är betydligt lägre för scenario 1-4 där det blir mycket mark över och där således mycket vall odlas (figur S3). För scenarierna HP1-HP4 ökar dock ekotoxiciteten p.g.a. mindre andel vall och mer odling av ettåriga grödor.

³ En känslighetsanalys visade att om dikoproduktionen bedrivs mycket extensivt (slaktålder 36 månader istället för 24 månader) blir klimatpåverkan från scenario 1 och HP1 ungefär lika stor som i referensfallet.



Figur S3. Markanvändning på gården i de olika scenarierna.

Hur stor miljöpåverkan blir från användning av marken som blir över är helt beroende av vad den antas användas till. I denna studie antogs att marken som blir över används för vallodling och att vallen rötas till biogas. Det finns många andra användningsområden. Genom att anlägga t.ex. en våtmark kan läckage av fosfor minska samtidigt som det skapas livsmiljöer för hotade arter, vilket gynnar den biologiska mångfalden. Genom att odla träd som binder mycket koldioxid från luften under lång tid kan klimatpåverkan minska. Marken kan också användas till att producera mer livsmedel som kan exporteras från Sverige etc. Eftersom miljöpåverkan från gården till så stor del påverkas av vad marken som blir över används till är det också intressant att beakta miljöpåverkan utan användning av denna mark för att tydligare illustrera skillnader mellan själva mjölk- och havredrycksproduktionen. Resultat från en sådan analys visas i figur S4.



Figur S4. Miljöpåverkan från en gård med mjölkproduktion (Ref) respektive åtta olika scenarier där havredryck produceras istället för mjölk utan användning av marken som blir över. I samtliga scenarier betas 49 hektar naturbetesmark.

Klimatpåverkan är betydligt lägre även här för de alternativa scenarierna än i referensscenariot p.g.a. minskade metanutsläpp. Utsläppen av försurnande och övergödande ämnen är nu betydligt lägre i samtliga scenarier jämfört med referensscenariot, förutom i scenario

1 och HP1 för försurningspotential och HP1 för övergödningspotential. Detta beror på färre djur i de alternativa scenarierna jämfört med referensscenariot och därmed minskad mängd gödsel som orsakar ammoniakutsläpp. I scenario 1 och HP1 är dock djurantalet endast något lägre än i referensscenariot (tabell S1). Dessutom antas djuren i dikoproduktionen hållas i ett stallsystem (djupströbädd) som ger högre utsläpp av ammoniak i stallar än flytgödselsystem som används för mjölkorna. Övergödningspotentialen är korrelerad med mängden mark som används eftersom de övergödande utsläppen domineras av läckage från åkermarken som är relativt lika för de olika grödorna. Därför blir övergödningspotentialen ungefär lika stor i HP1-scenariot som i referensscenariot eftersom ungefär lika mycket mark används i båda fallen (figur S3). Ekotoxicitetsvärdet beror dels på hur mycket mark som odlas och dels på vilka grödor som odlas. I scenario 1-4 odlas mindre mark än i övriga scenarier vilket ger ett betydligt lägre ekotoxicitetsvärde. Referensscenariot och scenarierna HP1-HP4 som använder mer mark och har mer baljväxtodling får ett högre ekotoxicitetsvärde.

Diskussion

Scenarioanalysen i denna studie innehåller ett antal explorativa scenarion som visar på olika *möjliga* sätt att på en gård ersätta produktion av mjölk och nötkött med andra livsmedel. Resultaten visar att det finns *stor potential* att minska klimatpåverkan från gården från en sådan förändring, *samtidigt* som påverkan på miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv förblir i stort sett oförändrad.

Resultatet från denna studie kan inte användas för att dra slutsatser om hur mycket påverkan från dagens utsläpp *minskar* vid en minskad konsumtion av mjölk och ökad konsumtion av havredryck enbart, då resultaten gäller för ett helt system som även levererar andra produkter och är nästan helt frikopplat från den globala marknaden. På kort sikt och baserat på nuvarande trender kan en minskad konsumtion av mjölk i Sverige innebära att mer nötkött från t.ex. Brasilien behöver produceras för att möta den globala efterfrågan på nötkött, vilket får stor påverkan på klimat och biologisk mångfald. Resultaten från sådana kortsiktiga prediktiva analyser gäller under förutsättning att de trender som analysen bygger på är stabila och att det inte finns någon vilja eller möjlighet att ändra dessa. Således visar

inte prediktiva analyser hur produktionssystem *skulle kunna* utformas för att ge oss de produkter vi behöver till mycket lägre miljöpåverkan. Prediktiva analyser ger värdefulla insikter kring en trolig utveckling men lämpar sig inte för att beskriva målbilder och kan i värsta fall bli självuppfyllande. Det är därför viktigt att även utföra mer explorativa analyser som den i denna studie.

Denna studie jämför mjölk och havredryck. Vad människor anser vara utbytbara livsmedel är högst subjektivt. Livsmedel har många funktioner, framför allt förser de oss med näring men livsmedel erbjuder också njutning, är viktiga traditionsbärare och markerar status och identitet. Havredryck innehåller, eller kan berikas med, motsvarande mängd många av de näringsämnen som mjölken bidrar med i väsentlig utsträckning i den västerländska kosten. Undantaget är framför allt protein (proteinhalt i havredryck 1 % i jämförelse med mjölkens 3,4 %), men samtidigt finns en generell överkonsumtion av protein i västvärlden varför man kan ifrågasätta hur mycket protein en framtida hållbar kost kan innehålla. I denna studie presenterades således resultat både för fall där proteinet i mjölken ersätts med baljväxter och spannmål (scenario HP1-HP4) och där det inte ersätts (scenario 1-4). Det är svårt att jämföra mjölkens och havredryckens nutritionella kvalitet och hälsoeffekter och det totala utfallet beror på hur övriga kosten ser ut. En sådan jämförelse har heller inte varit syftet med denna studie utan frågeställningen har här varit hur stor miljöpåverkan från havredrycksproduktion är i förhållande till mjölkproduktionen.

Viktigt att beakta i en sådan jämförelse är dock det nötkött som oundvikligen också produceras i mjölkproduktionen och som utgör en viktig restprodukt. Precis som i fallet havredryck/mjölk är det högst subjektivt vad människor anser vara alternativ till nötkött. Denna studie inkluderade tre olika produkter; nötkött från dikor, kyckling och vegetabiliskt protein. Miljöpåverkan blir betydligt lägre i scenarier med kyckling eller vegetabiliskt protein. Huruvida konsumtion av nötkött kan ersättas med andra, mindre miljöbelastande livsmedel, påverkar alltså resultaten i denna studie mycket. Man kan argumentera för att för att nå miljömålen måste fokus ligga mer på verkliga behov, än önskemål.

Denna studie har analyserat miljöpåverkan och syftet har inte varit att studera andra hållbarhetsaspekter såsom ekonomisk, social eller kulturell hållbarhet och inte heller djurvälstånd som naturligtvis är viktiga aspekter. I teorin är sådana aspekter dock möjliga att förändra

medan planeten har sina, om än svårdefinierade, gränser. Utifrån ett så kallat starkt hållbarhetsresonemang kan man således argumentera för att ekonomiska system, sociala förhållanden och kulturella normer och traditioner måste anpassas för att styra mot system med lägre miljöpåverkan.

Slutsats

Denna studie visar att det finns stor potential att minska klimatpåverkan genom att producera havredryck istället för mjölk, samtidigt som påverkan på de mer svårkvantifierade miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv förblir i stort sett oförändrad. Det finns även potential att minska påverkan när det gäller försurning, övergödning och ekotoxicitet, men dessa miljöpåverkanskategorier är känsligare och beror till stor del på hur marken som blir över efter att havredrycken och alternativ till mjölkproduktionens nötkött har producerade används. Ytterligare positiva klimateffekter kan uppnås om bioenergi produceras på marken som blir över och ersätter fossil energi.

Att beräkna miljöpåverkan från jordbrukssystem är komplext och behäftat med stora osäkerheter. Resultaten visar på ungefärliga potentialer. Dock visar omfattande känslighetsanalyser i denna studie att skillnaden mellan produktion av mjölk och havredryck består även om avgörande metod- och dataval förändras. Därför är slutsatsen från denna studie att resultatet att mjölkproduktion generellt är mer miljöbelastande än havredrycken är robust, men den absoluta skillnaden mellan de två är osäker. Viktigt att notera är att denna slutsats gäller även då hänsyn tagits till mer svårkvantifierbara miljömål såsom biologiska mångfald och ett rikt odlingslandskap.

English summary

Background and purpose

Milk is a staple in the Swedish diet and milk production comprises a substantial proportion of Swedish agricultural output. Previous studies have shown that per unit weight of product, milk has a greater climate impact than other beverages. However, milk production may also contribute positively to certain environmental quality objectives (EQOs), especially if the animals graze and thus preserve species-rich grassland. A drink made from oats ("oat drink") is an alternative to dairy that can potentially replace several of the functions of milk. Oat drink has been shown to have a lower environmental impact than dairy milk per unit weight of product. Previous studies have restricted their scope to calculating the influence of one kg of milk product in isolation from the agricultural production system and its further impact on the landscape and biodiversity. The land use opportunity cost of using land spared when oat drink production replaces cow's milk production has not previously been considered.

The aim of this study was to compare the environmental impact of farming systems producing oat drink with that of dairy production systems.

Methods

A life cycle-based exploratory scenario analysis was conducted for a fictional farm in Sweden on which the production of milk was replaced by the production of oat drink (Figure ES1). In a series of different oat drink scenarios, various products that could replace the beef produced as a by-product of dairy production were considered; beef from suckler cows and their off-springs, chicken or a combination of cereals and grain legumes. The climate impact, eutrophication and acidification potential and ecotoxicity were calculated. These indicators relate to the Swedish EQOs of Reduced Climate Impact, Zero Eutrophication, Natural Acidification Only and A Non-Toxic Environment. For two other EQOs, A Varied Agricultural Landscape and A Rich Diversity of Plant and Animal Life, generally accepted and appropriate life cycle-based indicators are currently lacking. However, a very important factor for both these objectives is the conservation of semi-natural pasture and agricultural land in general. In all scenarios analysed, the amount of

semi-natural grassland and arable land used was kept constant, and thus the impact on these two EQOs was roughly the same in all scenarios.

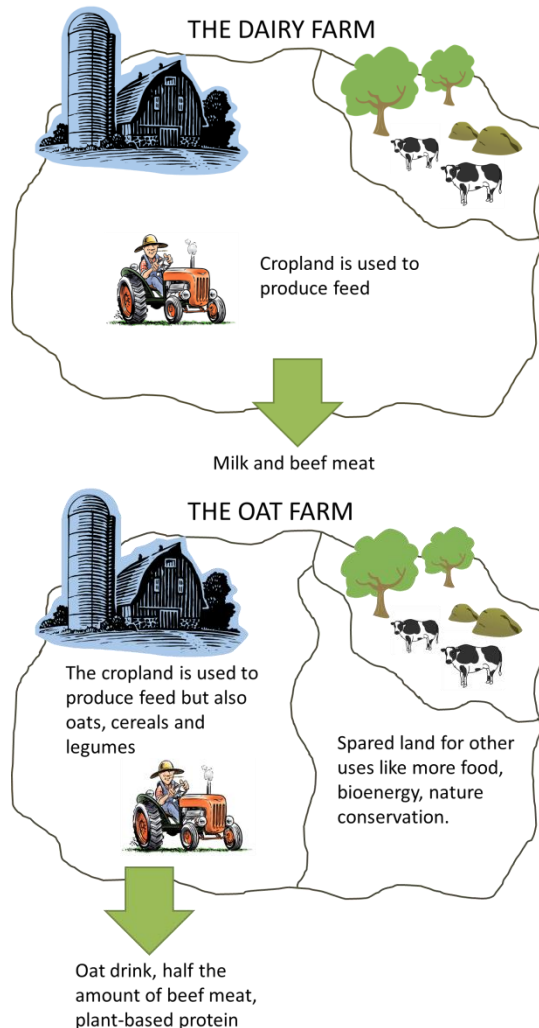


Figure ES1. Schematic illustration of the design of the study comparing the environmental impact from the production of either milk or oat drink on a fictional farm in Sweden. In both cases the same amount of semi-natural grasslands are grazed.

The scenario analysis was based on a fictional farm of 336 hectares (49 ha of pasture and 287 ha of arable land) with 100 dairy cows constituting a reference scenario. Eight alternative scenarios in which the production of dairy milk was replaced by production of oat drink, were analysed. In all scenarios, grazing animals were assumed to be kept on semi-natural pastures and hence in all scenarios some beef was

produced. In scenario 1, the beef produced in the reference scenario from the dairy animals and their offspring was replaced with beef from suckler herds⁴. In scenario 2, dairy beef was replaced with chicken and in scenario 3 with a combination of cereals and grain legumes. In scenario 4, a combination of dairy milk, oat drink, beef meat and vegetable protein was produced. The other four scenarios (HP1, HP2, HP3 and HP4) corresponded to scenarios 1-4, with the only difference being that additional vegetable protein in the form of cereals and grain legumes was grown on the farm, so that it produced as much total protein as in the reference scenario⁵.

In all scenarios, 14 tons of rapeseed oil were also produced (which was the amount produced as a consequence of the dairy cows consuming rapeseed cake) and protein feed corresponding to 142 tonnes of grain legumes (which was the amount of crude protein produced in the form of oat slurry and rapeseed cake in the scenarios with oat drink).

The farm was assumed to be self-sufficient in energy (except electricity in the milk producing scenarios) and nitrogen fertiliser in all scenarios, through production of biogas from digestion of manure, slaughter waste and ley forage grown on the farm. The biogas was used to produce vehicle fuel, mineral nitrogen, electricity and heat.

In the alternative scenarios, different amounts of land were "spared" after the oat drink, meat/vegetable protein and rapeseed oil had been produced. This spared land can be used for several purposes, including the production of more food or bioenergy, more extensive production in the main systems or creation of wetlands or other provisioning of land for nature conservation. In this analysis, the freed land was assumed to be used to produce bioenergy in the form of biogas from ley forage. The remaining biogas after energy and fertiliser for the farm had been produced was assumed to be exported from the farm. If used to replace diesel in other sectors, it could provide a benefit to the climate by avoided fossil fuel combustion. The number of animals on the farm in the different scenarios and the resulting products are summarised in Table ES1.

⁴ In suckler herds the cows are not milked and the calves spend their first half year with their mother suckling.

⁵ Oat drink contains 1% protein and milk 3.4 %. In scenario 1-4 only the protein in the beef is replaced while in scenario HP1-HP4 both the protein in the meat and the milk is replaced.

Table ES1. Number of animals on the farm in the different scenarios and the resulting products. Differing values for HP scenarios are given in brackets.

	Reference	1 (HP1)	2 (HP2)	3 (HP3)	4 (HP4)
Product replacing part of the dairy beef in the reference scenario	-	Beef from suckler herds	Chicken	Cereals and grain legumes	Cereals and grain legumes
Number of animals on the farm					
Dairy cows	100	0	0	0	64
Suckler cows	0	95	49	49	0
Total cattle	286	272	140	140	183
Broiler chickens	0	0	10594	0	0
Products leaving the farm (ton)					
Dairy milk	880	0	0	0	563
Oat drink	0	880	880	880	317
Rapeseed oil	14	14	14	14	14
Beef, bone-free	20	20	10	10	13
Chicken, bone-free	0	0	11	0	0
Offal and blood	3,2	3,2	1,6	1,6	2,1
Cereals, food-grade	0	0 (74)	0 (73)	15 (88)	11 (37)
Grain legumes, food-grade	0	0 (69)	0 (69)	5.6 (75)	4.2 (29)
Protein feed ³	142 ²	142 ³	142 ⁴	142 ³	142 ⁵
Total protein	35	14 (35)	14 (35)	14 (35)	27 (35)

¹Value determined by the need to produce as much beef in this scenario as in the reference scenario.

²Value determined by the amount of semi-natural grassland for grazing.

³Corresponding amount in grain legumes. In order to replace rapeseed cake with grain legumes, 38 % more legumes are required. The corresponding figure for oat slurry is 19% (calculated based on crude protein content only).

Results

The farm's environmental impact for the reference dairy milk scenario and the alternative oat drink scenarios are compared in Figure ES2. In all scenarios, the same amount of semi-natural grassland was grazed. Besides dairy milk and oat drink, rapeseed oil, protein feed and a protein-rich product to replace the beef produced in dairy farming were produced (for quantities see Table ES1).

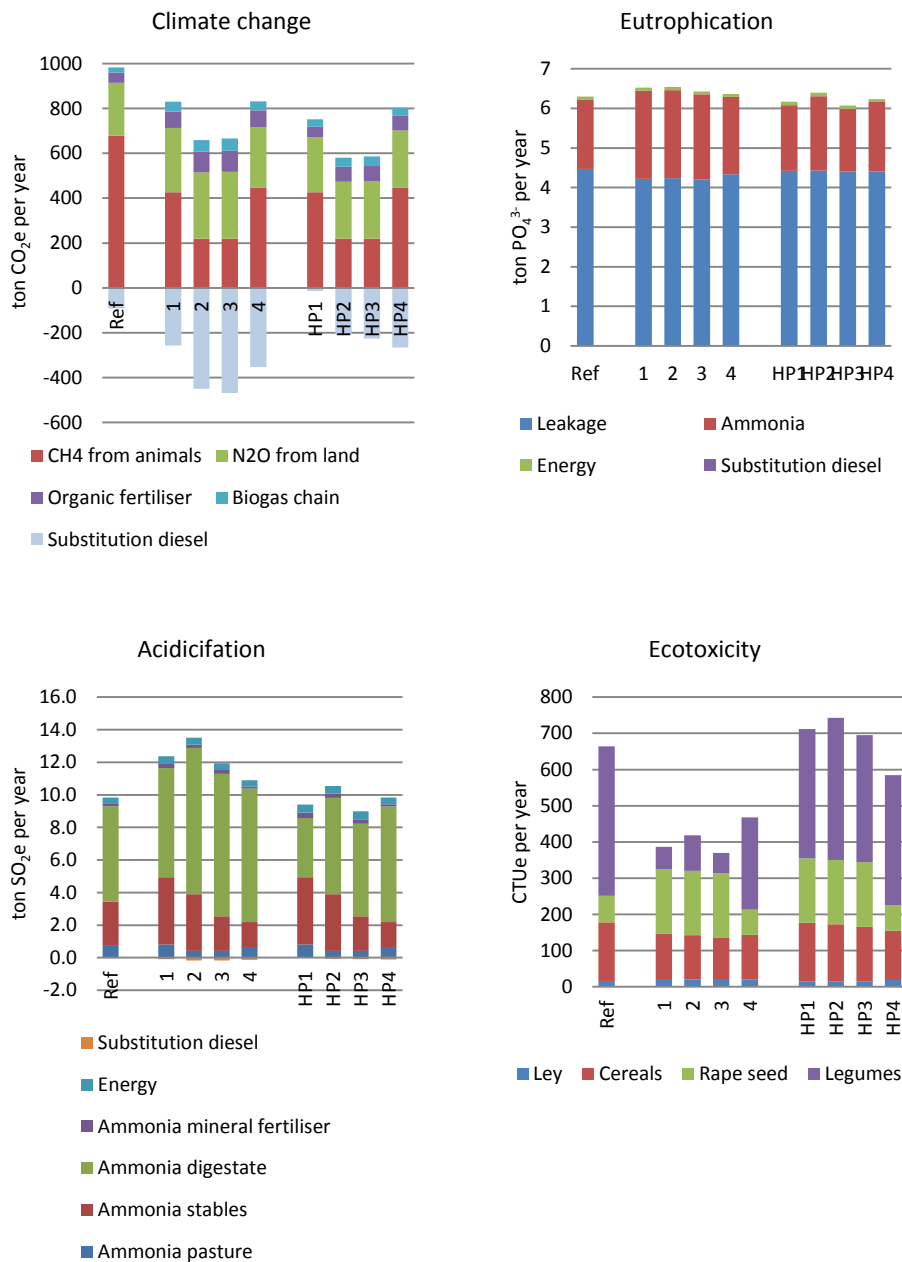


Figure ES2. Environmental impact of a dairy farm (Ref) and of eight different scenarios producing oat drink instead of dairy milk. In all scenarios, the same amount of semi-natural pasture was grazed.

The climate impact was considerably lower for all eight alternative scenarios compared with the reference scenario, due in particular to reduced methane emissions from ruminants. Especially if the

substitution effect of biogas replacing diesel in society is considered the benefit for climate is substantial from producing oat dring instead of milk. Note that this substitution effect only applies as long as there are fossil fuels to replace in society. Moreover, results should not be interpreted as the *food products* from the farm having a low climate impact. To establish the individual carbon footprint of the different farm products, emissions must be allocated between these. The substitution effect would then be assigned to the biofuel, because its production can be completely separated from the production of food and feed. Overall, however, the results show that producing plant-based foods instead of animal foods frees up land that can be used to produce bioenergy, which can reduce the climate impact of society at large.

Even in scenarios producing the same amount of beef as in the reference case (scenarios 1 and HP1), the greenhouse gas emissions were lower due to lower methane emissions from suckler cows compared to dairy cows and less need for feed.

The eutrophication potential was somewhat higher in the alternative scenarios and the acidification potential substantially higher in scenario 1-4. This is a consequence of the higher amounts of spared land in these scenarios (figure ES3) which gives more biogas production but also more nitrogen rich digestate as a by-product from this production. Handling of digestate can result in considerable ammonia losses during storage and spreading. However, these ammonia losses depend on a range of factors and there are great technical potential to reduce these losses. The substitution effect of biogas replacing diesel in society is very small for eutrophication and acidification potential since it was assumed in this study that emissions of eutrophying and acidifying substances were about the same for biogas and diesel. Ecotoxicity was considerable lower for scenario 1-4 where much land was spared and hence ley cultivation dominated. Ecotoxicity was considerable lower in scenario 1-4 in which more land was spared and hence ley cultivation dominated. For scenarios HP1-HP4 the ecotoxicity is higher than in the reference scenario due to less ley and more annual crops in which pesticide use is higher.

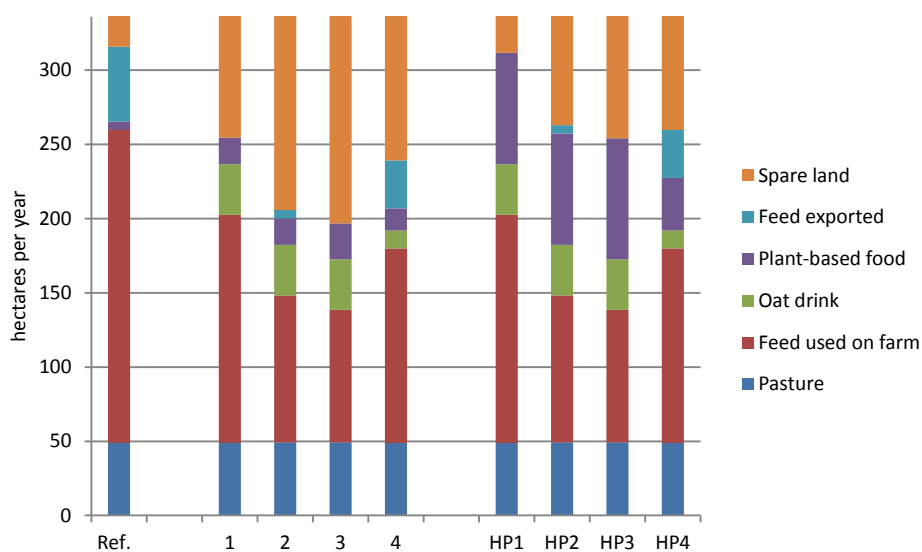


Figure ES3. Land use on the farm in the reference scenario and in alternative scenarios 1-4 and HP1-HP4.

The impact of using the freed land will depend on what it is used for. In this study it was used for cultivation of ley that was digested into biogas. There are many other uses. Constructing e.g. a wetland would reduce phosphorus losses and create habitats for endangered species, benefiting biodiversity. By growing trees that sequester carbon from the air for long periods, the climate impact could be reduced. The land could also be used to produce more food, which could e.g. be exported from Sweden. Since the environmental impact to such large extent depend on the what the spared land is used for, it is also interesting to analyse the environmental impact from the farm without use of the spare land in order to more clearly illustrate differences between the milk producing system and the oat dring producing system. Results from such an analysis are shown in figure ES4.

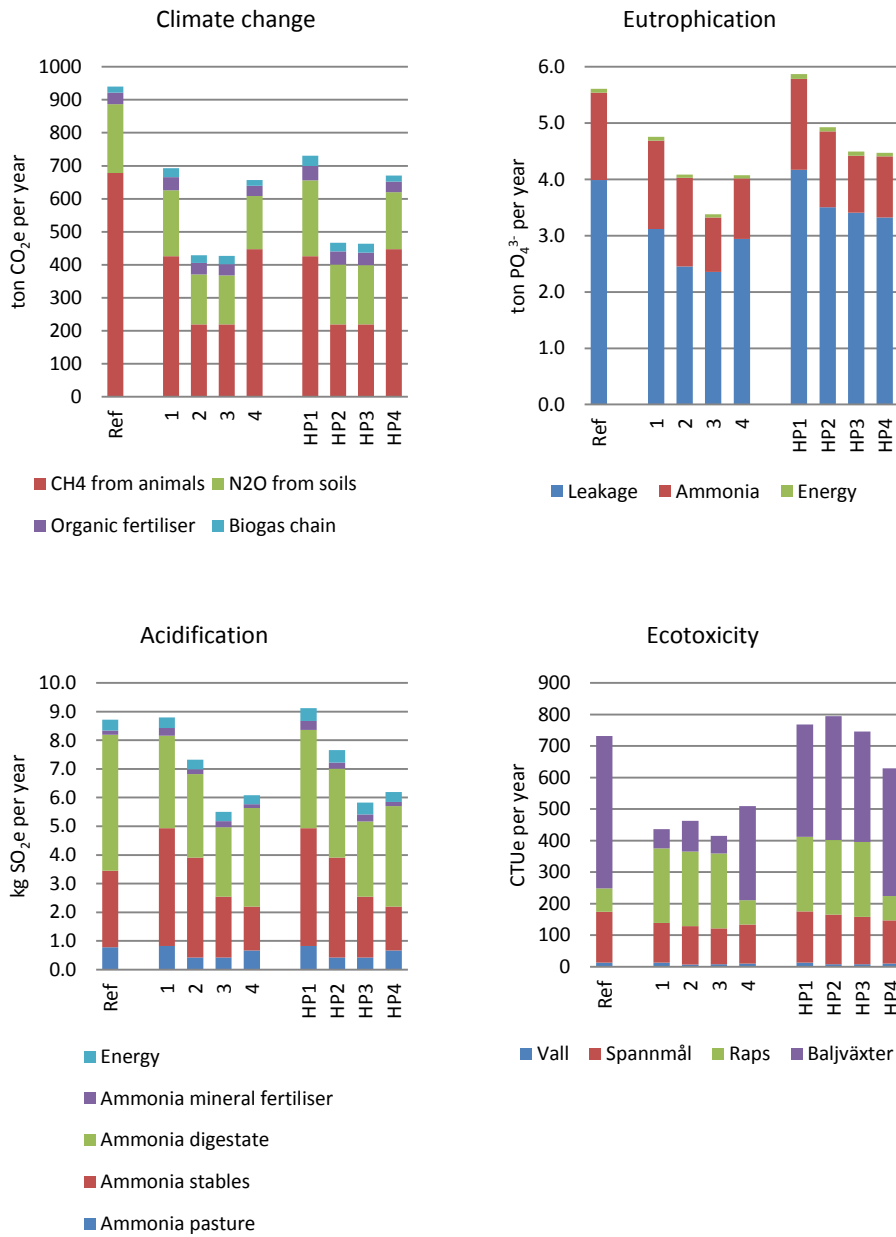


Figure ES4. Environmental impact of a dairy farm (Ref) and of eight different scenarios producing oat drink instead of dairy milk, **without** using the spared land. In all scenarios, the same amount of semi-natural pasture was grazed.

The climate impact was considerable lower here as well for the alternative scenarios compared with the reference scenario due to lower methane emissions from ruminants. Emissions of acidifying and

eutrophying substances were also significantly lower in all scenarios except for acidification in scenarios 1 and HP1, and eutrophication in HP1. The lower acidification potential was due to the lower number of animals and thus lower amounts of manure, reducing ammonia emissions. In scenarios 1 and HP1, however, the number of animals was only slightly lower than in the reference scenario and the suckler animals were assumed to be kept in a stable system with deep litter, resulting in higher ammonia emissions than for the slurry system used for dairy cows. Eutrophication potential is correlated with the amount of land used, because eutrophying emissions are dominated by nutrient losses from arable land, which were fairly similar for the different crops. Therefore, the eutrophication potential was approximately equal in HP1 and in the reference scenario, because almost all land on the farm was used (Figure ES3). The ecotoxicity results depended partly on amount of land cultivated and partly on the crops grown. Less land was cultivated in scenarios 1-4 than in the other scenarios, resulting in significantly lower ecotoxicity values. The reference scenario and HP1-HP4 used more land and more legumes were cultivated, resulting in a larger ecotoxicity value.

Discussion

This analysis compared a number of exploratory scenarios representing possible ways in which production of milk and beef on a Swedish farm could be replaced by other foods. The results showed that these alternative scenarios had great potential to reduce the climate impact, while the impact on the EQOs A Varied Agricultural Landscape and A Rich Diversity of Plant and Animal Life remained largely unchanged.

The results cannot be used to draw conclusions about short term reductions in current environmental impact by decreasing consumption of dairy milk and increasing consumption of oat drink alone, as the results apply to an entire system that also delivers other products and is almost completely decoupled from the global market. In the short term, and based on current trends, a reduction in dairy milk production in Sweden, and hence also dairy beef, could result in more beef being produced in e.g. Brazil to meet consumer demand, causing significant climate and biodiversity impacts.

Short-term predictive analyses are based on the assumption that current consumption trends are stable and that there is no willingness

or possibility to change them. Predictive analyses do not show how production systems could be designed to meet consumer demand for products at a much lower environmental impact. They can provide valuable insights into likely developments, but are not able to describe the targets. At worst, predictive scenarios can become self-fulfilling, so it is important to also perform more exploratory studies like this one.

This study compared dairy milk with oat drink, but in reality what people consider interchangeable foods is highly subjective. Food has many functions, most importantly to supply nutrition but also providing enjoyment, forming an important part of many traditions and marking status and identity. Enriched oat drink contains approximately the same nutrients that milk supplies in the Western diet. The exception is the lower protein content (1%) compared with dairy milk (3.4%). At the same time, there is general over-consumption of protein in the Western world, so it is relevant to consider how much protein a sustainable diet contains. This study thus compared cases where the protein in dairy milk was replaced with legumes and cereals (scenarios HP1-HP4) and where it was not replaced (scenarios 1-4). It is difficult to compare the health benefits of dairy milk and oat drink and the outcome depends largely on what the rest of the diet contains.

An important fact to consider when comparing dairy milk and oat drink is that beef is inevitably produced in dairy farming. As with dairy/oat drink, what people consider a suitable alternative to beef is highly subjective. This study investigated three different alternatives: beef from suckler herds, chicken and vegetable protein, all nutritionally comparable with dairy beef. The environmental impact was much lower in scenarios in which chicken or vegetable protein replaced beef. Whether dairy beef can be replaced with other, less environmentally damaging products thus greatly affected the results of the analysis.

This study analysed only the environmental impact, and not other sustainability aspects such as economic, social or cultural sustainability or animal welfare, which are all important aspects. In theory, however, such aspects can be changed, whereas the planet has its boundaries, however these are defined. Based on strong sustainability reasoning, it can be argued that economic systems, social conditions and cultural norms and traditions must be altered in order to steer future developments towards systems with lower environmental impacts.

Conclusions

This study revealed great potential to reduce the climate impact of agriculture by producing oat drink instead of dairy milk, while the impact on achieving a varied agricultural landscape and good plant and animal diversity was largely unchanged. It also revealed potential to reduce the acidification and eutrophication potential and ecotoxicity impacts by producing oat drink instead of dairy milk, though these environmental impact categories are more sensitive to the use of the land freed up after the oat drink and other replacement products have been produced. Further positive climate effects could be achieved if the bioenergy produced on freed land replaced fossil energy.

Calculating the environmental impact of farming systems is complex and associated with great uncertainties. This study presented approximate values, but in extensive sensitivity analysis of changes in crucial methodology and data the differences between dairy milk and oat drink production persisted. Thus the finding that dairy milk production is generally more environmentally damaging than oat drink production can be considered robust, while the absolute difference between the two may be uncertain. This conclusion applies even on considering EQOs that are more difficult to quantify, such as impacts on biodiversity.

Innehållsförteckning

1	Inledning	29
1.1	Syfte, mål och omfattning	30
1.2	Rapportens struktur	31
2	Bakgrund	32
2.1	Svensk mjölkproduktion idag	32
2.2	Produktion av havredryck	33
2.3	Miljöpåverkan och det svenska miljöarbetet	34
2.4	Miljöpåverkan från livsmedelskonsumtion	36
2.5	Att utvärdera miljöpåverkan från mat	38
	2.5.1 Livscykelanalys	38
	2.5.2 Scenarioanalys	48
	2.5.3 Miljöpåverkan från maten i ett större perspektiv	49
3	Metod	51
3.1	Studiens upplägg	51
	3.1.1 Översikt	51
	3.1.2 Referensscenario	53
	3.1.3 Alternativa produktionsscenarier	54
	3.1.4 Översikt samtliga scenarion	58
	3.1.5 Funktionell enhet och hantering av multifunktionalitet	59
	3.1.6 Systemgränser	59
	3.1.7 Alternativ markanvändning	60
3.2	Produktionsdata	61
	3.2.1 Mjolk- och nötköttsproduktionen	62
	3.2.2 Kycklingproduktionen	63
	3.2.3 Växtodling	64
	3.2.4 Mejeri och havredrycksfabrik	65
3.3	Utsläppsfaktorer	66
	3.3.1 Utsläpp av metan från djur	66
	3.3.2 Utsläpp av lustgas från mark	67
	3.3.3 Utsläpp till luft från stallgödsel, rötrest och mineralgödsel	68
	3.3.4 Läckage av kväve och fosfor från åkermark	71
3.4	Energiproduktion och energianvändning på gården	71
	3.4.1 Översikt	71
	3.4.2 Biogasproduktionen	73
	3.4.3 Användning av biogas på gården	74

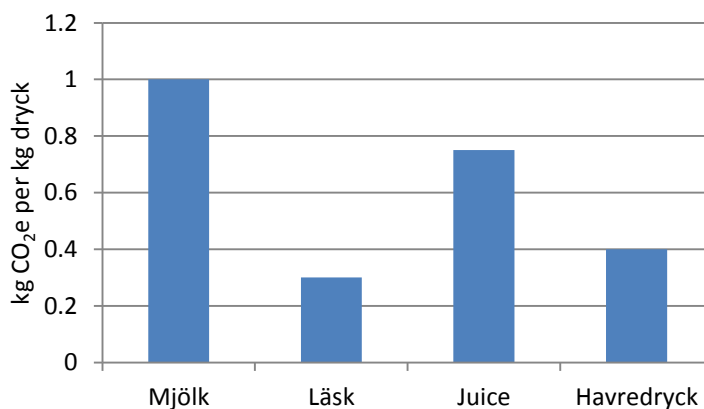
3.5	Miljöpåverkansbedömning	78
3.5.1	Begränsad klimatpåverkan	78
3.5.2	Bara naturlig försurning	80
3.5.3	Giftfri miljö	81
3.5.4	Ingen övergödning	83
3.5.5	Ett rikt odlingslandskap	85
3.5.6	Ett rikt växt- och djurliv	86
4	Resultat	89
4.1	Klimatpåverkan	89
4.1.1	Klimatpåverkan utan användning av marken som blir över	89
4.1.2	Klimatpåverkan med användning av marken som blir över	90
4.2	Potentiell försurning	92
4.2.1	Försurningspotential utan användning av marken som blir över	92
4.2.2	Försurningspotential med användning av marken som blir över	93
4.3	Ekotoxicitet	94
4.3.1	Ekotoxicitet utan användning av marken som blir över	94
4.3.2	Ekotoxicitet med användning av marken som blir över	95
4.4	Potentiell övergödning	96
4.4.1	Övergödningspotential utan användning av marken som blir över	96
4.4.2	Övergödningspotential med användning av marken som blir över	97
4.5	Markanvändning	98
4.5.1	Markanvändning	98
4.5.2	Grödor	100
5	Känslighetsanalys	102
5.1	Lustgas från mark och metan från djur	102
5.1.1	Lustgas från mark	103
5.1.2	Metan från djur	106
5.2	Skördenivåer	107
5.3	Minskad gödselgiva till vall	109
5.4	Läckage av metan från biogasproduktion	111
5.5	Produktion av grönt mineralkväve	112
5.6	Minskade ammoniakförluster	112
5.7	Extensiv eller intensiv dikoproduktion	114
5.8	Alternativ skötsel av betesmarker	116
5.9	Förändring i markens kolförråd	118
5.10	Bioenergi istället för proteinfoder	122
5.11	Påverkan på resultaten från delar som exkluderas i studien	123
5.11.1	Hudar från mjölkproduktionen	123

5.11.2	Skillnader i led efter gårdsgrind	124
5.11.3	Beräkning av havredryck och foder till mjölkkor	124
6	Diskussion	126
6.1	Tolkning av resultaten	126
6.1.1	Möjlig eller trolig utveckling som beslutunderlag	127
6.1.2	Användning av marken som blir över	129
6.2	Studiens begränsningar	130
6.2.1	Osäkerheter i beräkningar av miljöpåverkan	130
6.2.2	Kopplingen mellan miljöpåverkanskategorierna och miljömålen	131
6.2.3	Havredryck är inte mjölk	134
6.3	Livsmedlens funktion	135
6.3.1	Utbytbara livsmedel	136
6.3.2	Behovet av protein	137
6.3.3	Behovet av mikronäringsämnen	138
6.3.4	Att jämföra näring och miljöpåverkan från enskilda livsmedel	138
6.4	Mjölproduktion, naturbetesmarker och biologisk mångfald	139
6.5	Att odla och förädla baljväxter för humanföda i Sverige	144
6.6	Ekonomiska, kulturella och sociala aspekter	145
7	Slutsats	149
	Referenser	150
	Bilaga A: Foder och bete, slaktåldrar och slaktvikter inom mjölk- och nötköttsproduktionen	163
	Bilaga B: Näringsämnen i stallgödsel, slakterirester och växtrester	165
	Bilaga C: Beräkning kycklingfoderstat	166
	Bilaga D: Gödselanvändning	167
	Bilaga E: Kvantifiering av ekotoxiska effekter från användning av växtskyddsmedel	168
	Bilaga F. Beräkning av förändringar av åkermarkens kolhalt	178
	Bilaga G: Behov av protein och näringsrekommendationer	179

1 Inledning

Den mat vi äter, och den vi slänger, orsakar betydande miljöpåverkan (EC, 2006). Forskningen visar att för att nå miljömålen räcker det inte med produktionsförbättringar, utan även konsumtionsmönstren i västvärlden måste förändras (Bajzelj m fl, 2014; Foley m fl, 2011; Smith & Gregory, 2013). Konsumtionen av resurskrävande livsmedel, framför allt animaliska livsmedel måste minska (Garnett, 2011; Hedenus m fl, 2014; Kahiluoto m fl, 2014). En minskad animaliekonsumtion i västvärlden skulle också ge folkhälsovinster (Westhoek m fl, 2014). Vissa väljer också att inte äta animaliska produkter p.g.a. djuretiska skäl. Undersökningar gjorda av Demoskop visar att antalet vegetarianer och veganer i Sverige ökar, antalet veganer upp från 2 % till 4 % mellan år 2009 och 2014 och antalet vegetarianer upp från 4 % till 6 % under samma period (DN, 2014). Det finns alltså flera skäl att studera hur en alternativ livsmedelsproduktion som producerar mer vegetabilier och mindre animalier skulle kunna se ut och hur en sådan skulle påverka miljömålen.

Mjök är en basvara i den svenska kosten och produktion av mjök står för en betydande del av den svenska jordbruksproduktionen. De flesta tidigare studier har dock visat att beräknat per kg är mjök mer klimatbelastande än andra drycker (figur 1.1) och bidrar också ofta till mer försurning och övergödning. Mjökproduktion kan också bidra positivt till vissa miljömål framförallt om djuren betar, och på så sätt bevarar, artrika hagmarker.



Figur 1.1. Klimatpåverkan per kg för olika drycker. Data från Röö (2014).

Dryck gjord på havre, havredryck, är ett alternativ till mjök som kan ersätta vissa av mjölkens funktioner. Till exempel kan den drickas kall, och användas till bakning och matlagning. Beräkningar har visat att havredryck har betydligt lägre miljöpåverkan än mjölk då 1 kg mjök jämförs med 1 kg havredryck (Florén m fl, 2013). Tidigare studier har dock varit begränsade till att beräkna påverkan från en kg dryck isolerat från odlingsystemet och dess vidare påverkan på miljömål såsom Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv. Alternativ markanvändning, d.v.s. att eftersom havredrycksproduktionen tar mindre mark i anspråk än mjökproduktion så blir det mark "över" som kan användas till andra ändamål, har heller inte tidigare beaktats.

1.1 Syfte, mål och omfattning

Syftet med denna studie är att öka kunskapen om miljöpåverkan från odlingsystem som producerar havredryck i relation till miljöpåverkan från mjökproducerande system. Målet är att kvantitativt beräkna miljöpåverkan för ett antal fiktiva system där havredryck produceras tillsammans med olika typer av produkter som kan anses vara utbytbara mot det nötkött som också oundvikligen produceras inom mjökproduktionen. Dessa alternativa produktionssystem jämförs med ett system som producerar mjök och nötkött. Det ingår också i studiens omfattning att beakta användning av den mark som frigörs på grund av havredrycksproduktionens lägre behov av mark i jämförelse med mjökproduktion.

Miljöpåverkan som studeras utgår från de sex av de svenska miljömålen som bedöms ha störst relevans när det gäller miljöpåverkan från jordbruk (SNV, 2014a):

- Begränsad klimatpåverkan
- Ingen övergödning
- Bara naturlig försurning
- Giftfri miljö
- Ett rikt odlingslandskap
- Ett rikt växt- och djurliv

Denna studie kvantifierar endast påverkan på miljön och diskuterar endast översiktligt ekonomiska, kulturella och sociala aspekter. Inte heller djurvälstånd ingår i studiens omfattning.

1.2 Rapportens struktur

Resterande delar av rapporten är strukturerade enligt följande. I avsnitt två ges en bakgrund till svensk mjölk- och havredrycksproduktion, samt en kort genomgång av miljöpåverkan från livsmedelsproduktion och hur denna kan utvärderas och kvantifieras. Här ges en grundlig genomgång av hur mjölkens miljöpåverkan har beräknats med LCA tidigare eftersom det är viktigt att förstå de metodologiska utmaningar det innebär att studera miljöpåverkan från mjölk.

I avsnitt tre beskrivs först hur studien är upplagd, vilka scenarier som ingår och viktiga metodval (avsnitt 3.1). I avsnitt 3.2 beskrivs produktionsdata som används i beräkningarna och i avsnitt 3.3 de faktorer som används för att beräkna utsläppen. I avsnitt 3.4 beskrivs energiproduktionen och energianvändningen på gården och i avsnitt 3.5 beskrivs hur olika typer av miljöpåverkan kvantifieras eller på annat sätt beaktas i denna studie. I avsnitt fyra presenteras resultaten och i avsnitt fem utförs en omfattande känslighetsanalys för att testa robustheten i resultaten. Diskussionen i avsnitt sex rör ett brett spektrum av aspekter som kan kopplas till resultaten inklusive studiens begränsningar. Det avslutande avsnittet (avsnitt sju) innehåller slutsatser från studien.

2 Bakgrund

2.1 Svensk mjölkproduktion idag

Svensk mjölkproduktion karaktäriseras av specialiserade mjölkföretag med högavkastande kor (främst Svensk Holstein och Svensk röd boskap). Djurens foder baseras i hög grad på egenproducerat vallfoder (gräs/klöverensilage) som kompletteras med spannmål och proteinkoncentrat alternativt inköpt kraftfoderblandning. Mer än hälften av alla kor går i lösdrift och ca 30 % av mjölken kommer från kor som mjölkas i automatiska mjölkningssystem (Landin & Gyllensvärd, 2012). Vid mjölkproduktion produceras även nötkött från mjölkkor som slaktas och från kalvar som föds upp för kött.

I Sverige finns lagstadgat krav på minst sex timmars bete för alla nötkreatur över sex månader under betessäsongen (med tjurar undantagna). Betesperioden varierar mellan 2-4 månader beroende på breddgrad. Eftersom mjölkkor mjölkas två-tre gånger per dag måste de hållas i närheten av ladugården och betet för mjölkorna sker främst på åkerbete (åker som såtts med vallgrödor) och bara i liten omfattning på naturbetesmark. För kvigor och sinkor (kor som snart ska kalva och därför inte mjölkas för tillfället) passar naturbetet bra och dessa djur betar en betydande andel av de svenska naturbetesmarkerna (avsnitt 6.4; SJV, 2009; 2013a).

År 2013 producerades 2,87 miljoner ton mjölk (SCB, 2014a). Mjölkproduktion per ko och år har ökat drastiskt, från ett årsmedeltal på 5300 kg per ko år 1980 till 8300 kg år 2012 (SCB, 2008; 2014a; 2014b). Således har också antalet mjölkkor minskat, från 656 000 år 1980 till drygt 346 000 år 2012 (SCB, 2008; 2014b). Minskningen av antalet mjölkkor beror också på att mindre företag lagt ned p.g.a.

generationsväxlingar och minskad lönsamhet. Antalet gårdar har minskat drastiskt medan de gårdar som är kvar har allt fler kor. 1983 var den genomsnittliga besättningsstorleken 17 mjölkcor, vilken hade ökat till 70 år 2012 (SJV, 2015). Flest antal mjölkcor finns i Götalands skogsbygder. Nästan 13 % av den producerade mjölken är ekologisk (LRF Mjolk, 2013).

Av den mjölk som vägdes in vid svenska mejerier användes 45 % till mjölk, fil, grädde och yoghurt, 33 % till ost och 18 % till mjölkpulver, samt 4 % till kärnmjölkspulver och matfettsprodukter (SJV, 2012). Dryckesmjlken har minskat med 14 % de senaste 10 åren medan produktionen av yoghurt och fil legat konstant. Produktionen av grädde och mjölkpulver har under samma period ökat kraftigt (med 28 % respektive 31 %) medan ostproduktionen gått ned med 19 %. Laktosfri mjölk har ökat mycket och står för idag för 5 % av den totala mjölkförsäljningen (SJV, 2012).

Mjölkföretagaren får betalt per kg levererad mjölk och halten av fett och protein i mjölken. Det s.k. avräkningspriset har legat relativt konstant de senaste 25 åren kring ca 3 kr/kg mjölk även fast inflationen ökat liksom mjölkpriset ut till konsument (SJV, 2012). Avräkningspriset påverkas av de globala priserna på mjölk, smör och skummjölkspulver eftersom mejeriprodukter handlas i stor utsträckning på den globala livsmedelsmarknaden. Utöver priset för mjölken tillkommer ett antal stöd som betalas ut till mjölkföretagen. Gårdstöd betalas ut till alla jordbruksföretag som uppfyller ett visst antal villkor. För mjölkproduktion norr om 62:a breddgraden finns ett statligt stöd för att bevara jordbruk i dessa områden där produktionsförutsättningarna är sämre. Inom EU är idag skolmjölkstödet det viktigaste stödet till mjölkproduktionen. Sverige utnyttjade mjölkstödet till ca 5 % av den producerade dryckesmjlken år 2009/2010 (SJV, 2012). Från och med 2015 införs ett nytt stöd för att stödja mjölk- och nötköttsproduktionen och för att bibehålla betesmarker. Stödet betalas ut baserat på antalet nötkreatur över ett år som finns på gården (SJV, 2014a).

2.2 Produktion av havredryck

Havredryck är en vegetabilisk dryck som består av mald havre blandad med i huvudsak vatten. Efter att den malda havren har blandats med vatten tillsätts enzymer som bryter ned havrestärkelsen till mindre

komponenter. Sedan separeras kliet, d.v.s. de grova olösliga skalen från havren i en separeringsprocess. I nästa steg tillsätts rapsolja, kalcium och vitaminer. Slutligen värmebehandlas havredrycken för att förlänga hållbarheten och paketeras för leverans till handeln (Oatly, 2014a). Det i Sverige idag en fabrik som tillverkar havredryck. Fabriken ligger i Landskrona och ägs av företaget Oatly. Råvaran är uteslutande svensk havre och raps, samt importerade berikningsprodukter. Oatly grundades på 90-talet efter att forskare på Lunds Universitet utvecklat en metod att bryta ned havrefibrer med naturliga enzymer utan att betaglukanerna som är de hälsofrämjande fibrerna i havren förstörs. Metoden är nu patenterad. Oatly ägs av Påengruppen, Industrifonden, Östersjöstiftelsen, grundarna, privatpersoner och anställda. Havredryck tillverkas också av andra företag t.ex. Provitamil och Alpro.

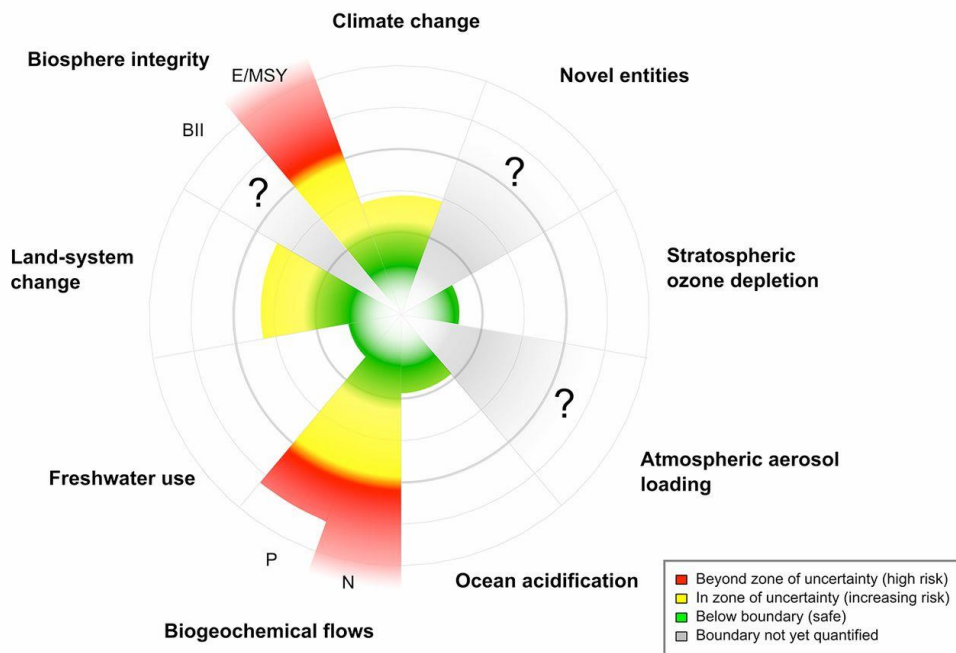
Vid produktion av havredryck produceras också restprodukten havreslurry. Havreslurryn har en relativt hög råproteinhalt, 28 %, vilket gör den till ett intressant djurfoder. Det finns dock vissa begränsningar: fiberinnehållet är relativt högt vilket gör att slurry bara kan utgöra en mindre del av foderstaten till grisar och med en fetthalt på 14 % (Florén m fl, 2013) begränsas användningen även till nötkreatur. Torrsubstanshalten i slurryn är ca 22 %, vilket gör att det krävs blötutfodringsystem/ fodermixsystem eller en torkningsprocess för att slurryn ska kunna hanteras rationellt och hygieniskt på gården.

2.3 Miljöpåverkan och det svenska miljöarbetet

Påverkan på miljön från olika mänskliga aktiviteter sker på många olika sätt. Utsläpp av växthusgaser orsakar uppvärmning av atmosfären och haven och sätter klimatsystemet i obalans. Utsläpp av reaktivt kväve till luft och vattendrag orsakar övergödning och försurning. Spridning av naturfrämmande ämnen i naturen utgör en hälsofara för växter, djur och människor. Många arter hotas också av utrotning p.g.a. att deras livsmiljöer förstörs, många gånger för att jordbruksmark breder ut sig.

Figur 2.1 visar hur mänskliga aktiviteter påverkar olika miljöområden. Den inre gröna cirkeln beskriver de säkra gränserna medan de gula och röda markeringarna visar hur långt från eller över dessa gränser påverkan befinner sig nu. På flera områden är bedömningen att gränsen redan är passerad (Steffen m fl, 2015). När det gäller introduktion av naturfrämmande ämnen t.ex. kemiska

föroreningar i naturen och utsläpp av aerosoler (luftföroreningar) i atmosfären är kunskapsläget för svagt för att kunna definiera några gränser. Det är alltså oklart hur allvarligt läget är för dessa områden. Att försöka kvantifiera hur mycket ekosystemen tål av olika påverkan är svårt och behäftat med stora osäkerheter. Det är dock uppenbart att läget är mycket allvarligt på många områden och att stora insatser krävs för att vända utvecklingen åt rätt håll (IPCC, 2014a; b; MEA, 2005; Mont m fl, 2014; Steffen m fl, 2015).



Figur 2.1. Planetens gränser (från Steffen m fl, 2015).

I Sverige är miljöarbetet organiserat kring ett generationsmål, 24 etappmål och 16 miljö kvalitetsmål. Generationsmålet lyder:

"Det övergripande målet för miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser."

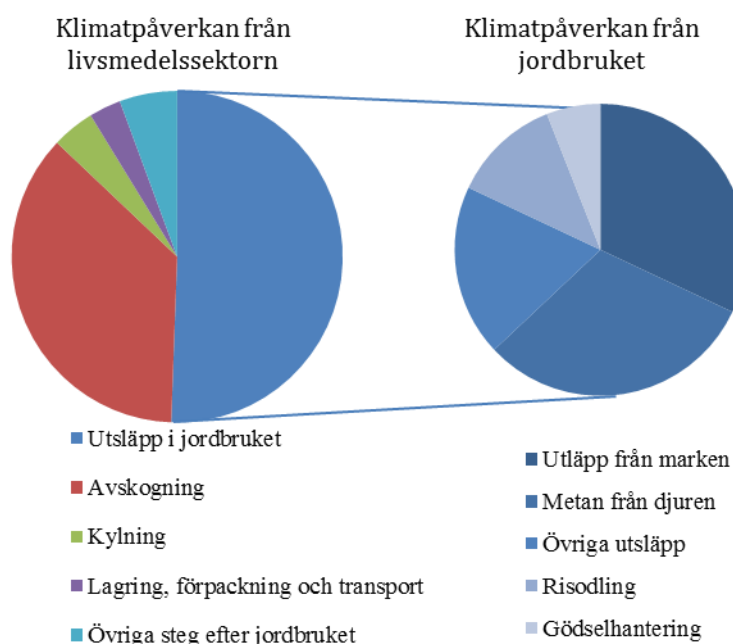
Generationsmålet ska vara vägledande för allt miljöarbete i Sverige och innebär bl.a. att den biologiska mångfalden samt natur- och kulturmiljön ska bevaras, att det sker en god hushållning med naturresurserna och att konsumtionsmönstren orsakar så små miljö- och hälsoproblem som möjligt (SNV, 2014a). Miljö kvalitetsmålen

beskriver det tillstånd i miljön som ska uppnås inom olika områden t.ex. för att begränsa klimatpåverkan, få en giftfri miljö och minska övergödningen. De miljökvalitetsmål som denna studie fokuserar på beskrivs mer ingående i avsnitt 0

2.4 Miljöpåverkan från livsmedelskonsumtion

Konsumtionen av livsmedel står för en stor del av miljöpåverkan. Inom EU orsakar konsumtion av mat och dryck mellan 20-50 % av den totala miljöpåverkan från EU-medborgarnas konsumtion. Kött och mejeriprodukter är de livsmedel som är mest miljöbelastande (EC, 2006).

Globalt domineras klimatpåverkan från livsmedelssektorn av utsläpp från jordbruket och utsläpp orsakade av att mark avskogas för att ge plats för ny jordbruksmark (figur 2.2). Till det kommer en mindre del från förädling, lagring, förpackningar och transporter.



Figur 2.2. Klimatpåverkan från livsmedelssektorn (CCFAS, 2014).

Inom jordbruket är det metan och lustgas som dominerar utsläppen. Metan bildas i idisslarnas magar när fodret bryts ned. Lustgas bildas i jorden genom biologiska processer. Att lustgasutsläppen blir stora beror på de stora mängder kväve som tillförs åkermarken i form av

mineralgödsel, växtrester och stallgödsel. Metan och lustgas är ca 34 respektive 298 gånger mer potenta som växthusgaser än koldioxid (IPCC, 2013). Till detta kommer även utsläpp av växthusgaser från hantering av stallgödsel, samt användning av fossil energi i traktorer och för tillverkning av mineralgödsel.

Jordbruket är den sektor som bidrar mest till övergödningen. Kväve och fosfor läcker ut från åkermarken och orsakar algbloomning och påföljande syrebrist. Utsläpp av ammoniak från gödsel bidrar också till övergödningen och ger också försurning. Användningen av bekämpningsmedel sprider naturfrämmande ämnen i ekosystemen. På många platser på jorden är brist på vatten ett stort problem. I Sverige har vi dock gott om vatten. I leden efter jordbruket förbrukas fossil energi för förädling, lagring, förpackningar och transporter vilket ger koldioxidutsläpp och således klimatpåverkan.

Det pågår en hel del forskning kring hur en hållbar livsmedelsförsörjning kan åstadkommas. Idag får ca en miljard människor inte tillräckligt med mat eller lider av brist på vissa näringsämnen medan ca 1,5 miljarder är överviktiga eller feta och riskerar sjukdomar förknippade med det (Swinburn m fl, 2011; FAO, 2011a). Till år 2050 ökar världens befolkning till ca 10 miljarder. Det behöver sannolikt produceras mer mat än vad som görs idag (Valin m fl, 2014) men med betydligt lägre miljöpåverkan. Utmaningen är således enorm. En uppmärksam studie (Foley m fl, 2011) listar fyra strategier för att ta sig an denna utmaning:

- 1) *Stoppa utvidgningen av jordbruksmark.* Jordbruksmark som breder ut sig och orsakar avskogning av känsliga ekosystem är förödande för biologisk mångfald.
- 2) *Stäng skördegapet.* På vissa platser på jorden är skördarna låga trots att det finns potential att producera mycket mer. Här måste skördarna öka så att utvidgningen av jordbruksmark kan undvikas.
- 3) *Öka resurseffektiviteten.* Genom att använda vatten, gödsel och bekämpningsmedel mer effektivt kan användningen av dessa minska.
- 4) *Förändrade kostmönster och minskat svinn.* Genom att konsumera mer vegetabilier och mindre animalier, samt genom att minska svinnet blir mer mat tillgängligt och mindre mängd mark behöver odlas.

Det råder stor enighet bland forskare kring dessa strategier för att minska miljöpåverkan från livsmedelssektorn, även om det finns olika syn på hur man gör detta på bästa sätt och hur långt man kan komma med olika åtgärder (Mont m fl, 2014). Det står klart att det inte kommer att räcka med bara produktionsförbättringar. Uppskattningar visar att utsläppen av växthusgaser kan minska med max 15-30 % genom effektivare och bättre produktion (Bellarby m fl, 2013, McMichael m fl, 2007; Weidema m fl, 2008). Det kommer alltså också krävas en minskad konsumtion av resurskrävande livsmedel, speciellt kött och mejeriprodukter, samt minskat svinn och minskad överkonsumtion.

2.5 Att utvärdera miljöpåverkan från mat

Den dominerande metoden för att utvärdera miljöpåverkan från livsmedel är livscykelanalys (LCA). Det finns många olika verktyg för att utvärdera miljöpåverkan och hållbarhet (se t.ex. Finnveden & Moberg, 2005; Höjer m fl, 2008; Singh m fl, 2009) men få som både är produktorienterade, d.v.s. relaterar miljöpåverkan till enskilda produkter eller tjänster, och som beaktar flera olika miljöaspekter. Därför är olika varianter av LCA den metod som används i nästan alla studier som studerar miljöpåverkan från mat och den enda som diskuteras här.

2.5.1 Livscykelanalys

LCA-metodik har används sedan 1960-talet för att jämföra miljöpåverkan från olika produkter och tjänster såsom t.ex. förpackningar, metaller, energibärare, transportsystem och avfallshanteringssystem. Metodutvecklingen inom LCA har varit och är intensiv (Finnveden m fl, 2009; Guinée m fl, 2010; Hellweg & Milà i Canals, 2014; Reap, 2008a; 2008b).

Grundläggande begrepp

I en LCA kartläggs alla utsläpp samt förbrukning av resurser i alla led som ingår för att ta fram, använda och avfallshandera en produkt eller en tjänst. För ett livsmedel ingår utsläpp som sker i jordbruket t.ex. från mark, djur och gödsel samt de utsläpp och den förbrukning av resurser som sker vid tillverkning och transporter av insatsvaror, i huvudsak gödsel och energi. Vidare ingår för ett livsmedel även

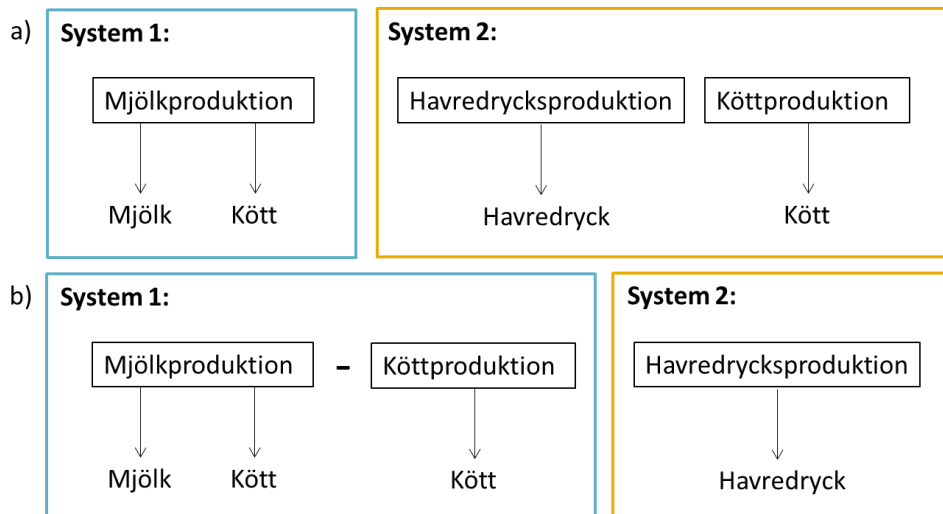
förädling, förpackning, lagring, transporter, tillagning och avfallhantering i en fullständig livscykelanalys. Systemgränserna kan dock anpassas efter syftet med studien. Om syftet är att jämföra olika produktionssystem inom jordbruket, t.ex. påverkan av olika typer av foderstater på samma plats, kan gränsen sättas vid gårdsgrunden eftersom efterföljande led är samma och inte påverkar jämförelsen.

Den *funktionella enheten* (FE) är ett begrepp som används inom LCA för att beskriva funktionen hos det system som studeras. Det ska vara mätbart och tydligt beskriva funktionen som studeras. Det kan finnas olika sätt att uppnå samma funktion. Om t.ex. tapet ska jämföras med väggfärg är en lämplig funktionell enhet *täckning av 1 m² vägg i 20 år*. På så sätt går det att jämföra olika väggfärger med olika täckförmåga och livslängd, tapeter och även andra material för att täcka väggar. När det gäller mat är den vanligaste FE *produktion av 1 kg livsmedel*, men det kan också vara relevant att studera miljöpåverkan per energiinnehåll (t.ex. per kilokalori) eller per kg protein. Det finns också mer avancerade sätt att väga samman flera näringsaspekter i den FE (Smedman m fl, 2010; Saarinen m fl, 2012) och det finns fall där det är mer relevant att beräkna miljöpåverkan för en hel diet, per hektar odlad mark eller per gård eller odlingssystem, än per kg livsmedel (avsnitt 6.3.4).

Resultaten från en livscykelanalys presenteras i olika miljö kategorier såsom klimatpåverkan, övergödnings- och försurningspotential, eko- och humantoxicitet etc. Det finns också metoder för att följa dessa miljö kategorier vidare till vilka effekter de har på miljön. Inom LCA-metodik finns också metoder för att väga samman olika miljöaspekter till ett enda mått. LCA-metodik är standardiserad av ISO (ISO 2006a; b) som anger hur analysen ska struktureras och vilka delar som ska finnas med. ISO-standarderna är, och behöver vara, vag för att möjliggöra för olika typer av LCA med olika syften och utgångspunkter och för LCA på olika typer av system med olika karaktäristika. Olika organisationer har sedan, baserat på ISO-standarderna, givit ut olika bransch-, produkt eller miljö kategorispecifika riktlinjer. Till exempel har IDF (International Dairy Federation) tagit fram riktlinjer för att beräkna miljöpåverkan från mejeriprodukter (IDF, 2010) och inom EU har man tagit fram ENVIFOOD Protocol som innehåller riktlinjer för att beräkna miljöpåverkan för livsmedel inklusive drycker (Food SCP RT, 2013).

Hantering av multifunktionalitet

De flesta produktionssystem är multifunktionella, d.v.s. de producerar mer än en produkt. Oftast är det en av produkterna som är huvudprodukt och själva anledningen till att produktionen sker. Övriga restprodukter kan vara antingen restprodukter (som ofta har ett ekonomiskt värde) eller avfall (som ofta inte har något ekonomiskt värde eller kostar att avfallshantera). I ett mjölkproducerande system är det mjölken som är huvudprodukten och den viktigaste restprodukten är nötkött. Andra restprodukter är hudar, inälvor och blod, slakterirester och gödsel. När ett produktionssystem levererar flera produkter och man är intresserad av miljöpåverkan från en av dessa måste miljöpåverkan från produktionen delas upp på de olika produkterna. Det finns flera olika sätt att göra detta. Det är vanligt att dela upp utsläppen baserat på t.ex. ekonomiska eller fysiska samband, s.k. allokering. ISO-standarden säger dock att allokering bör undvikas och att systemgränserna istället bör expanderas till att innefatta även produktion av en alternativ produkt som kan ersätta restprodukten. Detta kan göras på två olika sätt. Antingen inkluderas samtliga produkter i den FE s.k. systemutvidgning, eller så dras utsläppen från den eller de produkter som ersätter restprodukterna av från de totala utsläppen från det system som studeras, s.k. substitution. Det finns olika åsikter kring hur ISO-standarden ska tolkas och när det är lämpligt att använda sig av dessa olika sätt hantera multifunktionalitet (Brander & Wylie, 2011; Finnveden m fl, 2009; Weidema m fl, 2014), vilket har lett till att båda sätten används.



Figur 2.3. Olika sätt att hantera multifunktionalitet i en LCA som jämför mjölk och havredryck. I a) expanderas System 2 till att innehålla både produktion av havredryck och kött så att det producerar samma saker som System 1 (under förutsättning att havredryck kan jämföras med mjölk). I b) inkluderas istället en alternativ köttproduktion i System 1 och miljöpåverkan från denna köttproduktion subtraheras från mjölkproduktionens påverkan. (Bilden ritad med inspiration från Spångberg, 2014.)

Olika typer av livscykelanalyser

Under senare år har två grenar inom livscykelanalysen vuxit fram och diskuterats flitigt. Bokföringsanalysen (ALCA - Attributional LCA på engelska) handlar om att bokföra faktiska utsläpp på olika produkter och man använder sig oftast av allokering för att dela upp utsläpp mellan olika produkter. Man kan jämföra med ekonomisk bokföring på ett företag där man delar upp kostnaden för gemensamma poster, t.ex. ekonomi- och personalfunktioner, på olika produkter enligt ekonomiska eller fysiska samband (t.ex. årsproduktion av en viss produkt). I bokföringsanalys använder man sig av medeldata, t.ex. så används för el data för den produktionsmix där man befinner sig. För produktion i Sverige används således den nordiska elmixen som består i huvudsak av vatten och kärnkraft, vindkraft samt biobränsle och fossileldade kraftverk. I ALCA studeras således vilken påverkan olika processer ger upphov till och dessa fördelas ut på de produkter som systemet levererar.

Som ett alternativ till bokföringsanalysen växte konsekvensanalysen (CLCA - Consequential LCA på engelska) fram (Ekvall & Weidema, 2004; Tillman, 2000). Istället för att som i ALCA inkludera utsläppen från de faktiska processerna som ingår i produktionen av en produkt, inkluderar man i CLCA de processer som påverkas av en förändring av

efterfrågan på produkten som studeras. Frågan som man försöker besvara i en CLCA är "Vad får en ökad (eller minskad) efterfrågan av en viss produkt för miljömässiga konsekvenser?". Ett sätt att utföra CLCA är att förutsätta att den globala marknadstrenden för kringliggande system är oförändrad, d.v.s. man studerar förändringar på marginalen av att efterfrågan på produkten som man studerar förändras (Weidema, 2003). Ett annat sätt är att använda ekonomiska jämviktsmodeller och på så sätt inkludera större effekter på marknaden (Kløverpris m fl, 2008; 2010; Marvuglia m fl, 2013).

I CLCA använder man alltid systemexpansion och expanderar systemet till att innehålla de processer som påverkas. När det gäller data används marginaldata. För el innebär det att det inte går att använda den nordiska elmixen för elanvändning i Sverige eftersom en ökad efterfrågan på el inte leder till en proportionerlig utbyggnad av samtliga energibärare i den nuvarande elmixen (el från vatten- och kärnkraft kommer t.ex. sannolikt inte att byggas ut). Man inkluderar alltså endast de processer som inte är begränsade och som kan påverkas av en ökad efterfrågan på marknaden (Weidema, 2003; 2008).

Valet mellan ALCA och CLCA beror på syftet med analysen (Tillman, 2000). Bland LCA-forskare och användare finns det dock delvis olika syn på när det gäller användning av dessa metoder (Ekvall m fl, 2005; Finnveden m fl, 2009). En del argumenterar för att CLCA bör användas i alla situationer eftersom LCA alltid utförs i syfte att ta fram beslutsunderlag och det är konsekvenserna av dessa beslut som bör studeras (Marvuglia m fl, 2013; Weidema m fl, 2003). Användningen av ALCA är dock fortfarande mest utbrett inom industrin och inom olika standarder för specifika produkter eller användningsområden. ALCA kan vara lämpligt att utföra i ett tidigt skede i en beslutsprocess då syftet är att utforska olika alternativa lösningar på ett problem ska lösas (Tillman, 2000). Ett annat användningsområde för LCA är att identifiera en önskvärd framtid och att sedan använda sig av backcasting⁶ för att definiera nödvändiga styrmedel och åtgärder (Hellweg & Milà i Canals, 2014; Zamagni m fl, 2012). Vid utarbetning av en sådan önskad situation kan det vara lämpligt att använda ALCA eftersom man då konstruerar en statisk framtida önskvärd situation

⁶ Backcasting är en metod för att ta fram normativa scenarion och sedan utforska dess genomförbarhet och dess konsekvenser. För mer information se t.ex. http://forlearn.jrc.ec.europa.eu/guide/4_methodology/meth_backcasting.htm

och inte betraktar en ändring från nuvarande situation. Konsekvenserna av åtgärder för att nå en sådan önskvärd framtid bör dock utvärderas med CLCA för att säkerställa en optimal väg mot denna önskvärda framtid.

Markanvändning i LCA

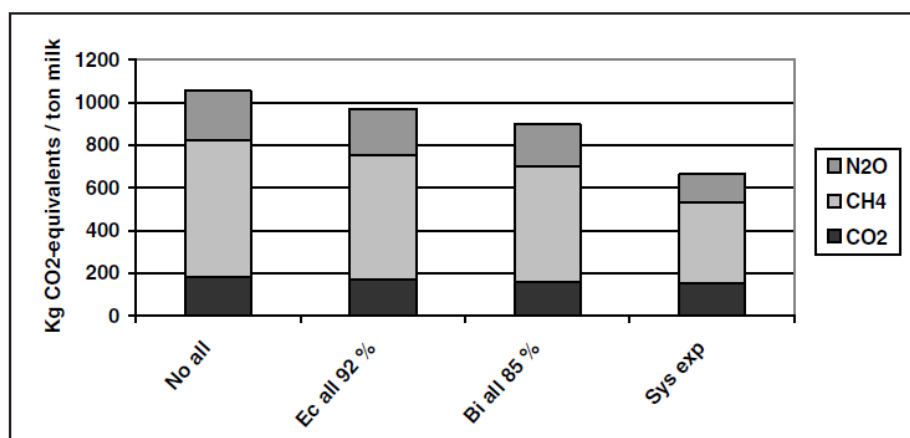
Jordbruksprodukter skiljer sig från industriprodukter på flera sätt varav ett av de mest påtagliga är att jordbruksprodukter använder mycket mark. Det är därför vanligt att man i LCA inkluderar markanvändning som en påverkanskategori, ofta genom att beräkna hur många kvadratmeter per år som krävs för produktion av en viss produkt. Ibland delas markanvändningen upp på olika markkategorier t.ex. åkermark och betesmark.

Det kan vara svårt att avgöra vilken produkt som är fördelaktigast om en produkt orsakar t.ex. lägre klimatpåverkan än en annan men använder mer mark. Det beror på att skillnaden i markanvändning mellan de två produkterna teoretiskt kan användas till något annat. Det blir i det ena fallet så att säga "mark över". Ofta har detta resonemang förts fram i jämförelser mellan ekologisk och konventionell jordbruksproduktion. Några studier har beräknat hur sådan alternativ användning av mark påverkar jämförelsen mellan ekologiska och konventionella produkter genom att anta att det produceras bioenergi på den mark som blir över (Berlin & Uhlin, 2004; Tuomisto m fl, 2013). Om man sedan antar att den bioenergi som produceras ersätter fossila bränslen får man ett "negativt bidrag" till klimatpåverkan som kan räknas av från de direkta utsläppen i form av bl.a. metan och lustgas från produktionen. Ett annat sätt att beakta alternativ användning av mark presenteras av Schmidinger & Stehfest (2012). Deras metod bygger på principen att all jordbruksproduktion förhindrar återväxt av naturlig vegetation och den kolinlagring som det innebär. Denna kolinlagringspotential som förhindras av att marken används för jordbruksproduktion ("missed potential carbon sink") tilldelas här på produkten som produceras. Således får en produkt som använder mer mark än en annan ett större tillskott av denna "missade" kolinlagring. Garnett (2009) argumenterar för att alternativ användningen av mark också måste beaktas när det gäller animaliska produkter eftersom dess produktion ofta är betydligt mer markkrävande än vegetabiliska proteinkällor. Sådana studier är dock ovanliga.

LCA av mjölk

Det har gjorts många LCA på mjölk. Dels för att mjölk är en stor och ekonomiskt viktig produkt i Sverige och Europa, och dels för att mjölkproduktionens multifunktionalitet (d.v.s. att det produceras både mjölk, kött och andra produkter) gör det intressant att använda mjölk som fallstudie vid metodutveckling.

I Cederberg & Stadig (2003) studerades hur olika sätt att hantera multifunktionalitet påverkar mjölkens miljöpåverkan. Man studerade tre olika typer av allokering; 1) all miljöpåverkan lades på mjölken (*no all*), 2) utsläppen fördelades mellan mjölken och köttet baserat på inkomst från mjölk respektive kött (*ec all*) och 3) utsläppen fördelades mellan mjölk och kött baserat på hur mycket av det foder som korna äter som går till att producera mjölk (*bi all*). Man hade också ett scenario där systemexpansion användes. Där antog man att det kött som producerades i mjölkproduktionen leder till att produktion av nötkött från dikoproduktion, d.v.s. produktion av nötkött utan att korna mjölkas, undviks. Resultatet för klimatpåverkan från denna studie visas i figur 2.4.



Figur 2.4. Klimatpåverkan från mjölkproduktion med olika sätt att hantera multifunktionalitet (bild från Cederberg & Stadig, 2003).

Flysjö m fl (2011a) utförde en likande studie och adderade bl.a. ett scenario där nötköttet från mjölkproduktionen ersatte inte endast nötkött utan en blandning av nöt-, gris- och kycklingkött. I det fallet blir miljöpåverkan från mjölken högre eftersom nötköttet från mjölkproduktionen ersätts med produkter som har lägre miljöpåverkan än nötkött från dikoproduktion. Dessa studier (och andra som gjorts på samma tema) visar hur mycket miljöpåverkan från mjölk beror på hur

mjolkproduktionssystemets multifunktionalitet hanteras. Om man antar att nötköttet från mjolkproduktionen ersätter nötkött med hög miljöpåverkan (t.ex. dikoproduktion) blir miljöpåverkan från mjölken mindre, men om nötköttet från mjolkproduktionen antas ersätta produkter med lägre miljöpåverkan (t.ex. griskött) får mjölken bära större andel av utsläppen och miljöpåverkan från mjölken blir högre.

Dalgaard m fl (2014) beräknade klimatpåverkan från svensk och dansk mjolk genom att bl.a. strikt tillämpa CLCA. Genom att studera produktionsdata för nötkött från FAO fann man att Brasilien är det land där produktionen av nötkött årligen ökar mest, varav man drog slutsatsen att nötkött från Brasilien för närvarande är "marginalnötköttet". D.v.s. en ökad efterfrågan på nötkött i EU leder till att mer nötkött produceras i Brasilien. Alltså innebär en ökad efterfrågan på mjolk i Sverige att nötköttsproduktion i Brasilien undviks. Eftersom nötköttsproduktion i Brasilien är mycket klimatbelastande (Cederberg m fl, 2011) blir klimatpåverkan från mjölken betydligt lägre än tidigare studier visat. I samma studie (Dalgaard m fl, 2014) beräknade man också klimatpåverkan från mjolk med ALCA, samt enligt riktlinjer från IDF (International Dairy Federation; IDF, 2010) samt enligt en engelsk specifikation för att beräkna klimatpåverkan (PAS 2050, 2008). Båda dessa standarder bygger på LCA-metodik men blandar koncept från både ALCA och CLCA. Klimatpåverkan från mjölken varierade mycket beroende på vilken av dessa metoder som användes.

Vad samtliga dessa studier visar är vikten av att ta hänsyn till produktionen av både mjolk och nötkött när strategier för minskad miljöpåverkan utarbetas. Inom mjolkproduktionen har det länge funnits ett fokus på ökad mjolkavkastning per ko, främst av ekonomiska skäl. Men även argument att detta minskar miljöpåverkan har förts fram. Resonemanget bygger på att om mer mjolk produceras per insatsmedel finns mer mjolk att fördela utsläppen över. Det stämmer generellt för många jordbruksprodukter. Ökar mjolkavkastningen per ko minskar dock mängden kött som produceras eftersom det behövs färre kor. Om man då beräknar miljöpåverkan med CLCA och använder systemexpansion och således beaktar de verkliga konsekvenserna av detta finner man att den totala påverkan från mjolk och nötkött ökar när mjolkavkastningen per ko ökar eftersom det nötkött som inte längre produceras inom mjolkproduktionen behöver ersättas med kött från dikoproduktion som har högre miljöpåverkan.

När mjölkproduktion från olika länder har jämförts har man sett att klimatpåverkan från mjölk som produceras i intensiva system som de i Sverige och andra industrialiserade länder är betydligt lägre än i länder där mjölkavkastningen och foderutnyttjandet är lägre (Gerber m fl, 2010). Då har man dock endast beaktat produkterna kött och mjölk. I många utvecklingsländer fyller mjölkorna även andra funktioner; de är viktiga dragdjur, förser jordbruket med gödsel och fungerar som en kapitaltillgång. Weiler m fl (2014) fann att när dessa aspekter inkluderades i analysen var skillnaden i klimatpåverkan från mjölk producerad i fattiga respektive rika länder inte lika stor.

Utsläpp från förändrad markanvändning

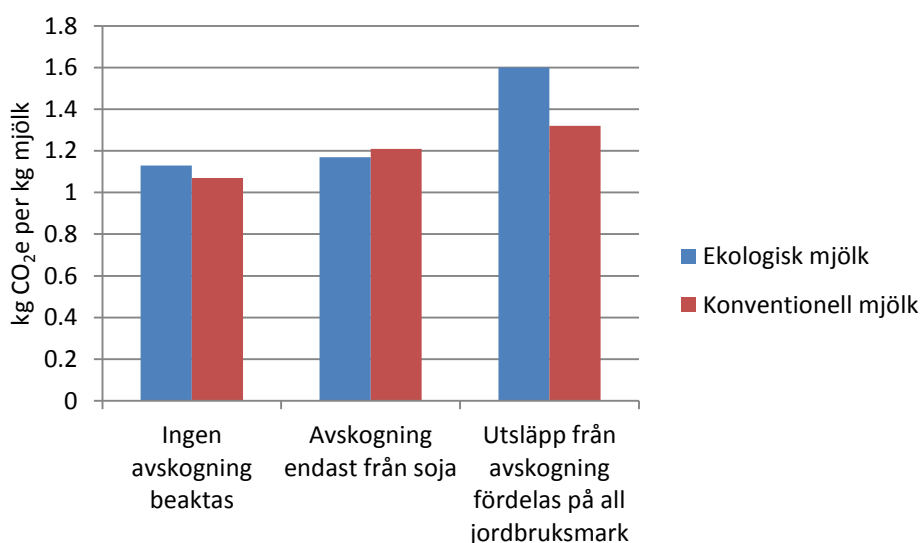
Traditionellt har LCA endast inkluderat utsläpp som är direkt förknippade med produktionen av ett visst livsmedel, d.v.s. utsläpp som sker på gården från mark, djur och gödsel, utsläpp från tillverkning och transport av insatsvaror samt utsläpp i led efter gården som förpackning, förädling etc. En stor del av utsläppen från livsmedelssektorn kommer dock från att mark avskogas för att bereda plats åt mer jordbruksmark som behövs när efterfrågan på framför allt foder och kött ökar (figur 2.2). Många av de LCA som utförts under senare år inkluderar även dessa utsläpp, men de är mycket svåra att beräkna och fördela på olika typer av jordbruksprodukter. Flera olika metoder har använts för att beräkna och fördela dessa utsläpp från förändrad markanvändning ("LUC – Land Use Change" på engelska). Förenklat kan man skilja på två olika sätt att se på avskogningsproblematiken. Man kan välja att följa utvecklingen lokalt inom en viss region eller ett visst land och låta de grödor som odlas på marken som avskogas, eller i regionen, bära bördan för avskogningen (Gerber m fl, 2010; Leip m fl, 2010; Ponsioen & Blonk, 2012). T.ex. har mycket avskogning skett i Brasilien som en följd av ökad efterfrågan på soja för djurfoder. Man kan då titta på hur mycket utsläpp detta orsakat och fördela dessa utsläpp på soja som odlas i Brasilien. Sojafoder från Brasilien får då ett mycket högt klimatavtryck, medan soja från Europa eller USA (som avskogades för flera hundra år sedan) får ett betydligt lägre klimatavtryck då dessa inte belastas med utsläpp från avskogningen.

Man kan också resonera så att det är användning av mark generellt oavsett var den ligger, när den avskogades eller vad som odlas som driver på avskogningen (Audsley m fl, 2009; Schmidt m fl, 2011) eftersom de flesta stora jordbruksgrödor handlas på en global

marknad. Sådana metoder fördelar ut utsläppen från avskogningen på alla jordbruksgrödor som odlas. Konsekvensen blir att alla grödor får bära ett lika stort ansvar för avskogningen. En mer detaljerad beskrivning av dessa olika metoder att hantera utsläpp från förändrad markanvändning finns i Rööf & Nylinder (2013).

Vilken metod som används påverkar resultatet mycket. En studie av Flysjö m fl (2012) beräknade klimatpåverkan från ekologisk och konventionell mjölk och använde olika metoder för att beräkna utsläpp från förändrad markanvändning baserade på dessa två olika synsätt. Resultatet visas i figur 2.5. Om ingen avskogning beaktas och endast direkta utsläpp i mjölkproduktionen inkluderas blev klimatpåverkan för den ekologiska mjölken något högre. Om utsläpp från den avskogning som är förknippad med sojaodling i Brasilien allokeras på soja och togs med i beräkningen blev utsläppen högre för den konventionella mjölken eftersom mer soja används i den konventionella produktionen. Tvärtom blir utsläppen för den ekologiska mjölken högre om utsläppen från avskogningen globalt fördelas över all jordbruksmark eftersom produktion av ekologisk mjölk kräver mer mark totalt.

Det är svårt att avgöra vilken av dessa metoder som ger den mest rättvisa bilden. Man kan argumentera för att metoderna uppfyller olika syften. Om syftet t.ex. är att sätta press på t.ex. Brasilien att införa kraftiga sanktioner mot avskogning kan en metod som straffar Brasiliansk soja vara mest relevant. Om syftet istället är att belysa att tillgången på all jordbruksmark är begränsad kan en metod som "straffar" all användning av mark vara mer lämplig (Flysjö m fl, 2012).



Figur 2.5. Klimatpåverkan från mjölkproduktion med olika sätt att beakta utsläpp från avskogning (Flysjö m fl, 2012) Vänster: avskogning beaktas inte. Mitten: endast skogsavverkning på grund av sojaodling i Brasilien tas med och belastar endast sojagrödan (system som använder mer soja får högre utsläpp). Höger: Klimatpåverkan från all världens avskogning fördelas på all världens jordbruksmark. Varje hektar mark som används i mjölkproduktionen bidrar således med utsläpp från avskogning (system som använder mer mark generellt får högre utsläpp).

2.5.2 Scenarioanalys

LCA kan göras på befintliga produkter eller produktionssystem där man vet hur produktionen ser ut. Syftet med en sådan analys kan vara att lära sig mer om miljöpåverkan från systemet och hitta så kallade "hot-spots", d.v.s. delar i processen med stor miljöpåverkan. Syftet kan också vara att välja mellan olika befintliga produkter eller teknologier.

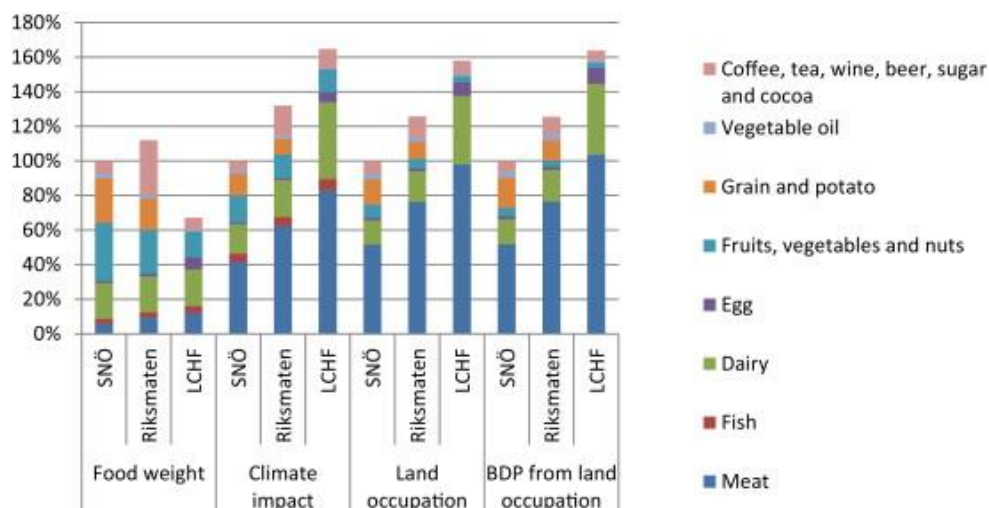
Det är dock också vanligt att man studerar framtida system eller utveckling och att man i sådana fall behöver utforma olika scenarion över t.ex. en trolig eller önskvärd framtid. Det finns olika typer av scenarion som svarar på olika frågor. Att använda CLCA till att studera vilka miljökonsekvenser en ändrad efterfrågan på mjölk får nu under rådande marknadssituation som i Dalgaard m fl (2014) är ett exempel på ett prediktivt scenario. Prediktiva scenarion svarar på frågan "Vad kommer hända (på kort sikt)?" och förutsätter att nuvarande trender är stabila och att det inte finns någon möjlighet eller vilja att bryta trenden (Börjesson m fl, 2006). T.ex. förutsätter man i Dalgaard m fl (2014), baserad på nuvarande trend, en ökad efterfrågan på nötkött vilket innebär att det nötkött som produceras i mjölkproduktionen vid en minskad efterfrågan på mjölk ersätts av nötkött från Brasilien.

Prediktiva scenarion är värdefulla när man vill anpassa sig till en viss trend eller för att belysa vad som troligen kommer hända om inte trenden bryts.

För att studera hur framtiden skulle kunna utvecklas kan man istället för prediktiva scenarion använda sig av explorativa eller normativa scenarion. Explorativa scenarion liknar prediktiva scenarion men utgår i mindre utsträckning från hur situationen är i dag och målar istället upp alternativa framtida situationer där större förändringar är möjliga. Normativa scenarion utgår från en tydlig målbild inom ett eller flera områden. För att uppnå explorativa eller normativ scenarion behövs ofta större trendbrott.

2.5.3 Miljöpåverkan från maten i ett större perspektiv

Det går inte att uttala sig om matens miljöpåverkan i ett större perspektiv genom att enbart beakta miljöpåverkan från enskilda livsmedel. Man behöver studera hela kosten eller hela livsmedelsproduktionen för att bedöma hur olika kostmönster påverkar miljön, då den totala påverkan inte bara beror på påverkan från enskilda livsmedel per kg utan också på hur mycket av livsmedlet som ingår i kosten. Ett sätt att göra det är att multiplicera mängden livsmedel i en viss kost per t.ex. dag eller år med LCA-data för de olika livsmedlena (se t.ex. Röös m fl, 2015; Scarborough m fl, 2014). På så sätt kan man t.ex. jämföra påverkan från olika kosten, se vilka livsmedel som dominerar den totala påverkan och relatera matens miljöpåverkan till annan miljöpåverkan. I figur 2.6 nedan visas resultat från en sådan studie. Tre olika kosten jämförs med avseende på klimatpåverkan, markanvändning och påverkan på biologisk mångfald. Man kan t.ex. se att fast kött (blått längst ned) utför en liten del av den totala mängden mat bidrar det till stor miljöpåverkan.



Figur 2.6. Mängd mat, klimatpåverkan, markanvändning och påverkan på biologisk mångfald beräknat som BDP (biodiversity damage potential) för tre olika kost; SNÖ – exempel på en kost som motsvarar näringsrekommendationerna och tar hänsyn till rådande preferenser, Riksmaten – svensk medelkonsumtion enligt den senaste kostundersökningen och en diet med litet kolhydrater och mycket fett (LCHF – Low Carb High Fat). 100 % på y-axeln motsvarar värdet för SNÖ-kosten och påverkan från de andra kosterna relateras till detta värde (Röös m fl, 2015).

Ett annat sätt att beräkna miljöpåverkan från den mat som konsumeras är att använda olika typer av avancerade ekonomiska eller biologiska modeller för att uppskatta miljöpåverkan från olika typer av kost under olika antaganden kring befolkningstillväxt, förväntad skördeutveckling, ekonomisk utveckling, handel mellan olika regioner etc. (se t.ex. Popp et al, 2010; Schneider m fl, 2011; Tilman et al, 2011). Sedan länge har sådana eller liknande modeller använts för att studera efterfrågan och tillgång av livsmedel p.g.a. en växande befolkning (Reilly & Willenbockel, 2010). På senare tid har dessa utökats med moduler för att beräkna utsläpp av växthusgaser och annan miljöpåverkan. Modellerna är kraftfulla men resultaten kan vara svåra att förstå och är mycket beroende av olika antaganden kring hur olika saker utvecklas i framtiden.

3 Metod

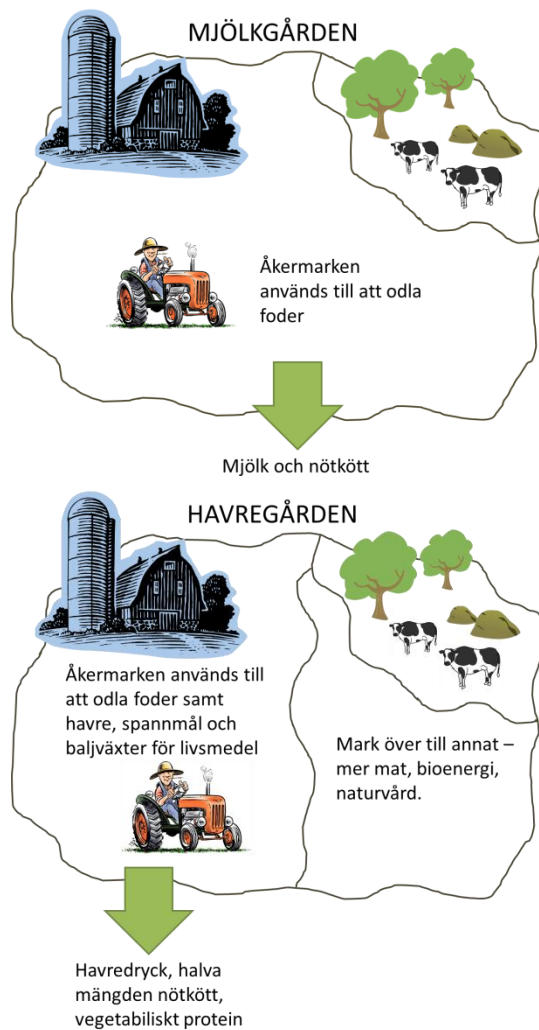
3.1 Studiens upplägg

3.1.1 Översikt

I stället för en klassisk LCA där 1 kg mjölk jämförs med 1 kg havredryck genomförs i denna studie en **livscykelbaserad explorativ scenarioanalys** (avsnitt 0) över produktion på en fiktiv svensk gård. Produktion av mjölk och nötkött på denna fiktiva gård ersätts i de olika scenarierna av produktion av havredryck samt olika produkter som kan tänkas ersätta nötköttet från mjölkproduktionen. Scenarierna visar vad produktion av alternativa livsmedel till mjölk och nötkött på gården skulle få för miljöpåverkan och ge oss för produkter. Mjölproduktionens multifunktionalitet hanteras således genom att samtliga produkter som lämnar gården inkluderas i den funktionella enheten. Genom att studera en hel gård med samma areal i samtliga scenarion beaktas alternativ markanvändning (avsnitt 3.1.7). Resultaten redovisas dock med och utan alternativ markanvändning för att underlätta tolkningen.

Gården görs självförsörjande i så stor utsträckning som möjligt genom att energi och kvävegödsel tillverkas av biomassa producerad på gården. Det enda som måste importeras löpande till gården är fosfor- och kaliumgödsel, vitaminer, mineraler och läkemedel. Genom att frikoppla gården från markanden visar resultatet på de skillnader i miljöpåverkan som beror på de inneboende fysiska och biologiska skillnaderna mellan produktion av animalier och produktion av vegetabilier, och inte på miljöpåverkan som beror på olika marknads-effekter inom rådande ekonomiska verklighet. Studien är således av bokföringskaraktär och beaktar inte indirekta effekter (avsnitt 2.5.1).

Resultaten från denna studie visar således på miljöpåverkan från olika möjliga sätt att producera livsmedel (se avsnitt 6.1.1 för en mer utförlig diskussion kring hur resultaten ska tolkas). I denna studie beaktas inte hälsomässiga skillnader mellan mjölk och havredryck förutom att havredrycken antas innehålla rapsolja så att den energimässigt motsvarar mjölkens energiinnehåll per kg, samt att havredrycken antas vara berikad med kalcium, vitamin D, riboflavin och vitamin B12 så att när det gäller innehåll av dessa näringsämnen kan havredrycken anses jämförbar med mjölken. Detta antagande diskuteras vidare i avsnitt 6.3. Figur 3.1 visar en principiell bild över studiens upplägg.



Figur 3.1. Principiell bild över studiens upplägg. En fiktiv gård som använder all mark till mjölkproduktion (referensscenariot) jämförs med samma gård som istället för mjölk producerar lika mycket havredryck. I båda fallen betas lika mycket naturbetsmark.

I analysen beräknas klimatpåverkan, potentiell övergödning och försurning samt ekotoxicitet för de olika scenarierna. Dessa kopplar till miljömålen Ingen klimatpåverkan, Ingen övergödning, Bara naturlig försurning och Giftfri miljö (avsnitt 3.5). När det gäller miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv saknas bra vedertagna livscykelbaserade indikatorer. Mycket viktigt för båda dessa miljömåls uppfyllelse är dock hävd av naturbetesmarker och bevarande av jordbruksmark i Sverige (avsnitt 3.5.5 och 3.5.6). För att göra resultaten mer jämförbara och reducera antalet miljö kategorier som måste vägas samman i den slutgiltiga bedömningen av miljöpåverkan hålls därför mängden hävdad naturbetesmark och den totala jordbruksmarken konstant i samtliga scenarion. Således kan man säga att påverkan på miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv är i grova drag samma i samtliga scenarion (begränsningar i detta synsätt diskuteras i avsnitt 6.2.2).

3.1.2 Referensscenario

Scenarioanalysen utgår ifrån en fiktiv 336 hektar stor svensk gård med 100 mjölkkor som utgör referensscenariot. Av de 336 hektaren utgör 49 hektar (15 %) naturbetesmark och resten, 287 ha, utgörs av åkermark, vilket motsvarar fördelningen mellan naturbetesmark och åkermark i Sverige i stort (SJV, 2013b). Förutom de kvigor som behövs som nya mjölkkor föds de kalvar som mjölkproduktionen genererar upp på gården för slakt⁷. Från utslagna mjölkkor produceras också nötkött. På gården produceras årligen 880 ton mjölk, 20 ton benfritt nötkött och 3 ton inälvor och blod. På gården blir dessutom 14 ton rapsolja "över" och kan exporteras från gården, då rapskakan, som är en biprodukt från tillverkning av rapsolja, används som foder till mjölkorna.

Mjölkorna tillsammans med ungdjuren klarar av att hävda (beta) gårdens 49 hektar naturbetesmark baserat på antaganden från Jordbruksverket och Svenskt Sigill certifiering av naturbeteskött (SJV, 2009; Sigill Kvalitetssystem, 2011). Mjölkornas bete antas till 10 % utgöras av naturbete och för kvigor och stutarna (kasttrade handjur) till 50 %. Av handjuren föds 80 % upp som tjurar på stall utan bete vilket ungefär motsvarar dagens nivå (Taurus, 2014).

⁷ Det är i dagsläget vanligt att kalvar från mjölkproduktionen säljs vidare för uppfödning på andra gårdar, men här antas att alla ungdjuren föds upp på gården.

Alla djur utfodras uteslutande med foder som produceras på gården; bete, ensilage, spannmål, rapskaka och baljväxter (HS, 2012a; HS, 2012b). Det är i dagens mjölkproduktion i Sverige ovanligt att mjölkgårdar är helt självförsörjande på foder utan ofta importerar en del foder till gården, speciellt proteinfoder i form av raps- och sojamjöl. Det ingår dock i denna studies upplägg att gården ska vara självförsörjande i så stor utsträckning som möjligt (avsnitt 3.1), varför denna foderstat valdes. Foderstater och andel naturbete av det totala betet, slaktåldrar och slaktvikter för olika typer av nötkreatur redovisas i detalj i bilaga A.

Foderstater, gödselhanteringssystem och andra produktionsparametrar utgår i möjligaste mån från ett genomsnittligt svenskt produktionssystem år 2012 (se vidare i avsnitt 3.2.1).

3.1.3 Alternativa produktionsscenarier

I de alternativa scenariona ska det också produceras 880 ton dryck med funktion som mjölk (havredryck eller en kombination av havredryck och mjölk). Vidare hävdas i alla scenarier 49 hektar naturbetesmark och 287 hektar åkermark brukas för att påverka på miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv ska vara så lika som möjligt i alla scenarion (avsnitt 3.1.1).

Även om fokus i denna studie ligger på mjölken måste även det nötkött som produceras i referensscenariot beaktas eftersom det är en värdefull biprodukt till mjölkproduktionen. De alternativa systemen måste alltså också producera nötkött i motsvarande mängd som i referensfallet eller ett alternativ till nötkött med samma funktion. Vad människor anser vara alternativ till nötkött är högst subjektivt. Vissa kan tycka att nötkött endast kan bytas ut mot annat nötkött, med motiveringen att endast nötkött kan erbjuda samma njutning. Andra tycker att nötkött kan bytas ut mot gris- eller kycklingkött, fisk, ägg eller ett vegetabiliskt alternativ med motsvarande näringsämnen (t.ex. en kombination av baljväxter och spannmål). I grund och botten handlar det om vad vi anser att nötköttet har för funktion och vad vi anser oss behöva. För att ta hänsyn till den skiftande synen på funktion och behov av olika livsmedel användes i denna studie tre olika scenarion där antingen nötkött (scenario 1), kyckling (scenario 2) eller vegetariskt protein i form av en kombination av baljväxter och spannmål (scenario 3) får motsvara nötköttet i referensscenariot.

Ytterligare ett scenario, scenario 4, adderades med utgångspunkt i att det finns behov av både mjölk, havredryck, nötkött och vegetabiliskt protein. Ett ytterligare syfte med scenario 4 var att visa hur ett produktionssystem där mjölkornas ungdjur i större utsträckning än idag används för att hävda naturbetesmark får för miljöpåverkan. De olika scenarierna beskrivs översiktligt nedan och sammanfattas i avsnitt 0. Människors behov av olika livsmedel och olika livsmedels funktion diskuteras vidare i avsnitt 6.3.

Scenario 1: *"Vi behöver nötkött"* - utgår ifrån att ett alternativt produktionssystem till mjölkproduktionen också måste producera lika mycket nötkött som vi får ut i referensscenariot (20 ton benfritt nötkött). Nötkreatur föds i detta scenario upp för enbart nötkött, s.k. dikoproduktion, vilket innebär att korna inte mjölkas utan dias av sina kalvar. Dock räcker det med något färre djur (totalt 272 varav 95 dikor), eftersom slaktvikterna är något högre hos dessa rena köttdjur. Scenariot motiveras av den ökade efterfrågan på nötkött på marknaden. Historiskt är detta också vad som skett när antalet djur inom mjölkproduktionen minskat, d.v.s. när mängden kött med ursprung inom mjölkproduktionen minskat har det ersatts med kött från dikoproduktion (Cederberg m fl, 2009).

Scenario 2: *"Vi behöver kött men inte just nötkött"* – utgår från att vi behöver kött i motsvarande mängd som produceras i referensscenariot med att det inte behöver vara just nötkött. Därför produceras 11 ton kycklingkött i detta scenario som tillsammans med köttet från de nötkreatur som behövs för att hävda naturbetesmarken (totalt 140 varav 49 dikor) matchar det nötkött inklusive inälvor och blod som produceras i referensscenariot. Av betet till dikorna och deras avkommor utgörs hälften av betet av naturbete (resten sker på åkerbete). Av handjuren föds 80 % upp som tjurar och dessa betar inte. Motiveringen till detta scenario är att idag är kött ofta en huvudkomponent i en svensk måltid och de flesta konsumenter efterfrågar kött. Studier har visat att konsumenter är mer benägna att byta ut nötkött mot fisk eller kyckling än ett vegetariskt alternativ (Hunter & Röös, 2015; Schösler m fl, 2012).

Scenario 3: *"Vi behöver proteinet i köttet"* – utgår från att det är proteinet i köttet vi behöver och att en del av nötköttet kan bytas ut mot vegetabiliska proteinkällor. För att det vegetabiliska proteinet ska

ha samma kvalitet (innehålla alla essentiella aminosyror) som köttet ersätts det med en kombination av spannmål och baljväxter (hälften av proteinet från spannmål och hälften från baljväxter). På gården finns 140 nötkreatur för hävd av naturbetesmarken vilket ger en produktion på 10 ton befritt nötkött vilket tillsammans med blod och inälvor motsvarar 2,6 ton protein. Nötkreaturen betar naturbete i samma utsträckning som i scenario 2. Resterande protein i jämförelse med proteinet i köttet i referensscenariot (2,4 ton) kommer från 15 ton spannmål och 5,6 ton baljväxter. Detta scenario motiveras av det behov som finns att minska konsumtionen av animaliska produkter i västvärlden för att åstadkomma en mer hållbar livsmedelsförsörjning (avsnitt 2.4) samt de trender som finns i delar av befolkningen mot en mer vegetabilisk kosthållning.

Scenario 4: *"Vi behöver litet mjölk och proteinet i köttet"* – utgår ifrån att vi behöver en viss mängd mjölk och dessutom proteinet i köttet i referensscenariot. Mjölproduktionen bedrivs här på samma vis som i referensfallet men ungdjuren betar i större utsträckning naturbetesmarker med utgångspunkt i resonemanget alla idisslare bör utnyttjas till att beta de marker som gynnas av detta. Alla handjur föds således upp som stutar på naturbete till 50 % av totala betet. Antalet djur som behövs på gården för att hävda de 49 ha naturbetesmark är då totalt 183 varav 64 är mjölkkor. Dessa levererar årligen 563 ton mjölk vilket innebär att 317 ton havredryck måste produceras för att komma upp i 880 ton totalt. 13 ton nötkött produceras från mjölkorna och deras kalvar och dessutom produceras 11 ton spannmål och 4,2 ton baljväxter för att leverera lika mycket protein som i allt kött i referensscenariot.

Scenarierna 1-4 levererar totalt sett inte lika mycket protein som i referensscenariot, eftersom mjölk innehåller 3,4 % protein i jämförelse med havredryckens 1 %. Detta innebär att den totala proteinproduktionen (för humankonsumtion) i scenario 1-3 blir 14 ton och i scenario 4 27 ton som kan jämföras med 35 ton protein i referensscenariot. Eftersom animaliska livsmedel utgör en viktig proteinkälla i den västerländska kosten⁸ kan man argumentera för att en viktig funktion hos kött och mejeriprodukter är att förse oss med

⁸ 16 % av proteinet vi äter kommer från kött och köttrester (exkl. fågel och chark) och 18 % från mejeriprodukter (Amcoff, 2012)

protein. Under ett sådant antagande måste de produkter som ska produceras istället för mjölken och köttet innehålla lika mycket högvärdigt protein som produceras i mjölkproduktionen i referensfallet. För att beakta detta adderades ytterligare fyra scenarion, scenario HP1, HP2, HP3 och HP4, som motsvarar scenario 1, 2, 3 och 4 med den enda skillnaden att ytterligare vegetabiliskt protein i form av baljväxter och spannmål (i en kombination så att fullvärdigt protein erhålls) produceras på gården så att det i dessa scenarion produceras 35 ton protein (samma mängd som i referensscenariot).

I samtliga scenarion produceras också rapsolja. I referensscenariot utfodras mjölkorna med rapskaka och 14 ton rapsolja blir således tillgängligt för humankonsumtion (det antas att ur ett kg rapsfrö fås 350 g rapsolja och 650 g rapskaka). I de alternativa scenarierna behövs rapsolja som en ingrediens i havredrycken (0,035 kg rapsolja per kg havredryck ger havredrycken en fetthalt på 4,2%⁹), men där produceras också ytterligare 14 ton rapsolja för att dessa scenarier ska vara jämförbara med referensscenariot. Rapskakan som produceras som en restprodukt från produktionen av de 14 tonen rapsolja lämnar gården och kan användas som t.ex. proteinfoder till annan animalieproduktion. Vid produktion av havredryck bildas också restprodukterna havreskal, havrerens och havreslurryn. Havreskalen och havrerenset har lågt fodervärde och används på gården till energiproduktion (avsnitt 3.4.2) medan havreslurryn liksom rapskakan kan användas som proteinfoder för annan animalieproduktion (eller förädlas till livsmedel). I referensscenariot används all rapskaka till mjölkproduktionen och ingen havreslurry produceras. Därför produceras i detta fall istället baljväxter som proteinfoder för att detta scenario ska bli jämförbart med de alternativa scenarierna. Även i scenario 2, 4, HP2 och HP4 måste en del baljväxter till proteinfoder produceras för att dessa scenarier ska bli jämförbara, då en del av rapskakan i dessa scenarier går till kyckling- respektive mjölkproduktionen (se tabell 3.1).

⁹ En vanlig fetthalt i havredryck är 1,5 % men här sätts fetthalten till 4,2 % för att göra den jämförbar energimässigt med mjölk som har en fetthalt på ca 4,2 %.

3.1.4 Översikt samtliga scenarion

I tabell 3.1 sammanfattas de viktigaste parametrarna för de olika scenarierna. I samtliga scenarion gäller följande:

- 880 ton dryck med funktion som mjölk produceras
- Produktion av övriga livsmedel ska vara "lika" (avsnitt 3.1.3)
- 49 ha naturbetesmark hävdas
- 287 ha åkermark brukas

Tabell 3.1. Sammanfattande beskrivning av ingående scenarion. I de fall värdet skiljer sig för hög protein-scenarierna anges värdet för hög-proteinscenarierna i parentes annars är de lika.

	Ref	1 (HP1)	2 (HP2)	3 (HP3)	4 (HP4)
Produkt som ersätter delar av nötköttet i ref	-	Nötkött	Kyckling	Baljväxter och spannmål	Baljväxter och spannmål
Djurhållning, antal djur					
Mjölkkor	100	0	0	0	64
Dikor	0	95	49	49	0
Nötkreatur, totalt	286	272	140	140	183
Kycklingar	0	0	10594	0	0
Produkter som lämnar gården, ton					
Mjölk	880	0	0	0	563
Havredryck	0	880	880	880	317
Rapsolja	14	14	14	14	14
Nötkött, benfritt	20	20	10	10	13
Kyckling, benfritt	0	0	11	0	0
Inälvor och blod	3,2	3,2	1,6	1,6	2,1
Spannmål	0	0 (74)	0 (73)	15 (88)	11 (37)
Baljväxter	0	0 (69)	0 (69)	5,6 (75)	4,2 (29)
Proteinfoder ¹	142 ²	142 ³	142 ⁴	142 ³	142 ⁵
Totalt protein för humankonsumtion	35	14 (35)	14 (35)	14 (35)	27 (35)

¹ Motsvarande mängd i baljväxter. För att kunna byta ut rapskaka mot baljväxter krävs 38 % mer baljväxter och motsvarande faktor för utbyte av havreslurry är 19 %, beräknat med endast hänsyn till råproteinnehåll (Spörndly, 2003; Florén m fl, 2013).

² 112 ton baljväxter

³ 56 ton rapskaka och 80 ton havreslurry (ts halt 22,1 %)

⁴ 45 ton rapskaka, 80 ton havreslurry (ts halt 22,1 %) och 17 ton baljväxter

⁵ 20 ton rapskaka, 29 ton havreslurry (ts halt 22,1 %) och 72 ton baljväxter

3.1.5 Funktionell enhet och hantering av multifunktionalitet

Då syftet med denna studie var att explorativt utforska miljöpåverkan från en fiktiv svensk gård som producerar havredryck istället för mjölk och inte att bestämma miljöpåverkan från 1 kg havredryck respektive 1 kg mjölk inkluderades här i den funktionella enheten (FE; avsnitt 2.5.1) alla de produkter och tjänster som produceras på gården under ett år. Scenario 1-4 skiljer sig från scenario HP1-HP4 med avseende på total mängd protein som levereras ut från gården och det behövs således två olika FE för att jämföra scenario 1-4 med referensscenariot och scenario HP1-HP4 med referensscenariot.

- Scenarierna 1-4 kan jämföras med referensscenariot med FE *produktion av 880 ton dryck med funktion som mjölk samt **ytterligare 5 ton fullvärdigt protein för humankonsumtion**, 14 ton rapsolja och proteinfoder motsvarande 142 ton baljväxter samt bete av 49 hektar naturbete.*
- Scenarierna HP1-HP4 kan jämföras med referensscenariot med FE *produktion av 880 ton dryck med funktion som mjölk samt **fullvärdigt protein för humankonsumtion till en sammanlagd mängd av totalt 35 ton protein**, 14 ton rapsolja och proteinfoder motsvarande 142 ton baljväxter samt bete av 49 hektar naturbete.*

Genom att inkludera alla produkter i den funktionella enheten behöver inte miljöpåverkan delas upp på de olika produkterna (avsnitt 2.5.1).

3.1.6 Systemgränser

Produktion av stallar, biogasanläggning, traktorer och andra kapitalvaror inkluderas inte i analysen. Dels skiljer sig inte dessa åt nämnvärt mellan scenarierna och dels har tidigare analyser visat att bidraget från miljöpåverkan från produktion och underhåll av kapitalvaror oftast är litet i förhållande till påverkan i stort (Bernesson m fl, 2005). Tillverkning av bekämpningsmedel samt fosfor-och kaliumgödselmedel har också visat sig ha litet bidrag till klimatpåverkan (Röös m fl, 2010; 2011) och är inte inkluderat. Fosfor är dock en ändlig resurs och att säkerställa ett effektivt kretslopp av fosfor tillbaks till jordbruket från livsmedelskedjan är viktigt men ligger utanför omfattningen av denna studie.

Produktionen av hudar från mjölkproduktionen är inte inkluderat i huvudanalysen men utreds i en känslighetsanalys (avsnitt 5.11.1).

Analysen slutar vid gårdsgrind med undantag av energiförbrukningen i mejeriet för mjölken och i fabriken i havredrycksfallet. Energianvändningen i detta led är inkluderat eftersom denna process skiljer sig mellan produkterna. Resterande led efter gårdsgrind (förpackning, transporter, lagring, tillagning av kött och vegetabiliskt alternativ etc.) har inte inkluderats i studien, då även dessa inte skiljer sig mellan scenarierna.

Analysen inkluderar heller inte indirekta effekter av att jordbruksmarks används (avsnitt 2.5.1) då lika mycket mark används i samtliga scenarion och inget foder importeras till gården. De aktiviteter och processer som inkluderas i analysen sammanfattas i tabell 3.2.

Tabell 3.2. Aktiviteter och processer som inkluderas i analysen för olika miljöpåverkanskategorier.

	Utsläpp från/av:
Klimatpåverkan ¹	<ul style="list-style-type: none"> • Lustgas från åkermarken • Metan från nötkreaturens fodermältning • Metan och lustgas från gödselhanteringen • Metanutsläpp från biogaskedjan
Övergödning	<ul style="list-style-type: none"> • Energiförbrukning på gården • Läckage av kväve och fosfor från åkermark • Ammoniak från gödsel på bete, i stall, i lager och vid spridning • Energiförbrukning i mejeri och för produktion av havredryck
Försurning	<ul style="list-style-type: none"> • Energiförbrukning på gården • Ammoniak från gödsel på bete, i stall, i lager och vid spridning • Energiförbrukning i mejeri och för produktion av havredryck
Ekotoxicitet	<ul style="list-style-type: none"> • Användning av bekämpningsmedel i odlingen

¹ Då all energi som används på gården kommer från den biogas som produceras på gården är alla utsläpp av koldioxid från förbränning av denna av biogent ursprung och inkluderas ej.

3.1.7 Alternativ markanvändning

När livsmedel och foder i enlighet med FE (avsnitt 0) är producerade blir det i de olika scenariona varierande mängd mark "över" av de 287 hektaren åkermark på gården.

Hur denna mark används har stor betydelse för den totala miljöpåverkan från gården. Genom att anlägga t.ex. en våtmark kan läckage av fosfor minska samtidigt som det skapas livsmiljöer för

hotade arter, vilket gynnar den biologiska mångfalden. Genom att odla träd som binder mycket koldioxid från luften under lång tid kan den totala klimatpåverkan från gården minska drastiskt. Marken kan också användas till att producera mer livsmedel som kan exporteras från Sverige t.ex.

Ett annat sätt att använda marken som blir över är att producera bioenergi. Om den producerade bioenergin sedan användas istället för fossil energi ute i samhället minskar miljöpåverkan eftersom utsläppen från den fossila energikällan undviks. I denna studie antas att den mark som blir över i samtliga fall används till att producera bioenergi i form av biogas från rötning av vall. Detta val motiveras av att gårdens grödofördelning i de olika scenarierna behålls relativt lika (figur 4.10) vilket innebär att påverkan på markens bördighet, biologisk mångfald och estetiska värden behålls så lika och jämförbara som möjligt. Ett annat alternativ hade varit att odla t.ex. salix som skulle bidragit till en högre bioenergiproduktion, men gården skulle då se mycket annorlunda ut i de olika scenarierna.

Substitutionseffekten, d.v.s. att de fossila utsläpp som undviks subtraheras från utsläppen från produktionen på gården, är bara giltig under antagandet att det finns fossila bränslen att ersätta i samhället. Resultaten redovisas därför först utan och sedan med denna substitutionseffekt. När resultaten visas utan substitutionseffekt har bara så mycket mark används på gården så att den blir självförsörjande på drivmedel, gödsel och värme och till viss del el (se vidare avsnitt 3.4.1).

3.2 Produktionsdata

Genom teknikutveckling och förbättrade produktionsstrategier bedöms miljöpåverkan från jordbruksproduktionen kunna minska med 15-30 % (Bellarby m fl, 2013, McMichael m fl, 2007; Weidema m fl, 2008). I denna studie används dock främst produktionsdata som beskriver dagens system även om scenarierna utgör explorativa, framtida scenarier. Anledningen till detta är att tydliggöra vilka minskningar i miljöpåverkan som kan åstadkommas genom just förändrade konsumtionsmönster (som påverkar *vad* som produceras snarare än *hur* det produceras). Dock skiljer sig scenarierna från dagens produktion med tanke på att gården i alla fall är

självförsörjande på energi, kvävegödsel och foder, som innebär en produktionsförbättring.

3.2.1 Mjolk- och nötköttsproduktionen

I referensscenariot samt i scenarierna 4 och HP4 produceras mjölk och nötkött i ett modernt mjölkproduktionssystem (avsnitt 2.1). Alla djur utfodras uteslutande med foder som produceras på gården; bete, ensilage, spannmål, rapskaka och baljväxter (HS, 2012a; HS, 2012b)¹⁰. Mjölkkavkastningen för en sådan foderstat ligger på 8800 kg ECM¹¹ levererad mjölk (HS, 2012a). All mjölkproduktion antas ske i stallar där gödseln hanteras som flytgödsel vilket är det dominerande systemet i dagens mjölkproduktion (SCB, 2012). Även kvigor inom mjölkproduktionen antas födas upp i system med flytgödsel, medan tjurar och stutar av mjölkkras som föds upp för kött står på djupströbädd. För mjölkkor och kvigor antas att 1,5 kg halm per djur och dag åtgår som strömedel, för dikor 5,5 kg och för övriga nötkreatur 4,5 kg (Nilsson & Bernesson, 2009). Referensscenariot, samt scenario 1 och HP1 som har mycket nötkreatur blir inte helt självförsörjande på halm under detta antagande men då halmförbrukningen kan variera mycket och är en parameter som bara påverkar resultatet marginellt gjordes inga justeringar för detta.

I scenarierna 1-3 och HP1-HP3 bedrivs ingen mjölkproduktion utan hävden av betesmarkerna sker med dikor och deras avkommor. Samtliga djur i dessa system antas stå på djupströbädd när de inte betar. Antal djur på gården i de olika scenarierna sammanfattas i tabell 3.1 i avsnitt 0.

Foderstater och andel naturbete, samt slaktvikter och slaktåldrar för olika typer av nötkreatur redovisas i detalj i bilaga A. Mängden näringsämnen i stallgödseln redovisas i bilaga B. Foderodlingen beskrivs i avsnitt 3.2.3. Mjölkkavkastning, rekryteringsgrader, kalvdödlighet och ett antal andra produktionsparametrar sammanfattas i tabell 3.3.

¹⁰ Förutom mineralfoder och vitaminer. Dessa utgör dock en mindre del av fodret och inkluderas inte.

¹¹ ECM står för Energy Corrected Milk och används för att ta hänsyn till att fett- och energiinnehållet i mjölken kan skilja mellan gårdar. Av producerad mjölk, 9500 kg ECM per år, antas att 93 % kan levereras till mejeriet som tjänlig mjölk (Agriwise, 2014).

Tabell 3.3. Parametrar som beskriver mjölk- och nötköttsproduktionen i de olika scenarierna.

	Referens-scenario, mjölkproduktion 2012	Scenario 1, 2, 3, HP1, HP2, HP3 dikoproduktion	Scenario 4 och HP4, extensiv mjölkproduktion
Mjölkkavkastning, kg ECM (levererat)	8800 ^a	Inte relevant	8800 ^a
Rekryteringsgrad, %	38 ^b	20 ^b	38 ^b
Antal födda kalvar per ko och år, %	0,95 ^c	0,95 ^c	0,95 ^c
Kalvdödlighet, %	2 ^d	2 ^d	2 ^d
Inkalvningsålder, mån	28 ^c	28 ^c	28 ^c
Handjur som föds upp som stutar, %	20 ^e	20 ^e	100 ^f
Stallgödselsystem	Flyt för mjölkkor och kvigor, djupströ för tjurar och stutar	Djupströ	Flyt för mjölkkor och kvigor, djupströ för stutar

a HS, 2012a. Avkastning 9500 kg ECM, av det 93 % levererat (Agriwise, 2014).

b Cederberg, 2009

c Växa Sverige, 2013

d SJV, 2013b

e Slaktstatistik 2013 (Taurus, 2014)

f Sätts till 100 % för att maximera antalet djur i naturbetesmarker

I mjölkproduktionen åtgår cirka 0,5 MJ el per kg producerad mjölk för att driva mjölkkningsutrustning, kylning, ljus etc. (Flysjö, 2012; Hörndahl & Neuman, 2012). I nötköttsproduktionen antas elförbrukningen vara 230 MJ per djur (Edström m fl, 2005).

3.2.2 Kycklingproduktionen

Slaktkycklingarna föds upp på en bädd av hackad halm under ca 36 dagar till en levandevikt på två kg. Det krävdes ca 1,8 kg foder per kg levande vikt för en foderstat där sojan byttes ut mot raps och ärter. Foderoptimeringen gjordes i Opti-kuckeliku (Freefarm.se), se Bilaga C. I slaktkycklingsproduktionen antogs energiförbrukningen vara cirka 0,5 MJ el och 2,8 MJ värme per kyckling (Hörndahl & Neuman, 2012). Åtgång av strömedel sattes till 0,03 kg halm per kyckling baserat på Wall m fl (2014).

3.2.3 Växtodling

Användning av gödselmedel, bekämpningsmedel och drivmedel i gårdens växtodling valdes för att representera genomsnittlig svensk produktion (tabell 3.4). För bekämpningsmedel hänvisas till bilaga E där det beskrivs i detalj vilka bekämpningsmedel som inkluderats i bedömningen av ekotoxicitet.

Avkastningsnivåerna för foderspannmål sattes som ett medeltal av korn och havre, 4000 kg per hektar, för raps som ett medel av vår- och höstraps, 2500 kg, samt för foderbaljväxter som ett medel mellan ärtor och åkerböna, 2800 kg per hektar, i enlighet med svenska normskördar 2005-2013 (SCB, 2014c) och efter avdrag för utsäde. För vallen antogs intensiv odling med en avkastningsnivå på 7600 kg torrs substans per hektar när vallen skördas (Gunnarsson m fl, 2014) och 4500 kg torrs substans per hektar på betesvallen (Greppa Näringen, odaterad). För havre som går till havredryck sattes avkastningen till 5300 kg per hektar netto i enlighet med skördenivåer för det havre som används för Oatlys havredrycksproduktion i Landskrona (Florén m fl, 2013). Nettoavkastningen för övrigt spannmål till livsmedel sattes i enlighet med svensk normskörd till 5200 kg per hektar (SCB, 2014c). För baljväxter till humankonsumtion sattes avkastningen till 1600 kg per hektar netto som får antas motsvara ett medelvärde mellan baljväxter som kan odlas med relativt höga skördar i Sverige (t.ex. gröna ärtor och åkerböna) och andra sorters baljväxter som är intressanta som livsmedel, t.ex. kidneybönor, sojabönor och linser, men som är mer lågavkastande i svenska förhållanden (Georg Carlsson, pers. medd.).

När det gäller användning av gödselmedel användes Jordbruksverkets rekommenderade hektardoser för kväve, fosfor och kalium anpassade till avkastningsnivåerna (SJV, 2013c). Den näringsrika rötrest som blir kvar efter biogasproduktionen (avsnitt 3.4.2) används i första hand som gödselmedel. Vallen som rötas till biogas antogs innehålla 2,2 % kväve, 0,28 % fosfor och 2,4 % kalium. De havreskal och havrerens som utgör restprodukter från havredrycksproduktionen antogs innehålla 0,14 % kväve, 0,44 % fosfor och 0,6 % kalium och motsvarande värden för halm sattes till 0,14 % , 0,26 % och 0,17 % (Spörndly, 2003). För att nå gödslingsrekommendationerna kompletteras rötresten med "grönt" mineralkväve som tillverkas på gården (avsnitt 3.4.3) och fosfor som importerades till gården. Totala mängden av olika gödselmedel i de olika scenarierna redovisas i bilaga D.

Spannmål, raps och baljväxter torkas efter skörd för att kunna lagras. Energiförbrukningen för torkning mosvarade 11 liter olja och 65 MJ el per ton torkad skörd baserat på uppgifter i Edström m fl (2005).

Tabell 3.4. Avkastningsnivåer, samt förbrukning av gödselmedel och drivmedel inom växtodlingen. För källor se text i avsnitt 3.2.3

	Vall	Åkerbete	Spannmål till foder	Raps	Baljväxt till foder	Havre till dryck	Spannmål till livsm.	Baljväxt till livsm.
Avkastning ¹ , ton/ha	7600	4500	4000	2500	2800	5300	5200	1600
Rekommenderad gödselgiva (kg/ha)								
- Kväve	150	90	80	120	0	100	150	0
- Fosfor	15	15	20	25	15	20	20	15
- Kalium	150	150	30	40	35	30	30	35
Drivmedel, GJ/ha och år	1.5 ²	1.5 ²	3.1	3.2	3.1	3.1	3.1	3.1

¹ Netto, d.v.s. efter avdrag för utsäde

² Genomsnitt per år för en treårsvall

3.2.4 Mejeri och havredrycksfabrik

Både i mejeriet och i fabriken som tillverkar havredrycken går det åt energi. I mejeriet används el och andra energikällor t.ex. naturgas för att bland annat pastörisera, homogenisera och paketera mjölken. Den data för elanvändning som används i denna analys är ett medelvärde av elanvändningen i Arlas fyra största mejerier för produktion av mjölk, fil och yoghurt medan användningen av andra energislag är approximerat till användningen i mejeriet i Göteborg där endast naturgas används (Florén m fl, 2013).

I havredrycksfabriken behövs energi för att tillverka havredrycken från i huvudsak havrekärnor och rapsolja. Per kg skördad havre avgår 0,27 kg som skal och 0,10 kg som rens. Dessa används för bioenergiproduktion (avsnitt 3.4.2). För att tillverka ett kg havredryck behövs 0,20 kg havre (0,13 kg havrekärnor) och 0,09 kg havreslurry med en torrsbstanshalt 22,1 % produceras som biprodukt (Florén m fl, 2013). Data för energianvändningen för havredryckstillverkningen kommer från Oatlys fabrik i Landskrona där el och naturgas används i processen. Data över energianvändningen i mejeri och havredrycksfabrik sammanfattas i tabell 3.5. I denna studie antas att delar av den biogas som produceras på gården används till att

producera el och värme som behövs både i mejeriet och havredrycksfabriken (avsnitt 3.4.3).

Tabell 3.5. Energianvändning i mejeri och havredrycksfabrik (Florén m fl, 2013).

	Mejeri	Havredrycksfabriken
El, MJ per kg dryck	0,42	0,49
Naturgas, MJ per kg dryck	0,60	1,17

Resursförbrukning och utsläpp som uppstår i tillverkningen av förpackningsmaterialet är inte inkluderat då det kan antas vara lika för både mjölken och havredrycken och således inte påverkar jämförelsen mellan scenarierna. Av samma anledning är heller inte efterföljande led såsom lagring hos grossist och butik, samt transporter etc. inkluderade i analysen.

3.3 Utsläppsfaktorer

3.3.1 Utsläpp av metan från djur

Idisslare kan tillgodogöra sig energin i cellulosa som är den dominerande ingrediensen i växternas cellväggar. Cellulosan bryts ned med hjälp av mikroorganismer med speciella enzymer. I denna process bildas också metangas (CH₄) som följer med utandningsluften och släpps ut i atmosfären. Hur mycket metan som bildas beror på hur mycket och vad djuret äter och variationen mellan olika individer är stor (Garnsworthy m fl, 2012).

I denna studie beräknas metanutsläppen från nötkreatur med schablonvärden som anger metanutsläpp per djur och år (tabell 3.6). Kalvar yngre än sex månader och kycklingarna i scenario 2 och HP2 antas inte ge upphov till metanutsläpp. Resultatets känslighet för detta val av data testas i en känslighetsanalys (avsnitt 5.1).

Tabell 3.6. Emissionsfaktorer för metanutsläpp från djur (Berglund m fl, 2009).

	Utsläpp av metan (kg CH ₄ per djur och år)
Mjölkkö avkastning 9000 kg EMC/år	135
Diko	77
Kviga	53
Tjur	60
Stut	51
Kyckling	0

3.3.2 Utsläpp av lustgas från mark

Lustgas bildas i marken genom de två biologiska processerna nitrifikation och denitrifikation. Nitrifikation innebär att ammoniumjoner genom en mikrobiologisk process reagerar med syre och bildar nitrat. Om det finns mycket ammonium tillgängligt och lite syre kan lustgas bildas istället för nitrat. Denitrifikation innebär att nitrat omvandlas till kvävgas. Lustgas bildas som biprodukt vid denitrifikation.

Den lustgas som avgår från jordbruksmarken på grund av nitrifikation och denitrifikation kallas för direkta lustgasutsläpp eftersom de sker i själva jordbrukssystemet. Kväve försvinner också från jordbrukssystemet i form av ammoniak och nitratkväve. När dessa kväveföreningar omsätts i andra ekosystem finns risk för att lustgas bildas även där. Dessa utsläpp kallas för indirekta lustgasutsläpp.

Lustgasutsläpp från marken är svåra att bestämma då variationen är stor i tid och rum. Stora utsläpp från marken kan ske vid enstaka tillfällen under året för att resten av året vara små. Hur stora utsläppen blir beror på mark- och väderförhållanden, liksom vad som odlas och hur odlingen sker. Risken för lustgasutsläpp ökar med mängden växttillgängligt kväve i marken i kombination med avsaknad av en gröda som kan ta upp kvävet. Det växttillgängliga kvävet kommer dels från gödsel och organiskt material som tillförs under odlingssäsongen och dels från det kväve som frigörs från jordens organiska material som byggts upp under lång tid genom tillförsel av växtmaterial och gödsling. Andra viktiga faktorer som påverkar utsläppen av lustgas är markens syrehalt, mullhalt, temperatur och pH-värde.

Utsläppen av lustgas beräknas i denna studie med IPCCs (2006) metod. Modellen som används är mycket förenklad och innebär att av

totala mängden tillfört kväve antas att en procent avgår som direkta lustgasutsläpp. I totala mängden kväve ingår kväve som tillförs marken i form av stall- och mineralgödsel samt växtrester. Mängden kväve i växtrester för olika grödor beräknas även de med IPCCs metod (IPCC, 2006) och redovisas i bilaga B. Indirekta utsläpp beräknas som om 0,75 % av det kväve som utlakas från jordbrukssystemet avgår som lustgas liksom en procent av det kväve som avgår som ammoniak. Inga andra faktorer som påverkar lustgasavgången beakta i IPCCs (2006) modell.

Det finns mer avancerade modeller för att uppskatta lustgasemissioner från mark. Dock kräver dessa betydligt mer indata som t.ex. organiskt material i jorden, jordens pH och temperatur etc. Sådana data är ofta inte tillgängliga och dessutom är det inte säkert att dessa modeller ger mer tillförlitliga resultat för användning i en scenarioanalys som denna, då variationen i utsläppen i tid och rum är mycket stor och modellerna osäkra (se vidare i Röö & Nylinder, 2013).

3.3.3 Utsläpp till luft från stallgödsel, rötrest och mineralgödsel

Vid hantering av stallgödsel och rötrest finns risk för betydande utsläpp av ammoniak (NH_3) som ger upphov till försurning och övergödning, samt lustgas (N_2O) och metan (CH_4) som ger klimatpåverkan. Utsläpp av ammoniak och lustgas innebär dessutom att värdefullt kväve förloras från systemet och måste ersättas med nytt kväve, antingen via kvävefixerande växter eller också med mineralkväve. I denna studie antas att all stallgödsel (inklusive strömedel) rötas i en biogasanläggning tillsammans med vallgrödan som odlas på marken som blir över efter att foder och vegetabilier till direktkonsumtion har producerats (avsnitt 3.1.7) samt restprodukter från havredryckstillverkningen i de scenarier där havredryck tillverkas. Kvar efter biogasframställningen blir en så kallad rötrest som innehåller de näringsämnen som fanns i den ursprungliga gödseln och vallen.

Kväveförluster

Utsläppen från gödseln i stallar och på bete, samt från lagring och spridning av rötrest beräknas med olika emissionsfaktorer. Osäkerheten i beräkningen är stor då utsläppen varierar mycket beroende på faktorer såsom temperatur, gödselns sammansättning och lagrings- och spridningsteknik. I tabell 3.7 sammanfattas de

emissionsfaktorer som använts för att beräkna kväverelaterade utsläpp (ammoniak och lustgas) i denna studie.

Tabell 3.7. Kväveförluster från stallgödselhantering.

	Emissionsfaktor	Exempel-beräkning för en mjölkko	Källa:
Kväveinnehåll i gödsel per mjölkko (kg N/år)		128 (varav 21 på bete)	SJV, 2013c
Förluster av NH ₃ på bete (kg NH ₃ -N/kg N)	0,08	1,7	Berglund m fl, 2009
Förluster av N ₂ O på bete (kg N ₂ O-N/kg N)	0,01	0,21	IPCC, 2006
Förluster av NH ₃ i stall (kg NH ₃ -N/kg N)	0,04 flytgödsel (0,20 ströbädd)	4,3	SNV, 2013
N kvar i gödsellager efter förluster (kg N)		128-21-4,3 = 103	
Förluster av NH ₃ i lager (kg NH ₃ -N/kg N)	0,04	4,1	Tufvesson m fl, 2013
Förluster av N ₂ O i lager (kg N ₂ O-N/kg N)	0 ¹	0	IPCC, 2006
N kvar i rötrest att sprida (kg N)		103-4,1 = 99	
Ammoniuminnehåll i rötresten (kg NH₄-N/tot N)	0,65 ²	64	Karlsson & Rodhe, 2002
Förluster av NH ₃ vid spridning av rötrest (kg NH ₃ -N/kg NH ₄ -N)	0,15	9,6	Antagande baserat på Rodhe m fl, 2013
Förluster av N ₂ O vid spridning av rötrest (kg N ₂ O-N/kg N)	0,01	0,99	IPCC, 2006
N som tillförs marken totalt (kg N)		128-1,7-0,21-4,3-4,1-9,6-0,99 = 107	
Totala kväveförluster (kg N)		21 (19 %)	

1 Lustgas kan bildas i rötrestlager under sommaren (Rodhe m fl, 2013) samt i fall där svämtäcke bildas (Tufvesson m fl, 2013). Detta är dock ovanligt (Eva Salomon, pers. medd.) och flera studier visar försumbara förluster av lustgas från rötrestlager (Clemens m fl, 2006; Edström m fl, 2008)

2 Mängden ammonium kan öka något i rötat nötflytgödsel men skillnaden är liten (Salomon & Wivstad, 2013). Här används värdet för orötad flytgödsel.

Metan från gödsellager och bete

Ur gödsel på bete och rötrest i lager bildas även metan. Metanavgången beräknas med IPCCs metod (IPCC, 2006) som utgår från mängden organiskt material (VS – Volatile Solids) samt det teoretiskt maximala metanutbytet (B_0) och en metankonverteringsfaktor (MCF) (tabell 3.8). Utsläppen beräknas med följande formel:

Utsläpp från lagring av organisk gödsel (kg CH₄/år)

$$= VS * B_0 * 0.67^{12} * MCF$$

Parametrar som används för att beräkna metanutsläpp från stallgödsel från rötrestlager och bete i denna studie redovisas i tabell 3.8. I vallen antas 88 % av torrsustansen bestå av VS respektive 91 % för halmen (Carlsson & Uldal, 2009) och för havrerenset och havreskalen. Vad gäller slakterirester antogs en torrsustanshalt på 30 % samt att VS av torrsustanshalten är 83 % (Carlsson & Uldal, 2009).

Tabell 3.8. Parametrar för beräkning av metanavgång från rötrestlager och från gödsel på bete.

	Rötrest	Mjölkkö	Övriga nötkreatur	Slaktkyckling	Källa:
kg VS/djur och dag	-	5,4	2,4	0,01	Berglund m fl, 2009
B_0	0,095*	0,24**	0,18**	-	* Tufvesson m fl, 2013 ** Berglund m fl, 2009
MCF i lager	3,5 %	-	-	-	Tufvesson m fl, 2013
MCF på bete	-	1 %	1 %	-	IPCC, 2006

Vidare inkluderas även utsläpp av ammoniak som uppstår när mineralgödsel sprids. Av mineralkvävet beräknas 0,9 % avgå som ammoniak (SNV, 2013).

¹² Faktor för att konvertera 1 m³ CH₄ till 1 kg CH₄

3.3.4 Läckage av kväve och fosfor från åkermark

Hur stort läckaget av kväve och fosfor blir från jordbruksmarken beror på en rad faktorer såsom tidpunkt för plöjning och annan jordbearbetning, gödselgiva, tidpunkt och teknik för spridning av gödsel etc. Flera olika modeller finns för att på detaljerad nivå uppskatta läckaget. I denna studie används dock svensk medeldata för läckage av kväve och fosfor per hektar för olika grödor beräknat i Flysjö m fl (2008) baserat på en svensk modell utvecklad av Aronsson & Torstensson (2004) eftersom det kan antas att gården i alla scenarier ligger på samma plats. De värden som använts redovisas i tabell 3.9.

Tabell 3.9. Läckage av kväve och fosfor från svensk åkermark.
Hämtat ur Flysjö m fl (2008).

	Läckage av kväve (kg/ha)	Läckage av fosfor (kg/ha)
Vall och åkerbete	30	0,5
Spannmål	34	0,5
Raps	32	0,5
Baljväxter	40	0,5

3.4 Energiproduktion och energianvändning på gården

3.4.1 Översikt

I alla scenarier rötas gödsel (inklusive halm som används som strömedel) och slakterirester i en biogasreaktor vilket ger biogas och rötrest. I de scenarier där det produceras havredryck (1-4, HP1-HP4) rötas också det havrerens och de havreskal¹³ som blir kvar som restprodukter tillsammans med havreslurry när havredryck produceras. I de scenarier där det blir mark över rötas även vallgrödan (avsnitt 3.1.7). Hur produktionen av biogas beräknats och vilka utsläpp som biogaskedjan ger upphov till beskrivs i avsnitt 3.4.2.

I första hand används biogasen som drivmedel och för att producera så kallat "grönt" mineralkväve. Sedan används en del av resterande biogas för att producera el och värme i ett kraftvärmeverk. Värmen används på gården för att torka spannmål, raps och baljväxter samt i mejeriet och havredrycksfabriken liksom en del av elen. El används

¹³ Havrerens och havreskal har lågt fodervärde till skillnad från havreslurryn.

också i stallar och vid pelletering av mineralkväve. Produktionen av kraftvärme begränsas till att gården blir självförsörjande på värme. Det innebär att gården i referensscenariot samt i scenario 4 och HP4 inte är helt självförsörjande på el, medan det i övriga scenarier produceras ett litet elöverskott (tabell 3.10). Att producera kraftvärme för att täcka elbehovet är ineffektivt om inte avsättning för värmen finns. Därför antas det här att elen som inte täcks av gårdens produktion i referensfallet och i scenario 4 och HP4 produceras med t.ex. vind- eller solkraft på eller utanför gården. Det finns goda möjligheter att generera sådan el med små utsläpp (Amponsah m fl, 2014) och dessa beaktas således inte i denna studie.

Resterande biogas, efter produktion av drivmedel, mineralkväve, el och värme som används på gården, exporteras från gården och kan användas i andra sektorer, t.ex. inom transportsektorn, för att minska behovet av fossila bränslen. Det är inte optimalt att det på varje enskild gård finns en anläggning för att producera både drivmedel, mineralkväve och kraftvärme. Dock antas detta i denna studie för att visa hur gården rent principiellt kan blir självförsörjande.

I tabell 3.10 nedan sammanfattas biogasproduktionen och vad den används till i de olika scenarierna.

Tabell 3.10. Produktion av biogas och dess användning i de olika scenarierna.

Scen.	Produktion av biogas efter processenergi och innan metanförluster (TJ per år)	Till drivmedel ¹ (TJ per år)	Till mineralkväve (TJ per år)	Producerad el ² (över/underskott i parentes) (TJ per år)	Producerad och använd värme ² (TJ per år)	Biogas ut från gården (TJ per år) ¹
Ref	3,6	0,67	0,23	0,32 (- 0,56)	0,72	1,2
1	6,9	0,61	0,49	0,52 (+ 0,00)	1,2	3,3
2	9,5	0,62	0,33	0,53 (+ 0,04)	1,2	5,8
3	9,8	0,60	0,40	0,52 (+ 0,03)	1,2	6,0
4	7,4	0,60	0,22	0,38 (- 0,35)	0,87	4,5
HP1	3,8	0,70	0,56	0,55 (+ 0,02)	1,2	0,17
HP2	6,4	0,71	0,40	0,56 (+ 0,06)	1,3	2,7
HP3	6,6	0,69	0,47	0,54 (+ 0,05)	1,2	2,9
HP4	6,3	0,64	0,25	0,39 (- 0,34)	0,89	3,4

¹ Efter energi för uppgradering och metanförluster.

² Efter metanförluster

3.4.2 Biogasproduktionen

Biogasutbyte

Olika substrat (produkter som används för biogasproduktion) ger olika mycket biogas vid rötning beroende på dess innehåll av bl.a. organiskt material och fett, proteiner, kolhydrater och cellulosa. De värden för biogasutbyte som använts i denna studie redovisas i tabell 3.11. Mängden organiskt material (Volatile Solids, VS) som produceras per djur och dag framgår av tabell 3.8 (stycke 3.3.3). För halmen antas en torrsubstanshalt på 78 % och för slakteriavfallet antas motsvarande vara 30 %. Andelen VS av torrsubstansen sätts till 88 % för vallen, 91 % för halmen och 83 % för slakteriavfallet (Carlsson & Uldal, 2009).

Tabell 3.11. Antaget biogasutbyte i denna studie.

	m ³ CH ₄ /ton VS	Källa:
Flytgödsel från nöt	200	Edström m fl, 2008
Djupströ från nöt	185	Edström m fl, 2008
Fastgödsel från kyckling	230	Litorell & Lovén Persson, 2007
Slakterirester	430	Carlsson & Uldal, 2009
Vall	300	Edström m fl, 2008
Halm	200	Carlsson & Uldal, 2009

Processenergi i biogasreaktorn och i uppgradering

I biogasanläggningen behövs värme för att värma upp substratet som ska rötas. Dessutom behövs el för att bl.a. röra om i substratet i röt-kammaren. Hur mycket processenergi i form av el och värme som behövs beror på hur biogasanläggningen utformas och vilken substratblandning som används.

Biogasen som lämnar anläggningen innehåller ca 60 % metan och 40 % koldioxid. Om biogasen ska användas som fordonsgas enligt gällande svensk standard behöver den uppgraderas vilket innebär att metanhalten höjs till cirka 97 %. Den behöver också komprimeras och transporteras till tankstationer. Det antas i denna studie att det för dessa processer åtgår totalt 8 % av energin i biogasen (baserat på uppgifter i Tufvesson m fl, 2013).

Värden för processenergi och energiåtgången för uppgradering och transport som antagits i denna studie sammanfattas i tabell 3.12.

Tabell 3.12. Processenergi i biogasanläggningen

	% av producerad gas	Källa:
Värmebehov i biogasanläggningen	14	Tufvesson m fl, 2013
Elbehov i biogasanläggningen	4	Tufvesson m fl, 2013
Elbehov för uppgradering, komprimering och transport	8	Tufvesson m fl, 2013

Läckage av metan

I produktion och användning av biogas förekommer risk för läckage. Hur stora läckagen är påverkar biogasens miljönytta väsentligt (Spångberg m fl, 2014) eftersom metan som biogasen till stor del består av är en stark växthusgas. Läckage sker från själva biogasreaktorn (0,1-1 % av den producerade biogasen; Tufvesson m fl, 2013; Edström m fl, 2008) men också i efterföljande led då gasen används. Förbränning av gasen i kraftvärmeverk ger i nu installerade anläggningar upphov till utsläpp av metan på i snitt cirka 0,7-6 % av producerad gas (Tufvesson m fl, 2013). Utsläpp som sker i hela kedjan då biogasen används i fordon har i dagsläget bedömts ligga på drygt 4 %. Med bättre teknik kan dessa utsläpp minska till cirka 0,6 % (Göthe, 2013). I denna studie används de lägre värdena på metanutsläpp eftersom nya anläggningar som byggs har stort fokus på minskat metanläckage. Hur ett högre läckage påverkar resultatet testas i en känslighetsanalys (avsnitt 5.4).

Tabell 3.13: Värden på totala läckaget av metan i alla led vid produktion och användning av biogas som antagits i denna studie.

Läckage när gasen används för ...	% av producerad gas	Källa:
... fordonsbränsle	0,6	Göthe, 2013
... kraftvärmeproduktion	1,0	Tufvesson m fl, 2013

3.4.3 Användning av biogas på gården

När biogasen förbränns blir nettoutsläppen av koldioxid noll, eftersom kolet i gödseln och vallen är av biogent ursprung (har nyligen tagits upp av växter från atmosfären). Utsläppen av NO_x och svaveldioxid (SO₂) varierar beroende på typ av motor/anläggning och svavelhalten i biogasen. I rötningsprocessen bildas bl.a. svavelföreningen vätesulfid från svavlet i substratet. Svavelhalten är högre i substrat av animaliskt ursprung än från växtbaserade substrat. Det mesta svavlet i biogasen härrör dock från odoranter som tillsätts för att gasen ska lukta. En svavelhalt på 5,5 mg/Nm³ krävs för en fullgod odorisering (Svensson,

2011), vilket ger svaveldioxidutsläpp vid förbränning på 0,31 mg/MJ biogas. Det finns dock svavelfria odoranter vilket kan minska svavelhalten i biogasen till 0,5 mg/Nm³ men i denna studie antas dock att svavelhaltiga odoranter används.

Hur stora utsläppen av NO_x blir från fordon som drivs med biogas beror på motorns konstruktion och belastning samt vilken avgasrening som används. Generellt är dock NO_x-utsläppen från biogas lägre än från diesel. Eftersom variationen är stor och inte enbart beror på vilket bränsle som används antas här att utsläppen av NO_x från biogasdrivna fordon är lika stora som genomsnittliga svenska utsläpp av NO_x från dieseldrivna tunga fordon (0,68 g/MJ eller 2,4 g/kWh).

Biogas som drivmedel på gården

Biogasen som produceras på gården antas användas som drivmedel till gårdens traktorer och andra fältmaskiner. Verkningsgraden antas vara samma som för en dagens dieselmotorer. De biogasmotorer som finns på marknaden idag är så kallade dual-fuel motorer som också använder en del diesel. Dieselandelen varierar mellan 15-40%. Andelen är i den lägre delen av intervallet vid tyngre monotona arbeten som plöjning etc. som dominerar inom jordbruket (Gunnar Larsson, pers. medd.). I denna studie antas dock allt bränsle i traktorerna utgöras av biogas, då den mindre mängd diesel som används inte har någon större påverkan på resultatet och dessutom är i stort sett samma i samtliga scenarier (Tabell 3.10).

”Grönt” mineralkväve

Mineralkväve framställs idag vanligtvis från ammoniak. Som bränsle och råvara i produktion av ammoniak används främst naturgas men även en del kol och olja (IFA, 2009). Det går också att tillverka ammoniak baserat på förnybar råvara t.ex. genom att använda biogas istället för naturgas eller genom förgasning av salix (energiskog) eller halm (Ahlgren m fl, 2008; 2010; 2011; 2012; Al-Rudainy m fl, 2011).

I denna studie antas att så kallat ”grönt” mineralkväve produceras från en del av den biogas som produceras på gården. Det går åt ca 28 MJ biogas för att producera 1 kg ammoniak, vilket motsvarar 34 MJ per kg kväve. Biogasen används som både energikälla och råvara (biogasen ger väte och kvävet tas från luften i den så kallade Haber-Bosch-processen). I nästa steg tillverkas t.ex. ammoniumnitrat, som är ett av de vanligaste gödselmedlen, genom att låta ammoniak reagera med

salpetersyra. Salpetersyran produceras av delar av den ammoniak som produceras genom en exoterm reaktion med luft. I denna process bildas också lustgas och ånga. En del av lustgasen kan renas bort med en del släpps ut i atmosfären. I denna studie antogs att 0,6 kg lustgas per ton salpetersyra släpps ut. Ångan används till att producera el. För varje producerat kg kväve produceras således också 0,97 MJ el. Slutligen granuleras ammoniumnitratet; en process som kräver ca 0,27 MJ per producerat kg kväve. Alla data kommer från Ahlgren m fl (odaterad).

Att producera mineralkväve baserat på biogas i mindre skala är fortfarande ovanligt och kunskapen om energibehov och lustgasförluster är liten. Hur val av data för produktion av grönt mineralkväve påverkar resultatet testas i en känslighetsanalys i avsnitt 5.5.

Kraftvärmeproduktion

El och värme antas produceras i en mindre kraftvärmeanläggning. Nettoutsläppen av koldioxid blir noll eftersom kolet i biogasen är av biogent ursprung. Utsläpp av försurande och övergödande ämnen varierar mycket beroende på typ av anläggning. Här används värden från en mikroturbin baserat på data från USA och Sverige (Börjesson & Berglund, 2003). Verkningsgraden antas vara 80 %.

Tabell 3.14. Utsläpp per MJ förbränd biogas i kraftvärmeproduktion från biogas (Börjesson & Berglund, 2003).

	CO ₂ (g/MJ)	SO ₂ (g/MJ)	NO _x (g/MJ)	Källa:
Kraftvärmeproduktion från biogas	0	0,002	0,032	Börjesson & Berglund, 2003

Biogas som lämnar gården

När den energi och den gödsel som behövs på gården är producerad används resterande biogas till att producera fordonsgas (se avsnitt 3.4.2). Om biogasen som lämnar gården ersätter fossila bränslen i andra sektorer, t.ex. diesel i fordonsflottan, uppstår en miljönytta i och med att framför allt utsläpp av koldioxid undviks vilket innebär att klimatpåverkan minskar. Utsläppen av NO_x påverkas dock inte eftersom det antas att utsläppen av NO_x är ungefär lika stora för både diesel och biogas (se avsnitt *Biogas som drivmedel på gården*). Påverkan på övergödningen är således oförändrad. När det gäller

utsläpp av försurande ämnen minskar dessa något då biogas används istället för diesel p.g.a. minskade SO₂-utsläpp från biogas i jämförelse med diesel.

Gasdrivna fordon med ombyggda otto- eller dieselmotorer förbrukar 10-30 % mer bränsle än om fordonet kör på bensin eller diesel, men om anpassade gasmotorer används kan biogasen ersätta diesel i förhållandet 1:1 (Tufvesson m fl, 2013), vilket antas i denna studie. Utsläpp vid förbränning av biogas respektive diesel i fordonsmotorer sammanfattas i tabell 3.15.

Tabell 3.15. Utsläpp per MJ förbränd diesel/biogas vid slutanvändning som fordonsbränsle.

	CO ₂ (g/MJ)	SO ₂ (g/MJ)	NO _x (g/MJ)	Källa:
Diesel som fordonsbränsle ¹	78	0,017	0,70	Gode m fl, 2011
Biogas som fordonsbränsle ²	0	0,00031*	0,68**	* Uträknet från svavelmängden i Svensson, 2011 (5,5 mg/Nm ³) **Antar samma utsläpp som vid slutförbränning av diesel

1 Inkluderar hela bränslecykeln samt slutförbränning i tungt fordon, diesel med 5 vol% RME

2 Endast utsläpp från slutförbränningen

3.5 Miljöpåverkansbedömning

Denna studie omfattar påverkan på sex olika miljömål. Här ges en kort bakgrund till de olika miljömålen och hur påverkan inom de olika områdena kvantifierats i denna studie.

3.5.1 Begränsad klimatpåverkan

Miljömålet lyder:

"Halten av växthusgaser i atmosfären ska i enlighet med FN:s ramkonvention för klimatförändringar stabiliseras på en nivå som innebär att människans påverkan på klimatsystemet inte blir farlig.

Målet ska uppnås på ett sådant sätt och i en sådan takt att den biologiska mångfalden bevaras, livsmedelsproduktionen säkerställs och andra mål för hållbar utveckling inte äventyras.

Sverige har tillsammans med andra länder ett ansvar för att det globala målet kan uppnås."

Klimatpåverkan är den påverkan på jordens klimat som människan orsakar genom utsläpp av växthusgaser och andra mänskliga aktiviteter. Sedan början av detta sekel har atmosfären och havet blivit varmare (ca 0,85 grader), mängden snö och is har minskat och havsytan har höjts (i snitt 0,19 m globalt). Risken för översvämningar, värmeböljor, skyfall, torka och bränder ökar med ett förändrat klimat. Odlingsförutsättningarna försämras på många platser och många arter hotas av det förändrade klimatet som de inte hinner anpassa sig till. Det ökade upptaget av koldioxid i haven har gjort att de försurats, vilket innebär att ekosystemen i havet rubbas (IPCC, 2014a).

Koldioxid, metan och lustgas är de viktigaste växthusgaserna. Koldioxidutsläpp från förbränning av fossila bränslen för transporter, energiproduktion och industriprocesser står för det största bidraget till den globala uppvärmningen (ca 62 %). Utsläpp av metan från användning av fossila bränslen, jordbruk och avfallshantering står för ca 16 % och lustgas från i huvudsak jordbruk för ca 6 % (IPCC, 2014b). Vidare kommer ca 11 % av klimatpåverkan från koldioxid som tillförs atmosfären när marken avskogas för att bereda plats åt framför allt jordbruksmark.

Vad gäller det svenska miljömålet på klimatområdet har riksdagen fastslagit två preciseringar. Dels ska den globala ökningen av medeltemperaturen begränsas till högst två grader och dels ska koncentrationen av växthusgaser i atmosfären på lång sikt stabiliseras på nivån högst 400 miljondelar (ppm) koldioxidekvivalenter. Koncentrationen ligger dock redan nu över detta senare mål på 470 ppm. Det krävs således mycket kraftiga insatser för att vända utvecklingen. Fortsätter utsläppen att öka i samma takt som nu kommer temperaturen vid detta sekels slut att ligga i intervallet 3-5 grader högre än preindustriell tid och det innebär mycket allvarliga konsekvenser. Om dagens utsläpp globalt kan halveras till 2050 och minska till noll vid sekelskiftet finns dock möjlighet att nå två-gradersmålet (SNV, 2014b). För att nå de utsläppsminskningarna måste EU minska sina utsläpp ned till noll till år 2050, för att de fattiga länderna som hittills släppt ut väldigt litet växthusgaser ska få en möjlighet att utvecklas.

Olika gasers har olika förmåga att värma upp jorden. Det finns olika sätt att jämföra olika gasers bidrag till klimatpåverkan. Det vanligaste är Global Warming Potential (GWP) som jämför förmågan hos en gas att värma upp atmosfären i jämförelse med koldioxid och enheten blir då kg eller ton koldioxidekvivalenter (CO₂e). Hänsyn tas till hur effektivt gasen absorberar infraröd strålning och hur långlivad gasen är i atmosfären. GWP-värdet beror på hur lång tidsperiod som beaktas. Vanligast är att man räknar över 100 år. I tabell 3.16 nedan visas de GWP värden som används i denna studie för att kvantifiera klimatpåverkan med hjälp av GWP över en 100-årsperiod.

Tabell 3.16. Karakteriseringsfaktorer för klimatpåverkan (IPCC, 2013).

Ämne	GWP ₁₀₀ (kg CO ₂ e per kg)
Koldioxid, CO ₂ e	1
Metan biogent, CH ₄	34
Lustgas, N ₂ O	298

3.5.2 Bara naturlig försurning

Miljömålet lyder:

”De försurande effekterna av nedfall och markanvändning ska underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen ska inte heller öka korrosionshastigheten i markförlagda tekniska material, vattenledningssystem, arkeologiska föremål och hållristningar.”

Försurning innebär att försurande ämnen tillförs ekosystem i en takt som är snabbare än de neutraliseras eller förs bort. De försurande ämnena påverkar en del växter och djur negativt, dessutom skadar de byggnader, fornlämningar m.m. genom korrosion. Det finns flera naturliga orsaker till försurning men mänskliga aktiviteter påverkar också mycket. Det är utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider från förbränning i fordonsmotorer och kraftverk, samt utsläpp av ammoniak från jordbruket som är de främsta orsakerna till försurning. Miljömålet följs upp m.h.a. fyra preciseringar och tio indikatorer bl.a. *Kväveoxidutsläpp*, *Svaveldioxidutsläpp* och *Nedfall av kväve och svavel*. Merparten av svavelnedfallet på svensk mark (91 % år 2009; SNV, 2014a) kommer från utlandet varför internationella överenskommelser är mycket viktiga för att minska försurningen. Utsläppen av kväveoxider och svaveldioxid har minskat kraftigt i Sverige. Ända är många skogar och sjöar fortsatt försurade då det tar tid för naturen att återhämta sig, varför man inte bedömer det möjligt att nå miljö kvalitetsmålet till 2020.

I denna studie används försurningspotential (Acidification Potential, AP) för att kvantifiera påverkan på miljömålet Bara naturlig försurning. Det är ett mått som har använts länge inom livscykelanalysen för att aggregera olika försurande substansers inverkan. Försurningspotentialen hos ett visst ämne definieras som ämnets förmåga att frigöra vätejoner jämfört med förmågan hos svaveldioxid. Enheten är kg svaveldioxidekvivalenter, kg SO₂e. Försurningspotentialen visar på ämnets maximala försurande effekt. Hur stor den faktiska påverkan är beror på de geografiska förhållanden där utsläppen sker. Vissa platser är mycket känsliga för utsläpp av försurande ämnen, medan andra inte är det alls. Det har inom livscykelanalysen föreslagits flera olika metoder för att ta hänsyn till geografiska skillnader när påverkan på försurningen bedöms. Dessa kräver dock betydligt mer kunskap eller

antaganden om exakt vart produktionen sker och hur de geografiska förhållandena ser ut där. I denna studie kan vi anta att produktionen sker på samma ställe i alla scenarier, varför måttet försurningspotential utan hänsyn till regionala skillnader ger rättvisa resultat i detta fall (till skillnad från om man jämför t.ex. produktion av en vara i Sverige jämfört med produktion av samma vara på en annan kontinent). De karakteriseringsfaktorer som används för att beräkna försurningspotentialen i denna studie anges i tabell 3.17.

Tabell 3.17. Karakteriseringsfaktorer för försurningspotential (AP) (Guinée, 2002).

Ämne	AP (kg SO ₂ e per kg)
Svaveldioxid, SO ₂	1
Ammoniak, NH ₃	1,88
Kväveoxid, NO _x	0,7

3.5.3 Giftfri miljö

Miljömålet lyder:

"Förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystemen är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrundsnivåerna."

I princip bygger detta miljömål på att ämnen som har skapats eller utvunnits av människan inte ska ha negativ påverkan på människors hälsa eller på biologisk mångfald. Miljömålet utvärderas med hjälp av sex preciseringar och 15 indikatorer. De indikatorer som är direkt kopplade till jordbruket är ekologisk animalieproduktion, ekologisk mjölk, ekologiskt odlad mark, växtskyddsmedel och växtskyddsmedel i ytvatten. Den viktigaste aspekten att ta hänsyn till vad gäller miljömålet En Giftfri Miljö i relation till jordbruket är användningen av växtskyddsmedel samt kadmiumtillförsel via mineralgödsel. Indikatorn Växtskyddsmedel studeras via den årliga försäljning av totala mängden växtskyddsmedel samt hur riskindikatorn, en indikator för hälso- och miljörisker, förändras. Riskindikatorn beräknas utifrån ett antal faro- samt exponeringsfaktorer som multipliceras med antal växtskydds-

behandlingar per år. Resultatet blir en indikation på miljö- och hälsorisker från växtskyddsmedel som används, på nationsnivå. En generell trend vad gäller användandet av växtskyddsmedel i Sverige idag är att totala försäljningsmängden ökar men att riskindikatorn inte ökar i samma takt, vilket tyder på en ökning av användning av växtskyddsmedel med lägre riskpoäng än snittet.

Det är komplext att beräkna en kemikalies sammanlagda toxiska påverkan som beror på en rad antaganden och modellerande av spridningsväg, exponeringsväg, exponeringsdos, toxisk påverkan på olika arter etc. Därför är det vanligt att man inom LCA inte tar hänsyn till olika bekämpningsmedels toxiska påverkan utan endast anger mängden använda medel i gram aktiv substans. Det har dock tagits fram ett antal modeller för att inkludera toxiska effekter av olika kemikalier. I denna studie används modellen USEtox för att kvantifiera toxiska effekter på ekosystem, ekotoxicitet, från användning av växtskyddsmedel samt från tillförsel av kadmium via mineralgödsel baserat på genomsnittlig användning av bekämpningsmedel i olika grödor. USEtox är en vetenskaplig konsensusmodell utvecklad av UNEP-SETAC för beräkning av ekotoxicitet i LCA baserad på ett antal tidigare modeller (Rosenbaum m fl, 2008). Karakteriseringsfaktorer beräknas för olika kemiska substanser som beskriver ekotoxisk påverkan på färskvattenlevande organismer. Ekotoxisk effekt baseras i USEtox på EC50 som är den koncentration av en kemikalie där hälften av en population påverkas av en förutbestämd respons (Rosenbaum m fl, 2008). På grund av brist på data på den omfattande nivå som krävs för att jämföra olika odlingssystem, studeras i denna analys endast påverkan på ekosystem, ekotoxicitet, och inte påverkan på människans hälsa, humantoxicitet, även om miljömålet En giftfri miljö innefattar båda. En mer utförlig beskrivning av hur denna metod användes i denna studie finns i bilaga E. Beräknad ekotoxisk effekt för odling av en hektar för olika grödor finns sammanfattade i tabell 3.18.

Tabell 3.18. Ekotoxisk effekt av odling av en hektar av olika grödor. Beräknat med modellen USEtox (Rosenbaum m fl, 2008) utifrån genomsnittlig användning av växtskyddsmedel för olika grödor.

Gröda	CTUe (PAF ¹ , m3, dag per kg utsläpp)
Vall	111
Spannmål	2566
Raps	4629
Baljväxter	6849

¹ PAF = Potentially Affected Fraction

3.5.4 Ingen övergödning

Miljömålet lyder:

"Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten."

Övergödning orsakas av för mycket kväve och fosfor i mark och vattendrag vilket leder till igenväxning och algblooming. Konsekvensen blir att arter som trivs i mer näringsfattiga miljöer trängs undan. I vattendrag kan syrebrist uppstå när stora mängder organiskt material faller till botten och ska brytas ned. Många havsmiljöer, bl.a. Östersjön, är kraftigt påverkad av övergödning liksom många sjöar. Övergödning kan också drabba landområden.

Läckage från åkermark, ammoniak från gödselhantering, utsläpp från reningsverk och enskilda avlopp samt kväveoxider från trafik och kraftverk är de främsta orsakerna till övergödning. Inom ramen för ett antal olika internationella överenskommelser arbetar Sverige och andra länder med att minska utsläppen inom samtliga områden.

Miljömålet följs upp av fyra preciseringar och åtta indikatorer. Flera av indikatorerna är starkt kopplade till jordbruket t.ex. *Ammoniakutsläpp* som domineras av utsläpp från djurhållningen inom jordbruket och *Begränsat näringsläckage genom fånggrödor och skyddszoner* som handlar om åtgärder för att hindra läckage av näringsämnen från åkermarken. Utsläppen av övergödande ämnen

minskar men det tar tid för naturen att återhämta sig och utsläppen behöver minska ytterligare för att miljömålet ska nås. Speciellt allvarligt är läget för Östersjön där ca 30 % av bottenarna är drabbade av akut syrebrist. Det bedöms inte möjligt att nå miljömålet till år 2020 med nu beslutade styrmedel.

Påverkan på miljömålet Ingen övergödning kvantifieras i denna studie baserat på *Övergödningspotentialen* (Eutrophication potential, EP). Man utgår i denna metod från en "genomsnittlig" kemisk sammansättning av en vattenlevande organism (en alg) nämligen $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$, som får representera den genomsnittliga biomassan. Karakteriseringsfaktorerna för olika kväve- och fosforföreningar bestäms sedan genom att relatera till hur mycket av en substans som behövs för att "bygga" denna genomsnittliga biomassa, antaget att det finns tillräckligt av de andra beståndsdelarna. Alltså bidrar en mol fosfor lika mycket till övergödningen som 16 mol kväve. Påverkan per kg utsläpp istället för per mol fås genom att dividera med molekylvikten. Referensämnet är fosfatjonsekvivalenter, PO_4^{3-} e och karakteriseringsfaktorerna visas i tabell 3.19.

Tabell 3.19. Karakteriseringsfaktorer för övergödningspotential som används i denna studie (Guinée, 2002).

Ämne	EP (kg PO_4^{3-} e per kg)
Fosfor, P	3,06
Ammoniak, NH_3	0,35
Kväveoxider, NO_x	0,13
Nitrat, NO_3^-	0,1
Kväve, N	0,42

Hur allvarlig den övergödande effekten blir av utsläpp av olika näringsämnen beror till stor del på vart utsläppen sker. Till exempel är vattendrag med dålig omsättning på vattnet mer känsliga. Metoden som används här, potentiell övergödning, är dock oberoende av regionala skillnader eftersom det är just potentialen och inte faktiska effekter som mäts och lämpar sig således väl för att utvärdera olika typer av produktionssystem på samma plats (till skillnad från att jämföra t.ex. produktion av en vara i norra respektive södra Sverige).

3.5.5 Ett rikt odlingslandskap

Miljömålet lyder:

"Odlingslandskapets och jordbruksmarkens värde för biologisk produktion och livsmedelsproduktion ska skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden och kulturmiljövärdena bevaras och stärks."

Till skillnad från övriga miljömål är miljömålet Ett rikt odlingslandskap mer diffust. Miljömålet lägger tyngd vid att jordbruksmarkens värde för livsmedelsproduktion ska bevaras vilket i strikt mening inte är ett miljömål utan ett produktionsmål. Detta ska göras *"samtidigt som den biologiska mångfalden ... bevaras och stärks."* Här finns en uppenbar risk för målkonflikter. I monotona odlingslandskap kan åtgärder som tar viss jordbruksmark ur produktion vara mest gynnsamma för att stärka den biologiska mångfalden, t.ex. genom anläggning av åkerholmar och andra landskapselement (Schneider m fl, 2014). Miljömålet utvärderas med hjälp av tolv preciseringar och nio indikatorer. Stor tyngd läggs vid upprätthållandet av brukad åkerareal och dess kvalitet, samt status för odlingslandskapets rödlistade arter. Viktigt är också fortsatt hävd av ängs- och betesmarker då dessa utgör unika livsmiljöer för många växter, svampar och djur. Miljömålet hotas av att jordbruket intensifieras i vissa delar av landet, vilket ofta innebär ett mer ensidigt brukande av marken och förlust av viktiga livsmiljöer. I andra delar av landet utgörs hotet av att gårdar läggs ned vilket leder till beskogning. Man bedömer det inte möjligt att nå miljömålet till 2020 med nu beslutade eller planerade styrmedel, p.g.a. negativ utveckling inom dessa områden.

Det är inte enkelt att koppla miljömålet Ett rikt odlingslandskap till metoder som är applicerbara inom en kvantitativ studie av denna typ. Det är brukligt att i LCA kvantifiera markanvändning i m² uppdelat i olika markkategorier (t.ex. åker och betesmark). Stor markanvändning ses då som någonting negativt eftersom markanvändning för jordbruk globalt utgör ett intrång i de naturliga ekosystemen. För detta miljömål är dock minskat brukande av jordbruksmark i Sverige ett av hoten vilket snarare innebär att en hög markanvändning per producerad enhet gynnar detta miljömål. På grund av denna komplexitet görs i denna studie ingen kvantifiering av påverkan på detta miljömål. Dock hålls de faktorer som är viktigast för detta miljömål, brukad åkermark

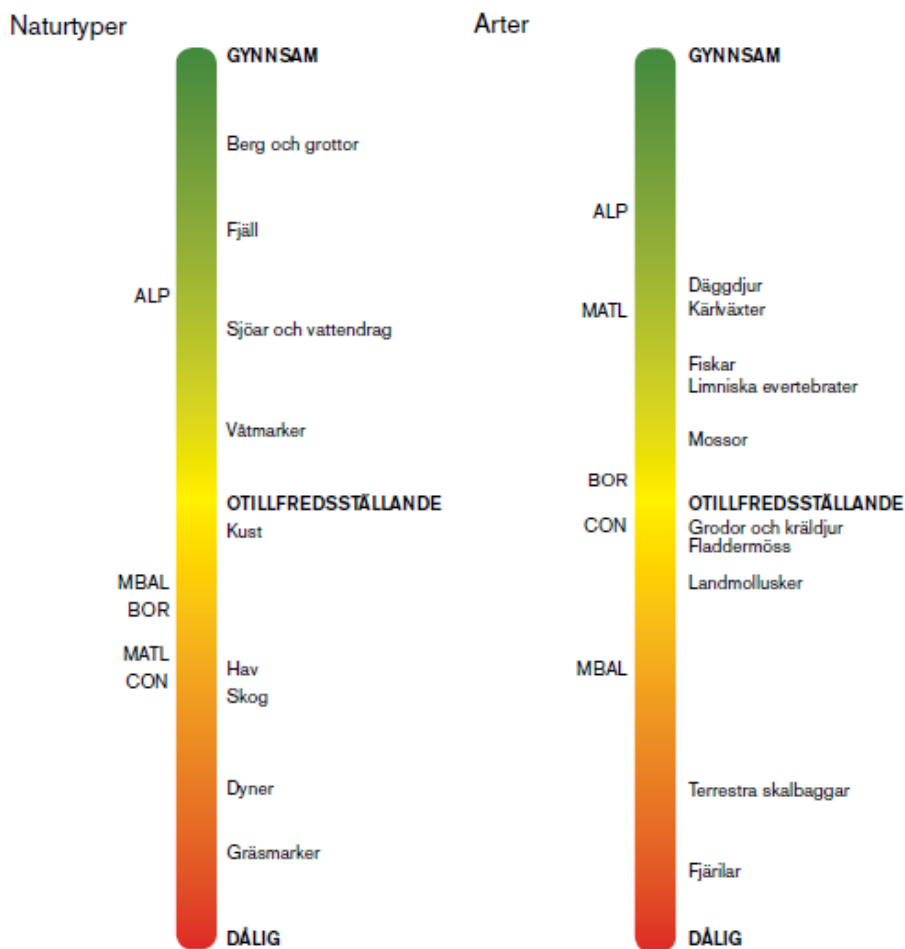
och hävdad naturbetesmark, konstant i alla scenarion, vilket gör att man förenklat kan säga att påverkan på detta miljömål blir den samma i alla scenarion.

3.5.6 Ett rikt växt- och djurliv

"Den biologiska mångfalden ska bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer ska värnas. Arter ska kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor ska ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd."

Detta miljömål handlar om att hindra att arter och ekosystem utrotas eller förstörs. Idag hotas många arter i Sverige samtidigt som främmande arter fortsätter att öka. Miljömålet utvärderas med hjälp av åtta preciseringar och elva indikatorer. Enligt EUs habitatdirektiv har Sverige skyldighet att bevara 164 arter och 89 naturtyper (Wenche Eide, 2014). Bäst lyckas bevarandet av arter och naturtyper där det finns stora skyddade områden eller där exploateringstrycket är lågt, som t.ex. i fjällen. Arter som är knutna till våtmarker hotas av tidigare dikning och nu även igenväxtning. Försurning och övergödning gör vattenkvaliteten dålig i många sjöar vilket hotar arter där. I skogen saknas bland annat död ved för de vedlevande leddjuren. Även bevarandestatusen för alla marina naturtyder bedöms som otillfredställande eller dåliga. Olika typer av gräsmarkerna är dock de naturtyper som har sämst bevarandestatus (figur 3.2) p.g.a. att de minskat kraftigt arealmässigt och inte sköts på adekvat sätt. Jord- och skogsbrukets kraftiga rationalisering under de senaste 100 åren har inneburit att dessa marker inte längre behövs i produktionen. Fjärilar, kärlväxter, fladdermöss m. fl. arter hotas av att markerna växer igen.

Art- och naturbarometer



Figur 3.2. Barameter för att illustrera hur naturtyperna och artgrupperna placerar sig i förhållande till varandra baserat på statusbedömningen 2013 (bild från Wenche Eide, 2014).

Det pågår intensiv metodutveckling inom LCA för att ta fram metoder för att kvantifiera påverkan på biologisk mångfald på produktnivå (de Baan m fl, 2013a; 2013b; 2015; Coelho & Michelsen, 2014). Området är dock mycket komplicerat och robusta metoder som kan skilja på rödlistade arter och icke-hotade arter, olika intensitet i odlingen etc. fanns inte tillgängliga då denna studie genomfördes. Dessutom är resultaten beroende av vilken typ av naturtillstånd som är det önskvärda; är det till exempel ett 'naturligt tillstånd' d.v.s. ett som skulle uppstå på marken utan mänsklig inblandning eller är det ett tillstånd som någon gång i historien innehöll flest antal arter.

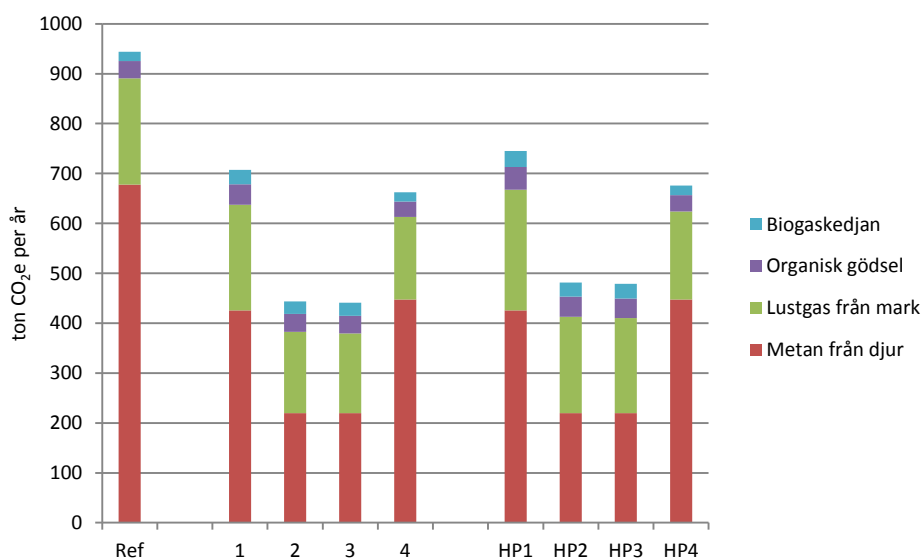
Eftersom bevarandet av gräsmarkerna är så centralt för detta miljömål och dess koppling till jordbruket och eftersom det är så komplicerat att beräkna påverkan på biologisk mångfald från olika produktionssystem beslutades det att i denna studie försöka hålla påverkan på detta miljömål konstant i samtliga scenarier. Detta görs genom att mängden hävdad naturbetesmark är lika stor i samtliga fall. Att all naturbetesmark ska bevaras med hjälp av bete är alltså ett krav i samtliga scenarier. I en känslighetsanalys testas och diskuteras dessutom hur resultaten påverkas av att skötseln av gräsmarkerna sker maskinellt istället för med djur (avsnitt 5.8).

4 Resultat

4.1 Klimatpåverkan

4.1.1 Klimatpåverkan utan användning av marken som blir över

I figur 4.1 visas klimatpåverkan från gården under ett år utan att beakta vad marken som blir över används till. Här används alltså olika mycket mark i de olika scenarierna för att producera produkterna i FE samt den energi och gödsel som behövs på gården (för markanvändning på gården se avsnitt 4.5).



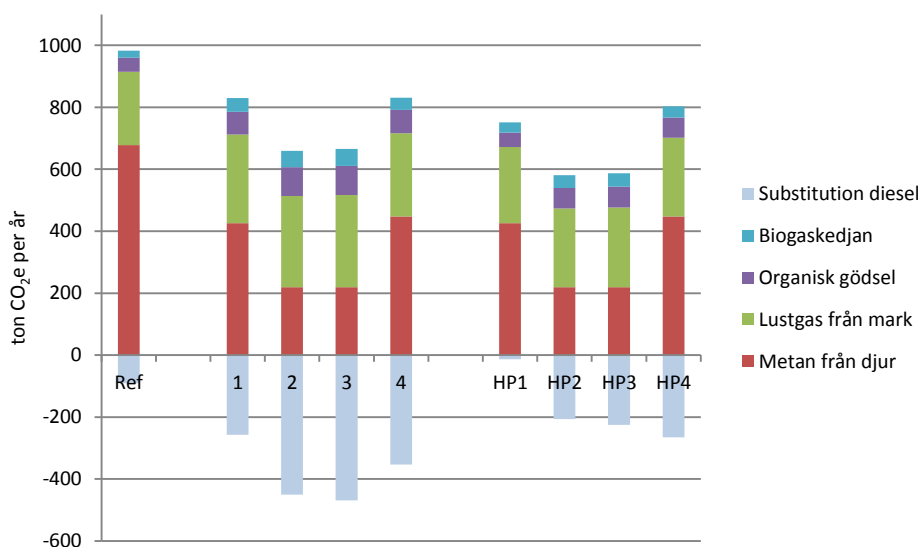
Figur 4.1. Klimatpåverkan från gården **utan** användning av marken som blir över efter att livsmedel, foder, gödsel och energi till gården har producerats.

Utsläppen av växthusgaser är ca 50 % lägre för de scenarier där dikor används till att hävda naturbetesmarkerna och nötköttet delvis ersätts med kyckling eller vegetariskt protein (scenarierna 2, 3, HP2 och HP4) främst p.g.a. lägre metanutsläpp från nötkreaturens fodermältning men även p.g.a. minskat behov av foder och därmed minskade utsläpp från foderproduktion. För scenarierna 1 och HP1 där lika mycket nötkött produceras som i referensfallet är utsläppen drygt 20 % lägre p.g.a. lägre utsläpp av metan från dikorna i jämförelse med mjölkorna (tabell 3.6) och minskat foderbehov även här.

Utsläppen är något högre för de scenarier som totalt sett producerar lika mycket protein som i referensfallet (HP1-HP4) men skillnaden är ganska liten.

4.1.2 Klimatpåverkan med användning av marken som blir över

Figur 4.2 visar klimatpåverkan från gården om marken som blir över på gården efter att produkterna i FE producerats används till att odla vall som sedan rötas till biogas (avsnitt 3.4). "Negativ" klimatpåverkan uppstår om den biogas som kan exporteras från gården ersätter dieselanvändning i övriga jordbruket eller samhället.



Figur 4.2. Klimatpåverkan från gården då marken som blir över efter att livsmedel, foder, gödsel och energi till gården har producerats används för att producera biogas av vall. Biogasen antas ersätta diesel.

När all mark på gården odlas ökar utsläppen av växthusgaser i alla scenarier eftersom mer mark brukas och gödslas. Dock kompenseras denna ökning av substitutionseffekten genom att biogas som produceras på gården kan ersätta fossila bränslen. Observera att denna substitutionseffekt endast gäller så länge det finns fossila bränslen att ersätta i samhället. Man bör heller inte uttrycka sig så att livsmedelsprodukterna som produceras har låg klimatpåverkan p.g.a. denna substitutionseffekt. För att uttala sig om de olika produkternas individuella klimatpåverkan måste utsläppen delas upp på de olika produkterna (avsnitt 2.5.1) och då skulle substitutionseffekten tilldelas biobränslet eftersom dess produktion helt kan separeras från produktionen av livsmedel och foder. Dock visar detta resultat att genom att producera vegetabiliska livsmedel istället för animaliska livsmedel frigörs mark för bioenergiproduktion (eller annan användning), vilket om bioenergin ersätter fossil energi kan minska klimatpåverkan från samhället i stort.

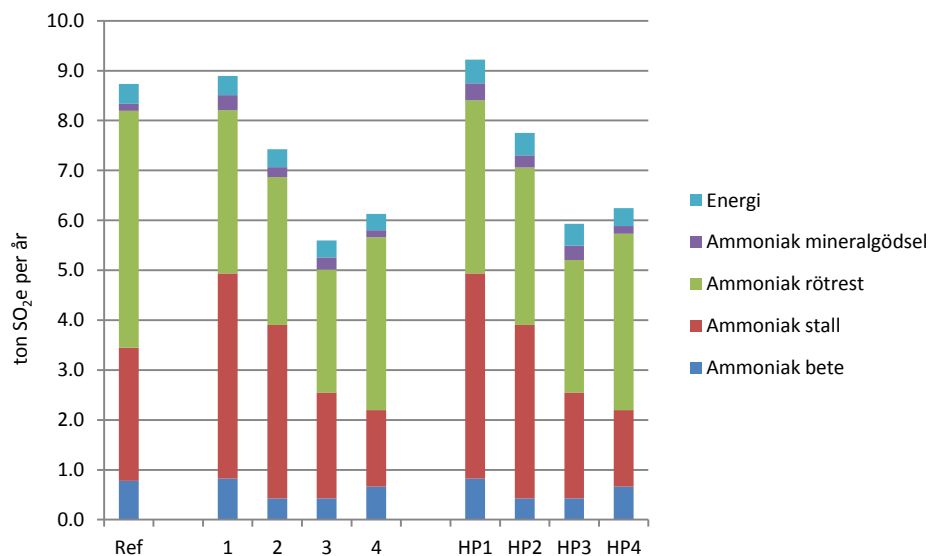
Orsaken till att utsläppen är lägre i HP-scenarierna än i motsvarande scenario 1-4, trots att det i HP1-4 produceras mer livsmedel, beror på att det odlas mindre vall i HP-scenarierna eftersom det i dessa inte blir lika mycket mark över. Eftersom vallen i denna studie antas gödslas med betydligt mer kväve än spannmål och baljväxter (avsnitt 3.2.3) blir således lustgasutsläppen från marken samt utsläpp förknippade med framställning och hantering av gödsel högre för scenarier med mer vall. Vall kan dock produceras med hög avkastning med betydligt lägre gödselgivor än de i Jordbruksverkets rekommendationer som användes här (pers. medd. Georg Carlsson). Hur en lägre gödselgiva till vallen påverkar resultatet testas i en känslighetsanalys (avsnitt 5.3).

Att substitutionseffekten nästan helt uteblir för HP1-scenariot beror på att det i detta scenario blir litet mark över och således mindre vallgröda som kan användas för bioenergiproduktion. I jämförelse med referensscenariot som har ungefär lika mycket mark över (avsnitt 4.5) går det i HP1-scenario åt mer värme.

4.2 Potentiell försurning

4.2.1 Försurningspotential utan användning av marken som blir över

I figur 4.3 visas försurningspotentialen från gården utan att beakta vad marken som blir över används till. Här används alltså olika mycket mark i de olika scenarierna för att producera produkterna i FE samt den energi och gödsel som behövs på gården (för markanvändning på gården se avsnitt 4.5).



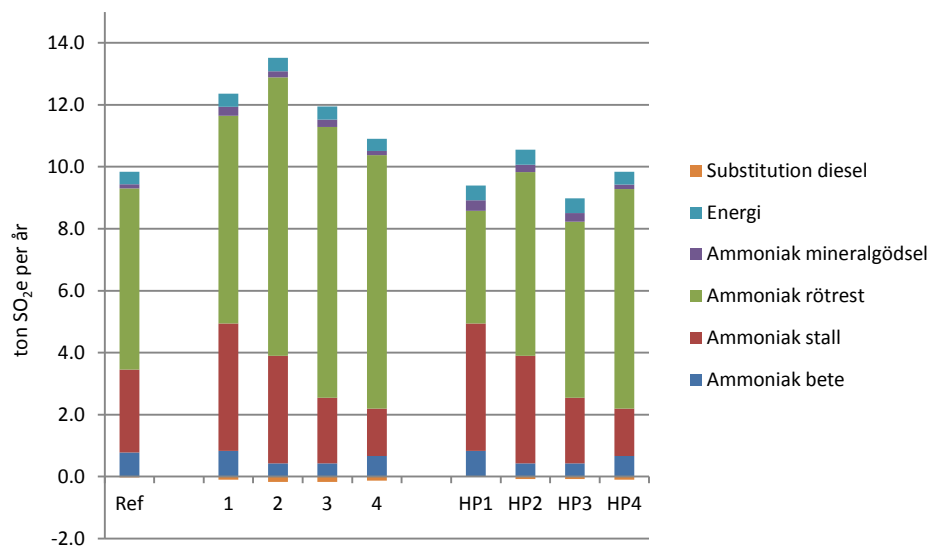
Figur 4.3. Försurningspotential från gården **utan** användning av marken som blir över efter att livsmedel, foder, gödsel och energi till gården har producerats.

Det är utsläpp av ammoniak från gödsel på bete och i stallar samt ammoniakutsläpp ifrån lagring och spridning av rötrest som dominerar de försurande utsläppen. De försurande utsläppen är mellan 11-36 % lägre i de scenarier där antalet nötkreatur är lägre (scenario 2, 3, 4, HP2, HP3 och HP4) p.g.a. att mängden gödsel då också är mindre. För scenario 1 och HP1 är de försurande utsläppen totalt något högre än i referensscenariot eftersom dikorna och kvingorna i dessa scenarier hålls på djupströbädd istället för i flytgödselsystem som i referensscenariot. Ammoniakförlusterna i stallar med djupströsystem är större än förlusterna från stallar med flytgödselsystem (20 % i jämförelse med 4 %). Av samma anledning är ammoniakförlusterna från scenario 2 och HP2 högre, samt att utsläpp från kycklinggödsel tillkommer i dessa

scenarier. Hur känsliga dessa resultat är beroende på olika dataval för att beräkna ammoniakförluster utreds i en känslighetsanalys i avsnitt 5.6.

4.2.2 Försumningspotential med användning av marken som blir över

I figur 4.4 visas försumningspotentialen från gården då marken som blir över på gården efter att produkterna i FE producerats används till att odla vall som sedan rötas till biogas (avsnitt 3.4). Biogasen antas ersätta diesel.



Figur 4.4. Försumningspotential från gården då marken som blir över efter att livsmedel, gödsel, foder och energi till gården har producerats används för att producera biogas av vall. Biogasen antas ersätta diesel.

Försumningspotentialen är högre för alla scenarier när marken som blir över används för att producera biogas p.g.a. att det på gården då produceras mer rötrest som orsakar ammoniakutsläpp vid lagring och spridning. Det är för de scenarier med mest mark över (scenario 1, 2, 3 och 4) som dessa utsläpp är högst. Substitutionseffekten blir mycket liten eftersom SO₂ utsläppen från biogas och diesel antas vara snarlika (avsnitt 3.4.3).

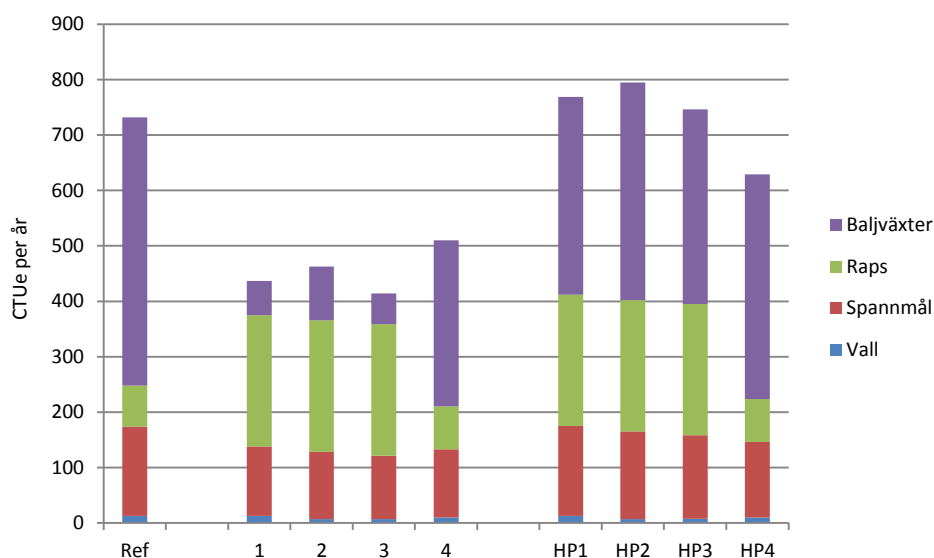
Det bör noteras att de högre utsläppen av ammoniak i de alternativa havredrycksscenarierna är en konsekvens av biogasproduktionen av vall odlad på marken som blir över och är inte en konsekvens av att det

produceras havredryck istället för mjölk på gården. Det finns stor teknisk potential att minska ammoniakutsläppen, vilket diskuteras vidare i en känslighetsanalys i avsnitt 5.6.

4.3 Ekotoxicitet

4.3.1 Ekotoxicitet utan användning av marken som blir över

I figur 4.5 visas ekotoxicitet i sötvatten från gården utan att beakta vad marken som blir över används till.



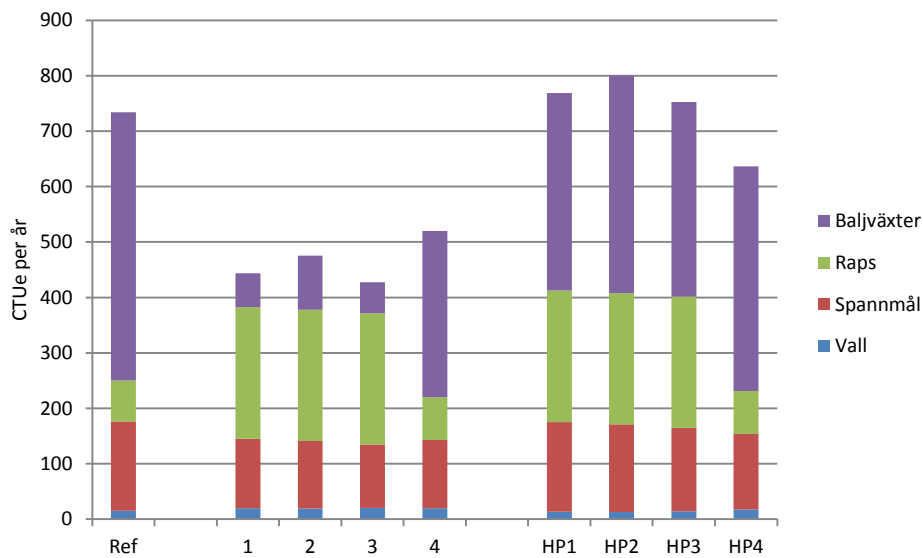
Figur 4.5. Ekotoxicitet i vatten från gården **utan** användning av marken som blir över efter att livsmedel, foder, gödsel och energi till gården har producerats.

Ekotoxicitetsvärdet beror dels på hur mycket mark som används och vilka grödor som odlas. I scenario 1-4 används mindre mark än i övriga scenarier (avsnitt 4.5.1) eftersom mer mark blir över i dessa scenarier vilket ger ett betydligt lägre ekotoxicitetsvärde. Referensscenariot och scenarierna HP1-HP4 som använder mer mark och har mer baljväxtodling får ett högre ekotoxicitetsvärde. Baljväxtodling har ett högre ekotoxicitetsvärde än raps (baljväxter 6849 CTUe/ha och raps 4629 CTUe/ha) som har ett högre värde än spannmål (2566 CTUe/ha). Vall har ett betydligt lägre ekotoxicitetsvärde än övriga grödor (111 CTUe/ha) eftersom bekämpningsmedelsanvändningen är liten i vall, så även om det i samtliga scenarier odlas mycket vall blir bidraget till den

totala ekotoxiciteten liten från vallodlingen. Det bör noteras att det är mycket komplext att beräkna ett sammanvägt ekotoxicitetsvärde och att metoden som används här är ny och obeprövad. Resultaten när det gäller ekotoxicitet ska således tolkas med stor försiktighet.

4.3.2 Ekotoxicitet med användning av marken som blir över

I figur 4.6 visas ekotoxicitet i sötvatten från gården då marken som blir över efter att produkterna i FE producerats används till att odla vall som sedan rötas till biogas.



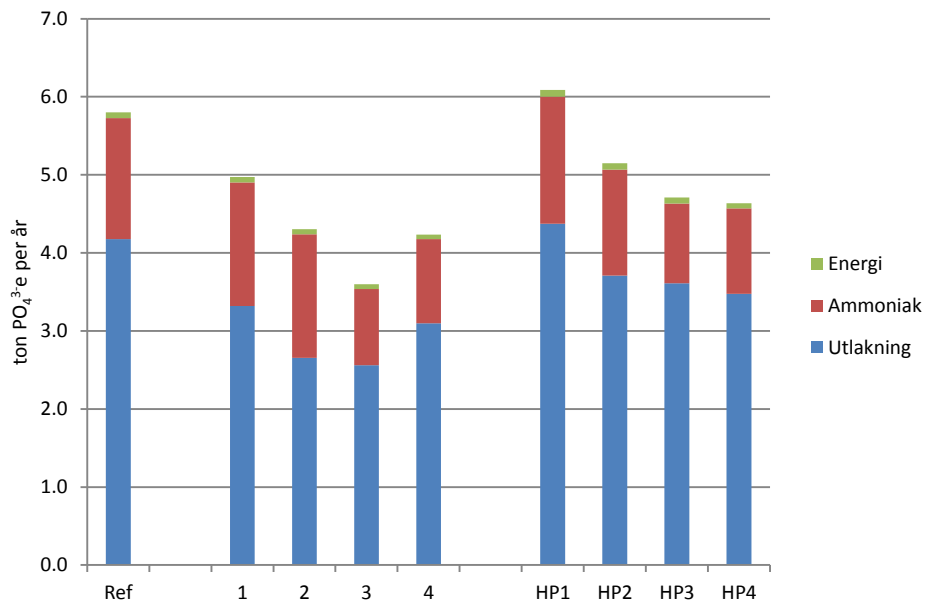
Figur 4.6. Ekotoxicitet i sötvatten från gården då marken som blir över efter att livsmedel, foder, gödsel och energi till gården har producerats används för att producera biogas av vall.

Ekotoxicitetsvärdena förändras endast marginellt när alternativ markanvändning beaktas. Det beror på att det är vall som odlas på marken som blir över och vall har ett mycket lågt ekotoxicitetsvärde i jämförelse med övriga grödor (111 CTUe/ha i jämförelse med 6849 för baljväxter, 4629 för raps och 2566 för spannmål).

4.4 Potentiell övergödning

4.4.1 Övergödningspotential utan användning av marken som blir över

I figur 4.7 visas övergödningspotentialen från gården utan att beakta vad marken som blir över används till. Här används alltså olika mycket mark i de olika scenarierna för att producera produkterna i FE samt den energi som behövs på gården (för markanvändning på gården se avsnitt 4.5).

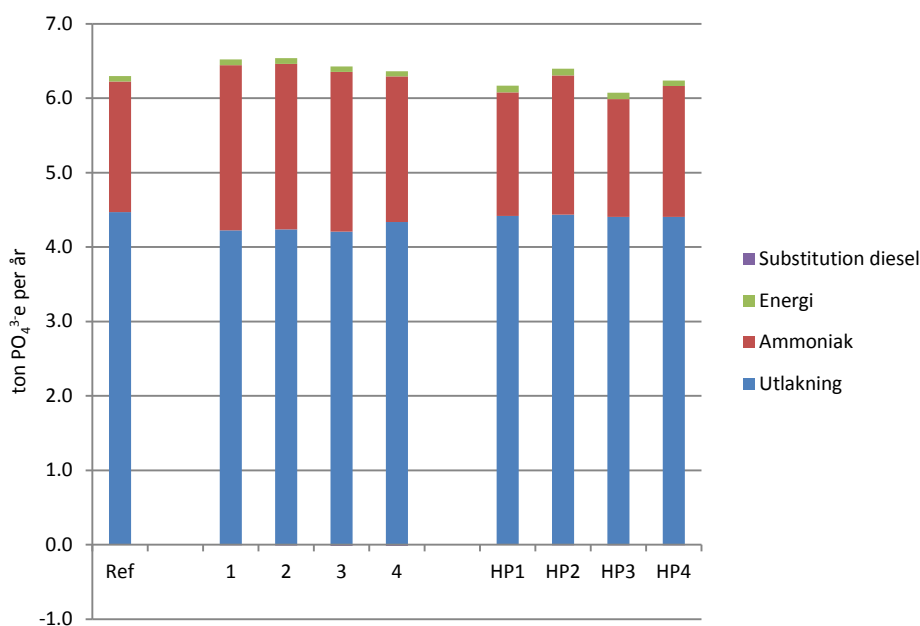


Figur 4.7. Övergödningspotential från gården **utan** användning av marken som blir över efter att livsmedel, foder och energi till gården har producerats.

Övergödningspotentialen domineras av utlakning av näringsämnen från åkermarken. Utsläpp av ammoniak från gödselhantering står för mellan 22 och 32 % av den totala övergödningspotentialen, medan utsläpp från energianvändningen bara utgör en mindre del. Utsläppen av övergödande ämnen är lägre i samtliga alternativa scenarier förutom HP1 eftersom inte lika mycket mark odlas. Ett mindre antal nötkreatur i scenario 3, 4, HP3 och HP4 ger också lägre ammoniakförluster.

4.4.2 Övergödningspotential med användning av marken som blir över

I figur 4.8 visas övergödningspotentialen från gården då marken som blir över på gården efter att produkterna i FE producerats används till att odla vall som sedan rötas till biogas (avsnitt 3.4). Biogasen antas ersätta diesel.



Figur 4.8. Övergödningspotential från gården då marken som blir över efter att livsmedel, foder, gödsel och energi till gården har producerats används för att producera biogas av vall. Biogasen antas ersätta diesel.

Övergödningspotentialen är ungefär lika eller något högre i alla alternativa scenarier i jämförelse med referensscenariot. Anledningen är dels att all mark nu används och ger ungefär lika stort läckage i alla scenarier. I de alternativa havredrycksscenarierna produceras mer biogas vilket ger mer rötrest som orsakar ammoniakutsläpp vid lagring och spridning. Det är för de scenarier med mest mark över (scenario 1, 2, 3 och 4), och därmed mest rötrest, som dessa utsläpp är högst.

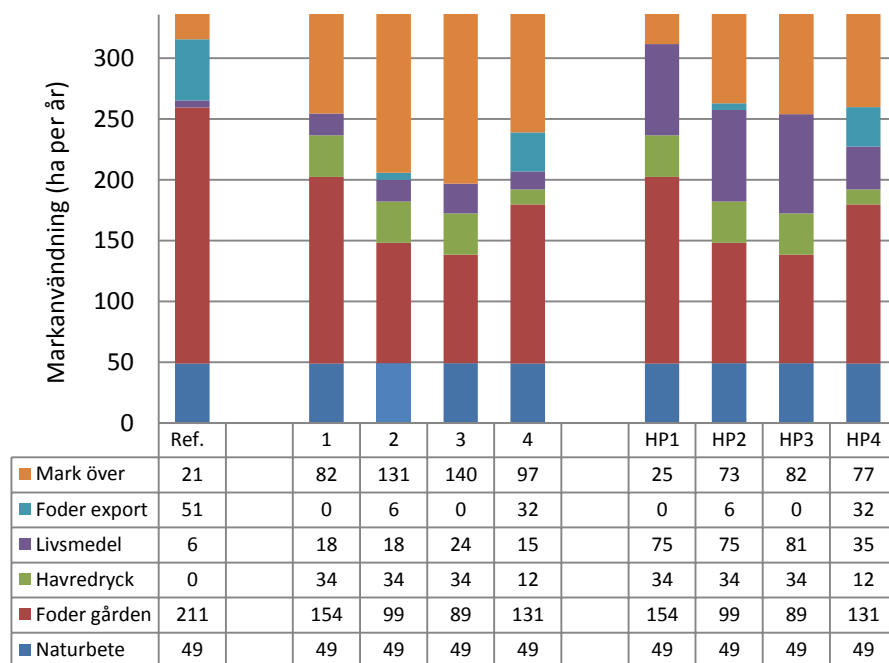
Substitutionseffekten blir här försumbar eftersom förbränning av biogasen antas orsaka lika höga NO_x -utsläpp som förbränning av diesel. Således uppstår endast en mycket liten substitutionseffekt som beror på att utsläpp vid tillverkning av diesel undviks (se tabell 3.15 i avsnitt 3.4.3).

Det bör noteras att de högre utsläppen av ammoniak i de alternativa scenarierna är en konsekvens av biogasproduktionen av vall odlad på marken som blir över och är inte en konsekvens av att det produceras havredryck istället för mjölk på gården. Det finns stor teknisk potential att minska ammoniakutsläppen, vilket diskuteras vidare i en känslighetsanalys i avsnitt 5.6.

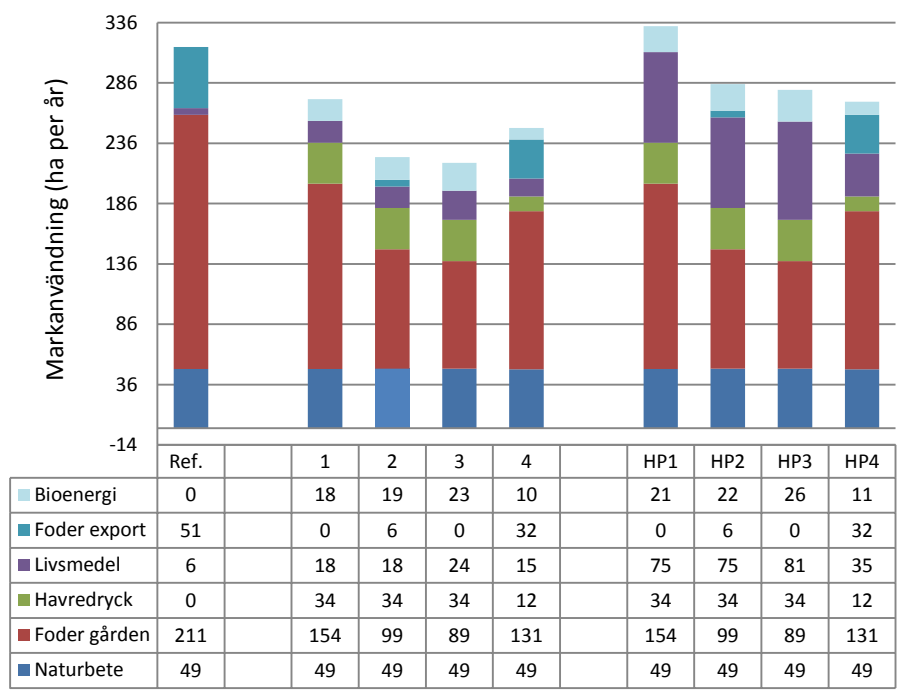
4.5 Markanvändning

4.5.1 Markanvändning

Figur 4.9 och figur 4.10 visar hur marken på gården används för olika ändamål i de olika scenarierna. Figur 4.9 visar resultatet med vallodling på mark som blir över och figur 4.10 utan alternativ markanvändning.



Figur 4.9. Markanvändning på gården i de olika scenarierna då all åkermark används.

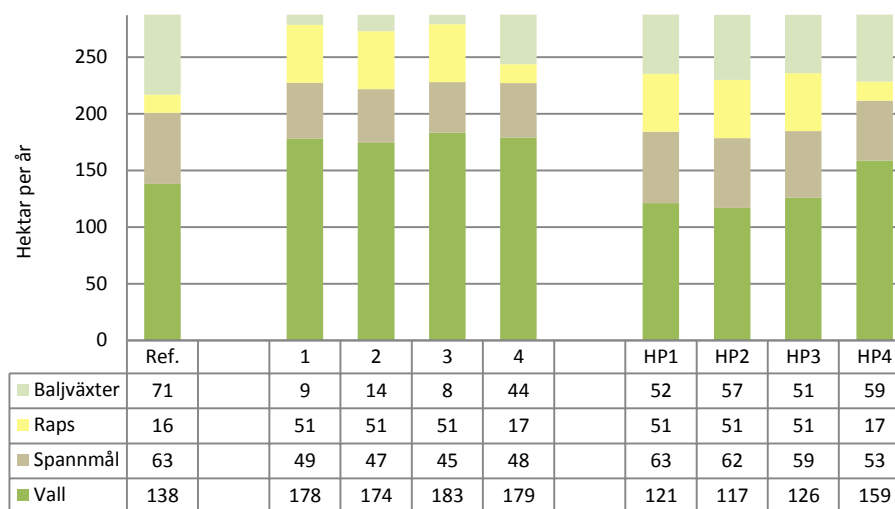


Figur 4.10. Markanvändning på gården i de olika scenarierna (hektar per år) när endast marken som behövs för att producera livsmedel, foder, gödsel och energi till gården används.

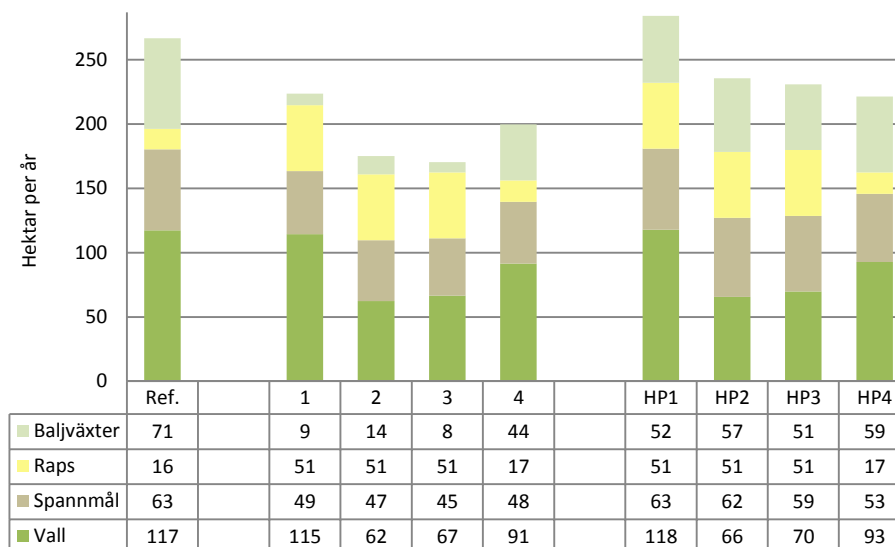
I samtliga alternativa scenarier minskar den areal som används för foder medan mark för att producera havredryck adderas till samtliga scenarier. I scenario 1 och 2 blir knappt hälften av marken tillgänglig för alternativa användningar (avsnitt 6.1.2).

4.5.2 Grödor

Figur 4.11 och 4.12 visar vilka grödor som odlas på gårdens åkermark i de olika scenarierna. Figur 4.11 visar resultatet med vallodling på mark som blir över och figur 4.12 utan alternativ markanvändning.



Figur 4.11. Odlade grödor på gården i de olika scenarierna då all åkermark används.



Figur 4.12. Odlade grödor på gården i de olika scenarierna när endast marken som behövs för att producera livsmedel, foder, gödsel och energi till gården används.

När all åkermark används d.v.s. när bioenergi produceras på marken som blir över, ökar vallodlingen i scenario 1-4 i jämförelse med referensfallet eftersom mycket mark frigörs här som kan användas för vallodling för biogasproduktion. Vallodlingen minskar något i scenarierna HP1, HP2 och HP3 men utgör fortfarande 40-60 % av den odlade arealen. Vall är en gröda som bidrar positivt till odlingssystemet på många sätt och det kan vara viktigt att upprätthålla en viss nivå (se vidare avsnitt 6.2.2). Odling av baljväxter bör inte ske för ofta eftersom problem med växtsjukdomar då kan uppstå (avsnitt 6.5). Baljväxtodlingen i referensscenariot är dock en konsekvens av att alla scenarier i denna studie ska producera samma produkter (baljväxterna här är djurfoder som exporteras från gården, se vidare avsnitt 3.1.1) och inte en konsekvens av mjölkproduktionen. HP-scenarierna däremot måste producera vegetabiliskt protein med hjälp av baljväxter så här är det viktigt att beakta i vilken grad detta är möjligt rent odlingstekniskt.

Utan alternativanvändning (figur 4.11) minskar arealen vall i samtliga scenarier då endast en mindre del av marken som blir över (se figur 4.9) används för energiproduktion för att täcka gårdens behov av drivmedel, gödsel och värme. Markanvändningen för scenario HP1 blir högre än för referensscenariot, d.v.s att producera lika mycket kött som fås från mjölkproduktionen med dikor samt det protein som mjölken innehåller i form av baljväxter och spannmål kräver alltså något mer mark än att producera motsvarande mängd protein i form av kött och mjölk inom mjölkproduktionen.

5 Känslighetsanalys

Beräkning av miljöpåverkan från jordbrukssystem är komplext och förknippat med stora osäkerheter (Röös & Nylinder, 2013). Genom att testa hur känsliga resultaten är för olika val av data och metoder kan robustheten i resultaten uppskattas och man kan bilda sig en uppfattning om under vilka förutsättningar resultaten gäller. I detta kapitel testas känsligheten i resultaten i denna studie inom en rad olika områden. Diskussionen här begränsas till data- och metodval som väsentligen kan ändra jämförelsen mellan de olika scenarierna eftersom syftet med denna studie är att kartlägga den relativa skillnaden i miljöpåverkan mellan scenarierna snarare än att fastlägga absoluta utsläppsnivåer.

5.1 Lustgas från mark och metan från djur

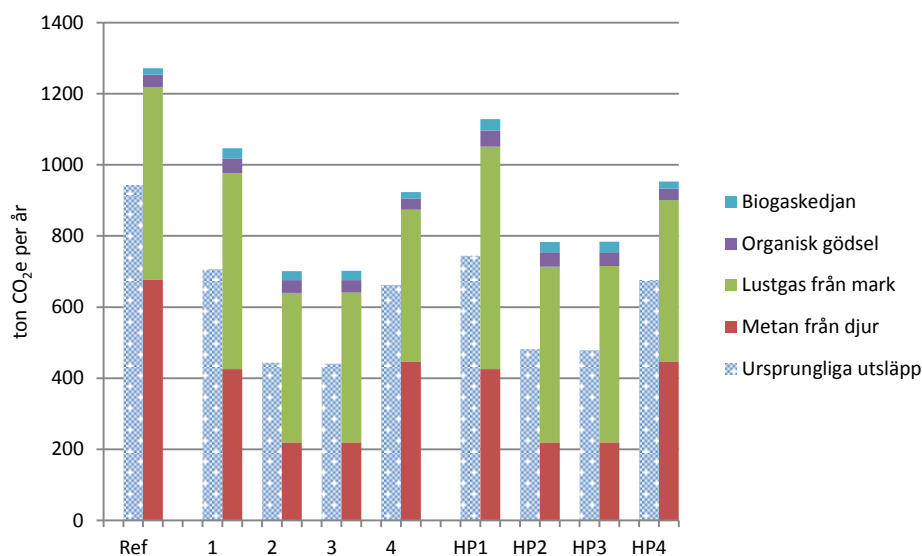
Utsläpp av metan från nötkreaturens matsmältning och lustgas från mark står för 78-93 % av de totala växthusgasutsläppen i samtliga scenarier. Hur dessa två poster beräknas har därför stor påverkan på resultatet, vilket även tidigare forskning har visat (Flysjö m fl, 2011b; Henriksson m fl, 2011). Båda dessa utsläppsposter har i denna studie beräknas med schablonvärden (avsnitt 3.3.1-3.3.2) som endast beaktar ett fåtal av alla faktorer som påverkar utsläppen. Det finns mer precisa metoder men dessa är komplicerade att använda i den här typen av studier och också osäkra (Röös & Nylinder, 2013). Dessutom är utsläpp av metan från fodersmältning och lustgas från mark förknippat med stora naturliga variationer, vilket också gör det svårt att uppskatta dessa. Därför diskuteras och testas här hur variationer i dessa utsläpp skulle påverka resultaten.

5.1.1 Lustgas från mark

Utsläppen av lustgas från mark beräknades i denna studie med IPCCs metod (IPCC, 2006) som innebär att 1 % av det kväve som tillförs marken antas avgå som lustgas. Till detta kommer också indirekta utsläpp från det kväve som försvinner från jordbruksmarken via luften och genom utlakning (avsnitt 3.3.2). IPCC anger att osäkerhetsintervallet för de direkta utsläppen är 0,3-3 %.

Ökas emissionsfaktorn från 1 % till 3 % ökar de totala utsläppen för alla scenarier med 35-64 % beroende på hur stor andel av de totala växthusgasutsläppen som lustgasutsläppen utgör i de olika scenarierna. Den relativa skillnaden mellan referensscenariot och övriga scenarier minskar också (med mellan 3 och 11 procentenheter). Det beror på att lustgasutsläppen står för en större andel av växthusgasutsläppen i de alternativa scenarierna än i referensscenariot där utsläppen domineras av metanutsläppen från kornas mat-smältning.

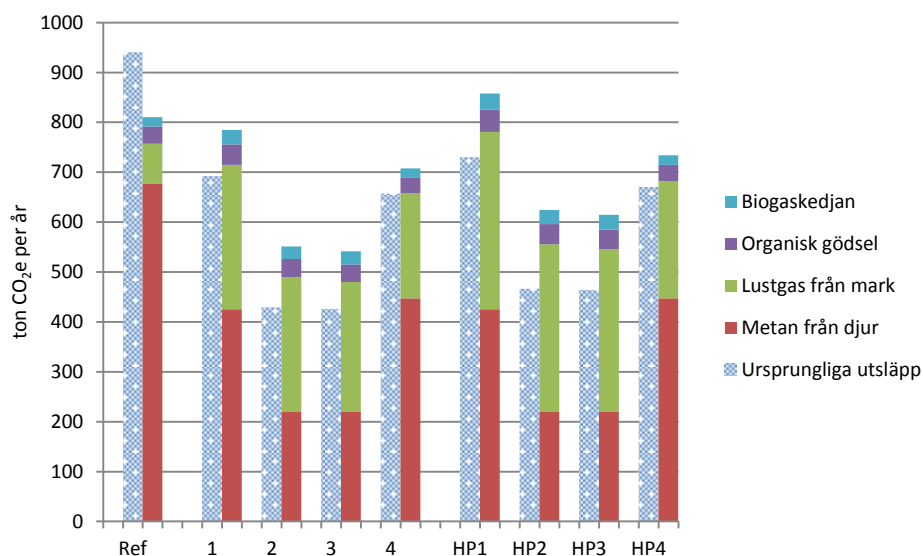
En minskning av emissionsfaktorn från 1 % till 0,3 % minskar de totala utsläppen från samtliga scenarier med 12-22 % medan den relativa skillnaden mellan scenarierna ökar med mellan en och sex procentenheter. En ökning eller minskning av emissionsfaktorn för lustgasutsläpp från mark påverkar således inte rangordningen mellan de olika scenarierna med avseende på klimatpåverkan, men med förmodade ökade utsläpp per kg tillfört kväve minskar skillnaden i klimatpåverkan mellan referensscenariot och de alternativa scenarierna där havredryck produceras istället för mjölk (figur 5.1).



Figur 5.1. Klimatpåverkan från gården (utan alternativ markanvändning) med emissionsfaktor för direkta lustgasutsläpp 3 % (istället för 1 %). Den relativa skillnaden mellan referensscenariot och de alternativa scenarierna minskar något.

IPCCs metod för att beräkna lustgasutsläpp tar inte hänsyn till en rad faktorer som påverkar utsläppen såsom typ av jord, typ av gröda, typ av gödsel, vattenhalt i marken, pH och temperatur. Många av dessa parametrar kan antas vara lika i samtliga scenarier. Det som skiljer mellan scenarierna och som inte fångas av IPCCs metod är andelen av olika grödor som odlas (se figur 4.10 och 4.11 i avsnitt 4.5.2) och mängden rötrest och mineralgödsel (bilaga D).

Det har gjorts en del mätningar av lustgasutsläpp i olika grödor men det saknas fortfarande tillräckligt med data för att kunna bestämma generella emissionsfaktorer för olika grödor, platser etc. (Jensen m fl, 2012; Signor m fl, 2013; Regina m fl, 2013). Det är komplicerat och kostsamt att mäta lustgasutsläpp från jordbruksmark och dessutom är den naturliga variationen i utsläpp stor även för samma plats och gröda (Nylinder m fl, 2011; Regina m fl, 2013), vilket komplicerar framtagandet av robusta emissionsfaktorer. I en finsk studie (Regina m fl, 2013) som innehåller mätningar av lustgasutsläpp under lång tid på många olika platser fann man dock att utsläppen av lustgas från vallodling var signifikant lägre än för ettåriga grödor. Anledningen till detta beror till stor del på att när ettåriga grödor odlas ligger marken bar under lång tid. Baserat på detta testas här en emissionsfaktor på 3 % för de ettåriga grödorna och en emissionsfaktor på 0,3 % för vällen. Resultatet visas i figur 5.2.



Figur 5.2. Klimatpåverkan från gården (utan alternativ markanvändning) med emissionsfaktor för direkta lustgasutsläpp från vallodling 0,3 % och för övriga grödor 3 %. Den relativa skillnaden mellan referensscenariot och de alternativa scenarierna minskar.

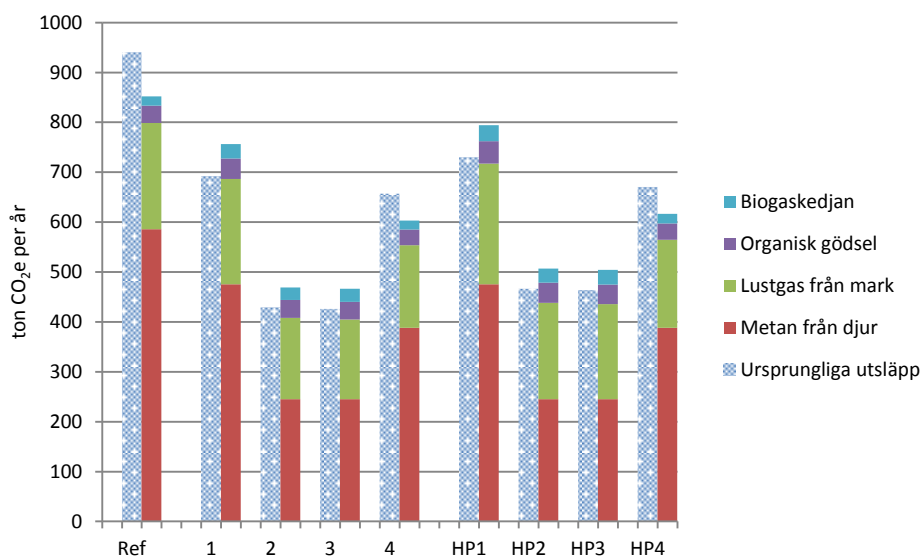
Klimatpåverkan från referensscenariot minskar med 14 % eftersom det odlas mycket vall (nu med låg emissionsfaktor) i det scenariet och mycket baljväxter som inte kvävegödslas alls. För alla alternativa scenarier ökar klimatpåverkan med 8-34 % då andelen vall är lägre. Skillnaden i klimatpåverkan mellan referensscenariot och de alternativa scenarierna minskar således. Scenario HP1 är dock det enda där klimatpåverkan blir högre än i referensfallet, medan scenarier med kyckling och vegetabiliskt protein fortfarande har betydligt lägre klimatpåverkan än referensscenariot.

Denna känslighetsanalys visar således att resultatet vad gäller en jämförelse mellan referensscenariot och scenario HP1 med lika mycket nötköttproduktion samt total proteinproduktion som i referensscenariot kan påverkas av skillnaden i lustgasutsläpp mellan vall och ettåriga grödor. Det bör dock noteras att de värden som användes i denna känslighetsanalys är de gränsvärden som IPCC uppskattar att 95 % av utsläppen ligger mellan. Sannolikheten att vallodlingens lustgasutsläpp generellt är tio gånger lägre än för ettåriga grödor är således liten.

5.1.2 Metan från djur

Metanutsläppen från djur beräknas i LCA-analyser med hjälp av modeller som oftast bygger på empiriska försök där man mätt metanavgången från ett begränsat antal djur samt analyserat fodrets innehåll och registrerat parametrar såsom djurens kroppsvikt och mjölkavkastning (Ellis m fl, 2007; 2009; 2010). Baserat på dessa data utarbetar man en modell. Det finns ett antal olika sådana modeller framtagna och även om de kan ge relativt korrekta resultat för de djur som de tagits fram för, stämmer modellens resultat ofta sämre med uppmätta värden för andra djur (Röös & Nylinder, 2013).

Att öka eller minska samtliga de emissionsfaktorer som här används för att beräkna metanutsläppen från nötkreaturen (tabell 3.6), innebär att klimatpåverkan antingen ökar eller minskar för samtliga scenarier, men rangordningen dem emellan förändras inte mer än marginellt. Det är mer intressant att studera eventuella osäkerheter i emissionsfaktorerna som kan påverka jämförelsen mellan referensscenariot och de alternativa scenarierna. Ett sådant fall är om emissionsfaktorn för mjölkkor är för hög och emissionsfaktorerna för övriga nötkreatur är för låga. Här testas således hur klimatpåverkan påverkas om emissionsfaktorn för mjölkorna minskas med 20 % samtidigt som emissionsfaktorerna för dikorna ökas med 20 % (figur 5.3).



Figur 5.3. Klimatpåverkan från gården (utan alternativ markanvändning) med emissionsfaktorn för metanutsläppen för mjölkorna minskad med 20 % och emissionsfaktorn för dikorna ökad med 20 %. Skillnaden mellan de scenarier där det produceras mjölk (Ref, 4 och HP4) och de där det inte produceras mjölk (1, 2, 3, HP1, HP2 och HP3) minskar, men rangordningen förändras inte.

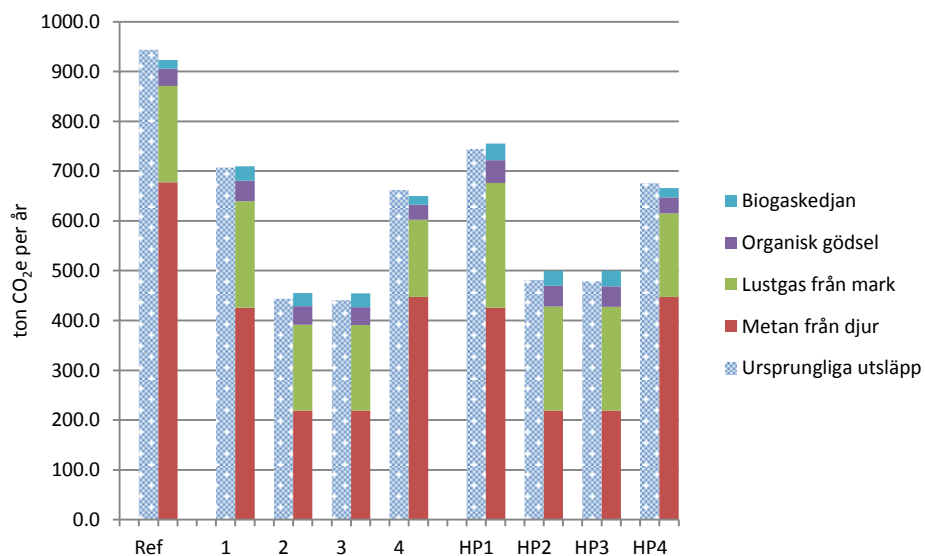
Skillnaden i klimatpåverkan mellan de scenarier där det produceras mjölk (Ref, 4 och HP4) och de där det inte produceras mjölk (1, 2, 3, HP1, HP2 och HP3) minskar med en sådan förändring, men rangordningen mellan scenarierna förändras inte. Ändras dock emissionsfaktorerna med 35 % istället på motsvarande sätt blir klimatpåverkan för scenario 1 lika stor som för referensscenariot. Det är dock osannolikt att metanutsläppen för mjölkorna överskattas med så mycket *samtidigt* som utsläppen för dikorna underskattas lika mycket. Det är väl belagt att metanutsläpp från idisslare är starkt kopplade till mängden foder som djuret äter. Mjölkorna i referensfallet äter ca sex ton foder per år mot dikornas tre ton. Resultatet när det gäller rangordningen mellan scenarierna är således inte känsligt för valet av emissionsfaktorer för metanutsläpp från djur.

5.2 Skördenivåer

Skörd per hektar är en parameter som har stor betydelse när klimatpåverkan beräknas för vegetabilier per kg produkt (Röös m fl, 2010; 2011), eftersom en ökad skörd innebär fler produkter ut från systemet som utsläppen kan fördelas på. En ökning av skördenivåerna i

denna studie innebär att produkterna i den funktionella enheten kan produceras på mindre mängd mark.

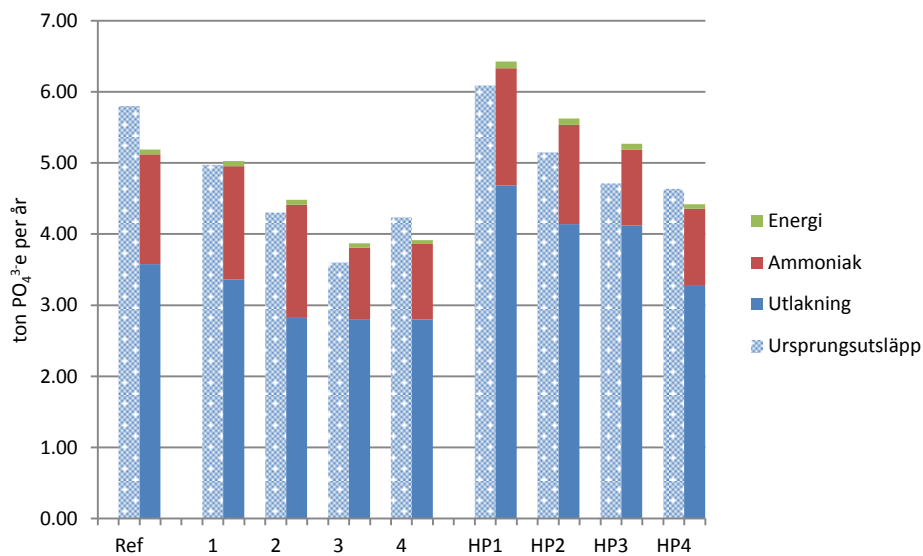
Det är dock mer intressant att studera vad som händer om skördarna för de grödor som odlas i stor utsträckning i referensscenariot ökas och skördarna för de grödor som odlas i stor utsträckning i de alternativa scenarierna minskas. Således testas här hur resultatet påverkas av att skördarna för fodervall, åkerbete, foderspannmål och foderbaljväxter ökas med 20 % och skördarna för havre, raps samt spannmål och baljväxter till humanföda minskas med 20 %. Om inte användning av marken som blir över beaktas minskar klimatpåverkan då med 1-2 % för de scenarier där det produceras mjölk (Ref, 4 och HP4) samtidigt som klimatpåverkan från övriga scenarier ökar med 0,5-4 %. Att förändringen inte blir större beror på att de totala utsläppen domineras av utsläppen av metan från nötkreaturen så även om utsläppen av lustgas från mark minskar när skördarna ökar har det ingen avgörande påverkan på den totala klimatpåverkan. Figur 5.4 visar hur klimatpåverkan påverkas av ovanstående skördeförändringar.



Figur 5.4. Klimatpåverkan från gården (utan alternativ markanvändning) när skördenivåer för fodervall, åkerbete, foderspannmål och foderbaljväxter ökats med 20 % och skördenivåer för raps, havre samt spannmål och baljväxter för humanföda minskats med 20 %.

Denna känslighetsanalys visar således att val av skördenivåer inte spelar en avgörande roll för resultatet när det gäller klimatpåverkan.

När det gäller övergödningspotentialen blir förändringen något större (figur 5.5) eftersom övergödningspotentialen domineras av läckage från åkermarken. Om arealen odlad mark minskar, minskar också övergödningspotentialen. Det ska dock noteras att med alternativ markanvändning beaktad uteblir denna skillnad i övergödningspotential eftersom all mark på gården används. När det gäller försurningspotentialen påverkas inte den av skördeförändringen eftersom ammoniakutsläpp från gödsel dominerar försurningspotentialen.

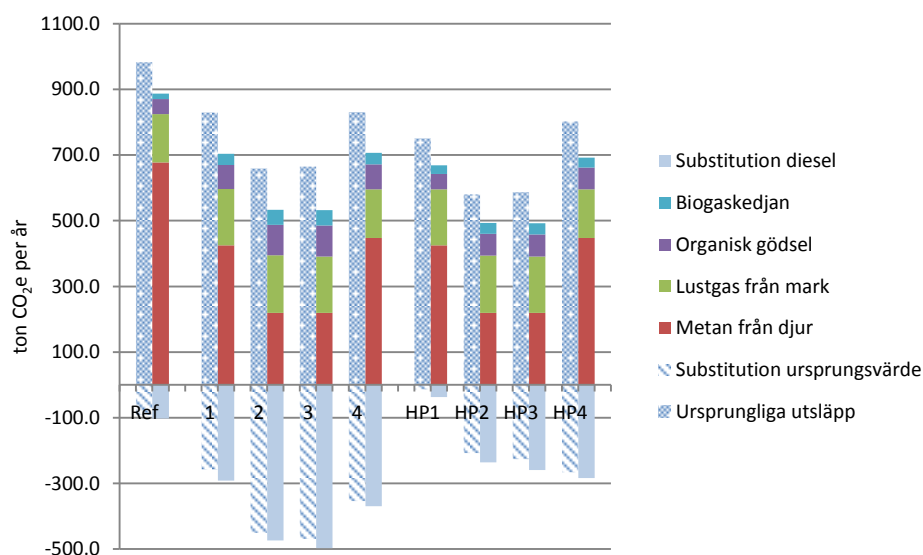


Figur 5.5. Övergödningspotential från gården (utan alternativ markanvändning) när skördenivåer för fodervall, åkerbete, foderspannmål och foderbaljväxter ökats med 20 % och skördenivåer för raps, havre samt spannmål och baljväxter för humanföda minskats med 20 %.

5.3 Minskad gödselgiva till vall

I denna studie användes när det gäller gödsel Jordbruksverkets rekommenderade hektardoser. Den rekommenderade mängden kväve till vallodling med en förväntad skörd runt 7 ton är 150 kg kväve per hektar. Vall är dock en gröda som går att odla med väl bibehållen skördenivå även utan eller med mindre mängd kväve, genom att inkludera baljväxter, t.ex. klöver, i vallen (Georg Carlsson, pers.medd.). I denna känslighetsanalys testades således hur resultatet påverkas av att vallen inte gödglas med kväve utan kväveförsörjningen antas ske med kvävefixerande baljväxter. Konsekvensen av detta blir att det i

samtliga scenarier blir rötrest från biogasproduktionen över som kan exporteras från gården och användas i andra odlingsystem. Fördelar med detta har inte beaktats här, men utsläpp av lustgas vid spridning av denna överblivna rötrest har inte räknats med i klimatpåverkan från gården då det är rimligt att dessa utsläpp allokeras till det odlingsystem som använder rötresten. Resultatet av denna känslighetsanalys visas i figur 5.6.

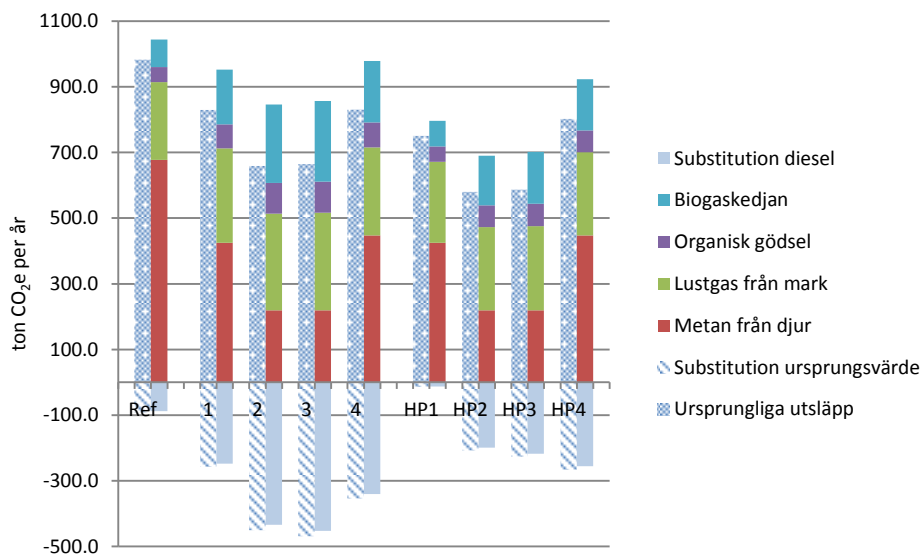


Figur 5.6. Klimatpåverkan från gården (med användning av marken som blir över till biogasproduktion från vall) utan kvävegödsling till vall.

Klimatpåverkan blir mellan 10 och 20 % lägre när vallarna inte gödglas med kväve beroende på framför allt minskade utsläpp av lustgas från marken. Minskningen blir störst för de scenarier som innehåller mycket vall och skillnaden mellan referensscenariot och de alternativa scenarierna när all mark på gården används. Även substitutionseffekten ökar något eftersom mineralkväve inte behöver tillverkas då rötresten från biogasen räcker till att gödsla marken. I scenario 2 och 3 kompenserar substitutionseffekten nästan alla utsläpp från odlingen. Det ska dock noteras att beräkningen av lustgas från mark (som är den utsläppspost som ändras mest då mängden tillfört kväve minskar) är förknippad med stora osäkerheter (avsnitt 5.1.1) varvid det också är osäkert hur mycket utsläppen verkligen minskar av minskad kvävegödsling.

5.4 Läckage av metan från biogasproduktion

Eftersom metan är en kraftig växthusgas reduceras biogasens miljönytta kraftigt om metan läcker ut vid produktion och användning av biogas. I denna studie användes data för läckage som motsvarar läckaget vid nya biogasanläggningar. Figur 5.7 visar hur ett ökat läckage som motsvarar nu installerad kapacitet påverkar resultatet: läckage från fordonskedjan 4 % istället för 0,6 % (Göthe, 2013) och läckage från kraftvärmeproduktionen 2,5 % istället för 1 % (Tufvesson m fl, 2013).



Figur 5.7. Klimatpåverkan från gården (med användning av marken som blir över till biogasproduktion från vall) med ökat läckage från biogaskedjan (läckage 4 % av producerad gas för användning som fordonsgas och 2,5 % för användning i kraftvärmeproduktion).

Klimatpåverkan ökar med 6-29 % när läckaget av metan från biogaskedjan ökar. Mest ökar utsläppen i de scenarier där det blir mycket mark över och där det således produceras mycket biogas (scenario 2 och 3). Biogasens klimatnytta reduceras således kraftigt med ökade metanutsläpp vilket även tidigare studier visat (Spångberg m fl, 2014).

På samma sätt är resultatet känsligt för metanavgång från rötrestlager. I denna studie användes en MCF faktor på 3,5 % (avsnitt 3.3.3), vilket är den faktor som används av Naturvårdsverket vid klimatrapporteringen. Baserat på svenska mätningar för nötflytgödsel har värdet justerats från 10 % som är det värde som IPCC anger vid låga temperaturer (IPCC, 2006). Det finns mycket få mätningar av

metanavgången från rötrestlager. Höga värden på metanavgång har uppmätts i Sverige sommartid. Rodhe m fl (2013) genomförde mätningar som visade på ett MCF-värde på 12 % (årsmedelvärde). Ett MCF-värde på 12 % i denna studie ökar klimatpåverkan med mellan 10 och 34 % för de olika scenarierna. Fortfarande finns en viss klimatnytta med att producera biogas om den ersätter diesel men klimatnyttan minskar väsentligt. Det är således mycket viktigt att se till att reducera metanförlusterna från biogaskedjan för att maximera dess klimatnytta.

5.5 Produktion av grönt mineralkväve

Att producera mineralkväve från förnybara källor är ny teknik och dataunderlaget för energiförbrukning och utsläpp av lustgas är knappt. Det testas i denna känslighetsanalys hur resultatet med avseende på klimatpåverkan påverkas av att det åtgår 50 % mer biogas till ammoniakstillverkningen och att lustgasutsläppen från tillverkning av salpetersyra tredubblas. En ökning av förbrukningen av biogas med 50 % för produktion av gödsel innebär att mängden biogas som kan lämna gården minskar. Således minskar också substitutionseffekten från biogasen, men endast med mellan 2 och 7 % för alla scenarier utom HP1 där den nu helt uteblir. Dock var substitutionseffekten i HP1 redan liten.

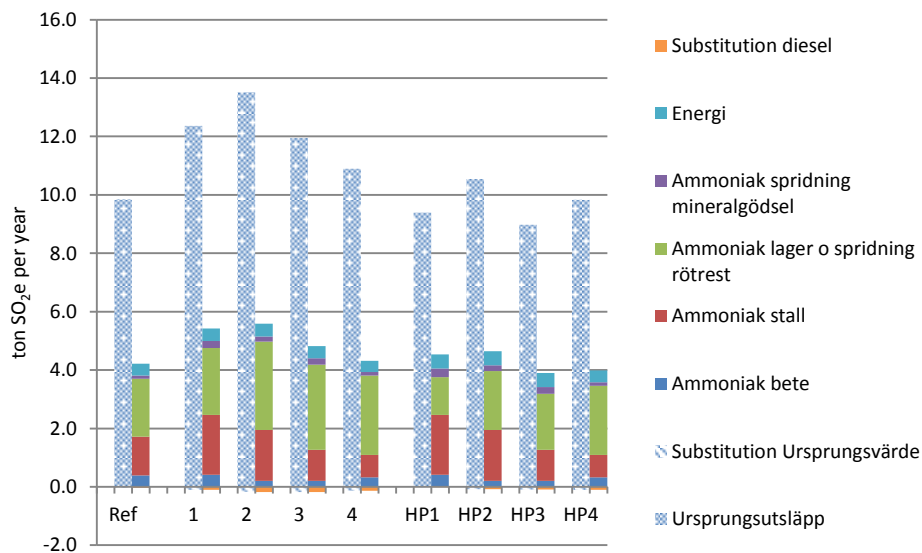
Om lustgasutsläppen från salpetersyratillverkningen tredubblas ökar klimatpåverkan från referensscenariot, scenario 4 och HP4 med drygt en procent, från scenario 1, 2, 3 med ca 2 % och för HP1, HP2, HP3 med ca 3 % (mer för hög protein-scenarierna då dessa behöver tillverka mer mineralkväve än andra scenarier då de har mindre mark över och därmed mindre rötrest). Skillnaden mellan de mjölkproducerande scenarierna och de med havredryck minskar alltså något med förändringen är mycket liten och förändrar inte resultatet i stort. Resultatet är således generellt inte speciellt känsligt för dataval kring produktion av grönt mineralkväve.

5.6 Minskade ammoniakförluster

Ammoniak är en gas som bildas vid nedbrytning av organiskt kvävehaltigt material. Ammoniakutsläpp bidrar till både övergödning och försurning och dessutom innebär ammoniakutsläpp att värdefullt kväve förloras från jordbruket. Detta kväve måste då ersättas med

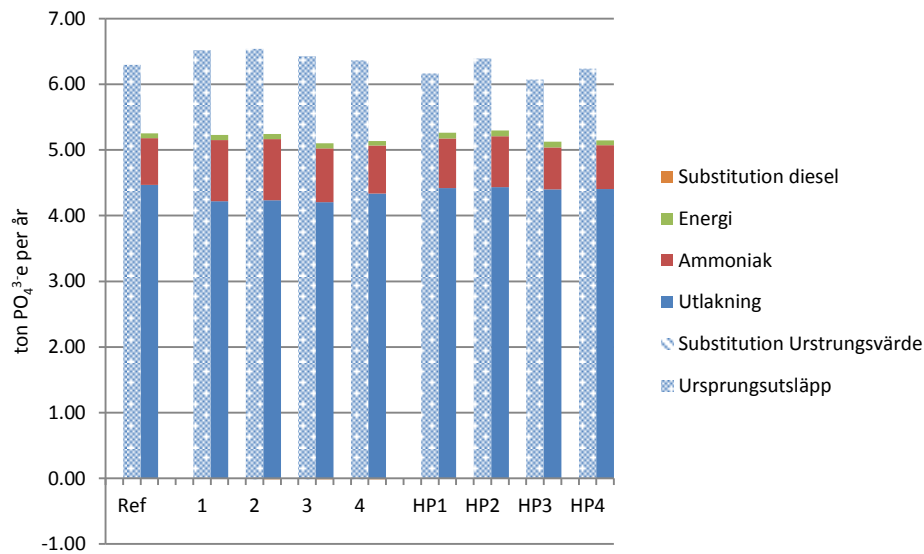
mineralkväve eller med hjälp av kvävefixerande växter. Utsläpp från gödsel är den största källan till ammoniakutsläpp i Sverige (SNV, 2014c) och även i denna studie är utsläpp från hanteringen av organiskt gödsel den största källan. Genom olika tekniska åtgärder kan ammoniakförlusterna minskas. I stallar kan t.ex. den yta som täcks av gödsel minskas. Genom att täcka gödselbehållare med tak kan ammoniakavgången från gödsellager minskas effektivt. Om gödsel brukas ned i jorden direkt efter spridning minskar förlusterna av ammoniak (Salomon & Wivstad, 2013).

I denna känslighetsanalys testas hur minskade ammoniakförluster som kan åstadkommas genom olika tekniska åtgärder påverkar resultatet med avseende på försurnings- och övergödningspotential. Figur 5.8 och 5.9 visar hur försurningspotentialen respektive övergödningspotentialen påverkas av att ammoniakutsläppen från bete och stallar minskas till hälften och utsläppen från lager och spridning minskas ned till en fjärdedel.



Figur 5.8. Försurningspotential från gården (med användning av marken som blir över till biogasproduktion från vall) med minskade ammoniakförluster.

Med minskade ammoniakförluster hamnar försurningspotentialen för scenario 4, HP3 och HP4 på ungefär samma nivå som i referensscenariot. För övriga alternativa scenarier är dock försurningspotentialen fortfarande högre.



Figur 5.9. Övergödningspotential från gården (med användning av marken som blir över till biogasproduktion från vall) med minskade ammoniakförluster.

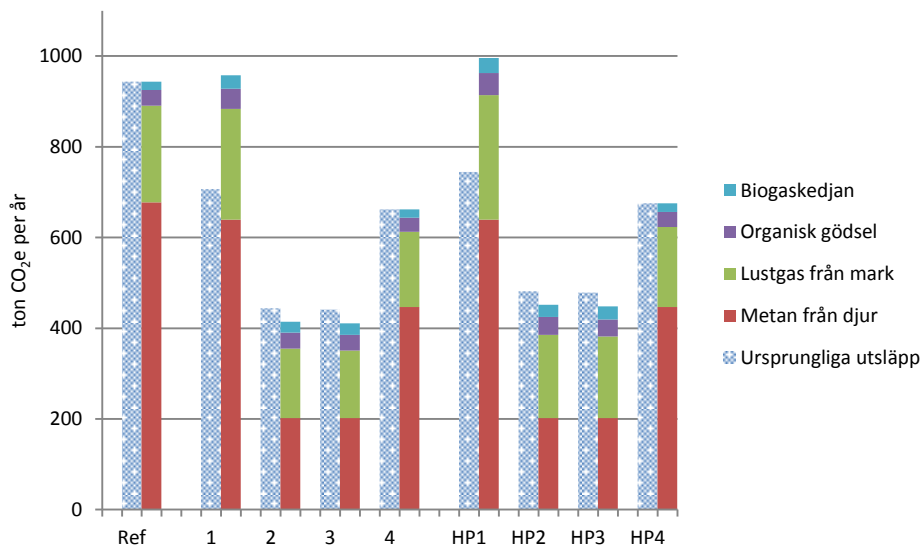
När det gäller övergödningspotentialen innebär de minskade ammoniakutsläppen att resultatet blir snarlikt för samtliga scenarier. Slutsatsen från denna känslighetsanalys är att resultaten med avseende på försurnings- och övergödningspotential är känsliga för ammoniakutsläppens storlek men att även med reducerade ammoniakutsläpp så ger de alternativa scenarierna lika eller högre försurnings- och övergödningspotential som en konsekvens av att mer rötrest hanteras i dessa scenarier. Det är således viktigt att notera att det finns risk för ökad försurnings- och övergödningspotential till följd av bioenergiproduktionen på mark som blir över. Detta är dock inte en konsekvens av att det produceras havredryck istället för mjölk.

5.7 Extensiv eller intensiv dikoproduktion

Nötköttproduktionen med dikobesättningar i scenarierna 1, 2, 3, HP1, HP2 och HP3 motsvarar genomsnittlig svensk produktion (avsnitt 3.2.1). Generellt gäller att klimatpåverkan från nötköttproduktion i stor utsträckning beror på vid vilken ålder djuren slaktas och hur mycket foder de gör av med under sin livstid. Detta beror på att djur som växer snabbare och därmed kan slaktas vid en tidigare ålder inte producerar lika mycket metan under sin livstid, samt att en mindre mängd foder måste produceras.

Här testas hur en betydligt mer extensiv produktion av nötkött i de alternativa scenarierna med dikoproduktion påverkar resultaten. De parametrar som ändras i scenarierna med dikoproduktion (scenario 1, 2, 3, HP1, HP2 och HP3) är följande; alla handjur föds upp som stutar och alla stutar och kvigor slaktas vid en ålder av 36 månader. I scenario 1 och HP1, där lika mycket nötkött ska produceras som i referensfallet, behövs då fler djur på gården totalt (ökar från 272 till 360 totalt) eftersom ungdjuren nu lever i tre år innan de slaktas. Således ökar växthusgasutsläppen från gården och blir något högre än i referensscenariot (figur 5.10).

När det gäller scenarierna 2, 3, HP2 och HP3 där antalet nötkreatur bestäms av hur många djur som behövs för att hävda de 49 hektaren naturbetesmark kan det totala antalet djur minska (från 140 till 114) p.g.a. nu finns fler ungdjur som betar. Klimatpåverkan från dessa scenarier minskar således (figur 5.10), men det produceras också mindre nötkött och istället mer kyckling (scenario 2 och HP2) respektive baljväxter och spannmål (scenario 3 och HP3).



Figur 5.10. Klimatpåverkan från gården med mycket extensiv dikoproduktion i scenario 1, 2, 3, HP1, HP2 and HP3.

På motsvarande sätt kan utsläppen i scenario 1 och HP1 minskas om dikoproduktionen sker mer intensivt med lägre slaktåldrar, t.ex. genom att alla ungdjur föds upp mer intensivt. Dock är det viktigt att beakta eventuella målkonflikter med djurvälståndspåverkan. Om produktionen

sker mer intensivt med lägre andel bete behövs fler djur i scenarierna 2, 3, HP2 och HP3 för att hävda de 49 hektaren naturbetesmark och utsläppen från dessa scenarier ökar då, men de ger också mer nötkött.

Slutsatsen från denna känslighetsanalys är att det som avgör jämförelsen mellan att 1) producera mjölk och nötkött med mjölkkor eller 2) havredryck och nötkött från dikor är hur intensivt dikoproduktionen sker, eftersom det avgör hur stora metanutsläppen blir. Huvudresultaten visade (avsnitt 4.1) att det kan vara mindre klimatbelastande att producera havredryck och nötkött för sig, än att producera samma mängder mjölk och nötkött med mjölkproducerande djur och deras avkommor (gäller även för samma mängd protein). Det är alltså inte givet att bara för att mjölken är ett multifunktionellt system som levererar båda dessa produkter så är det mindre miljöbelastande¹⁴. Denna känslighetsanalys visar dock att det inte behöver vara så i alla fall, utan att det beror på hur intensivt/extensivt dikoproduktionen sker.

5.8 Alternativ skötsel av betesmarker

I samtliga scenarion hävdas betesmarkerna m.h.a. betande nötkreatur. Det finns dock alternativa strategier för att hävda dessa marker och på så sätt bidra till att uppnå miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv (Carlsson m fl, 2014).

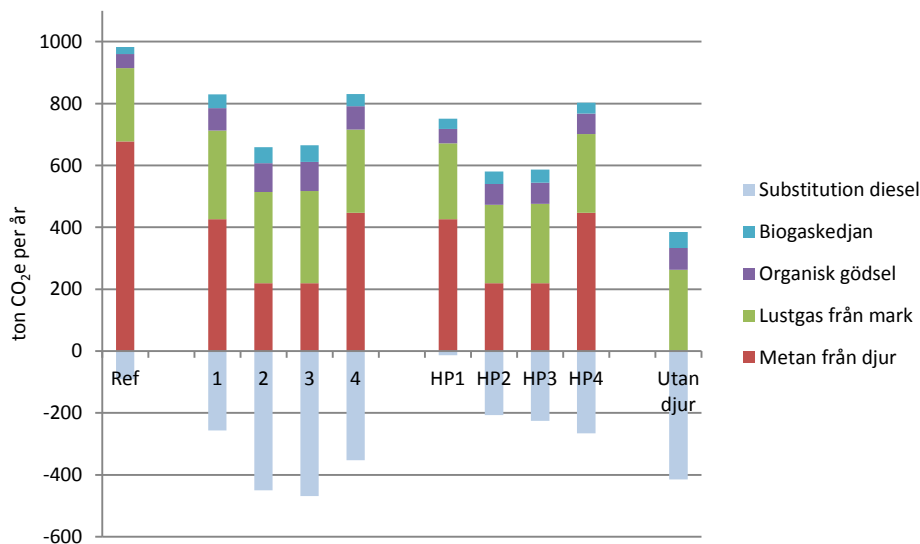
Ett alternativ är att använda hästar, vilka orsakar väsentligt lägre metanutsläpp än nötkreatur. Hästarna betesteknik skiljer sig dock från nötkreaturen varför en mer noggrann och arbetskrävande betesplanering kan vara nödvändig med hästar som betesdjur (Carlsson m fl, 2014).

Betesmarkerna kan också hävdas maskinellt eller manuellt genom slåtter. På vissa marker som idag betas skulle slåtter kunna öka den biologiska mångfalden p.g.a. att vissa arter gynnas mer av slåtter än bete (SJV, 2013a). Om biomassan bortförs och utnyttjas till bioenergiproduktion har det flera fördelar (Prochnow m fl, 2009). Dels kan risk för övergödning av naturbetesmarkerna minskas eftersom näringsämnen bortförs från marken med den skördade biomassan. Dels kan den bioenergi som produceras ersätta fossila bränslen och bidra till minskad klimatpåverkan. Om biomassan används till biogas-

¹⁴ Detta gäller under förutsättning att havredrycken funktionellt kan ersätta mjölk (avsnitt 6.3).

produktion finns näringsämnen kvar i rötresten och kan användas som gödselmedel på åkermark.

I denna känslighetsanalys testas hur resultatet påverkas av att alla djur avlägsnas från gården. Således produceras inget nötkött och istället för att nå upp i 35 ton protein totalt för humankonsumtion ut från gården (motsvarande hög protein-scenarierna HP1-HP4) behövs det produceras 105 ton spannmål och 81 ton baljväxter, förutom de 880 ton havredryck och 14 ton rapsolja som produceras i alla havredrycksscenarioer. Biogaspotential från biomassa från betesmark antas motsvara den för vall (300 Nm³ CH₄ per ton VS; avsnitt 3.4.2). Bränsleförbrukning för att skörda och transportera biomassa från betesmarken till biogasanläggningen antas motsvara 105 liter diesel per hektar (Daniel Nilsson, pers. medd.) men utgörs av fordonsgas producerad av biogas som produceras på gården. Resultatet med avseende på klimatpåverkan från ett sådant djurlöst scenario visas tillsammans med övriga scenarierna i figur 5.11.



Figur 5.11. Klimatpåverkan från gården (med biogasproduktion från vallodling på mark som blir över) för de olika scenarierna i jämförelse med ett scenario helt utan djur och där hävden av betesmarken sköts maskinellt och biomassa från betesmarken röts till biogas.

Klimatpåverkan blir 61 % lägre i ett scenario utan djur i förhållande till referensscenariot p.g.a. att metanutsläppen undviks. Substitutionseffekten blir större än i de andra hög protein-scenarierna eftersom en del av marken som tidigare användes för foderproduktion nu kan användas till vallodling för biogasproduktion. Detta gäller även då den

högre förbrukningen av drivmedel på den djurlösa gården har beaktats. Övergödningspotentialen minskar med 6 % och försurningspotentialen med 15 % p.g.a. minskade ammoniakförluster på bete och i stallar.

Inte alla marker lämpar sig för maskinell hävd. Vissa marker är steniga och rika på träd och buskar vilket gör det svårt att hävda dessa maskinellt på ett rationellt sätt. Vissa marker ligger otillgängligt till och långa transporter till en biogasutläggning kan minska klimatvinsten. Dock innebär även djurhållning på sådana marker transporter. Hävd med mjölkproducerande djur är heller inte möjligt på marker som ligger långt från ladugården.

För vissa arter är djurens gödsel och tramp livsavgörande t.ex. för dyngbaggar varav många sorter är rödlistade (Gårdenfors, 2010). Betande djur i hagmarker har också ett stort estetiskt värde för många människor. Att hålla djur på betesmarker innebär också att vinterfoder *måste* odlas; det positiva med detta är att det introducerar vall i vad som kan vara en ensidig växtföljd vilket är positivt för odlingsystemet (avsnitt 6.2.2). Således finns flera väsentliga skillnader mellan detta djurlösa scenario och övriga scenarierna.

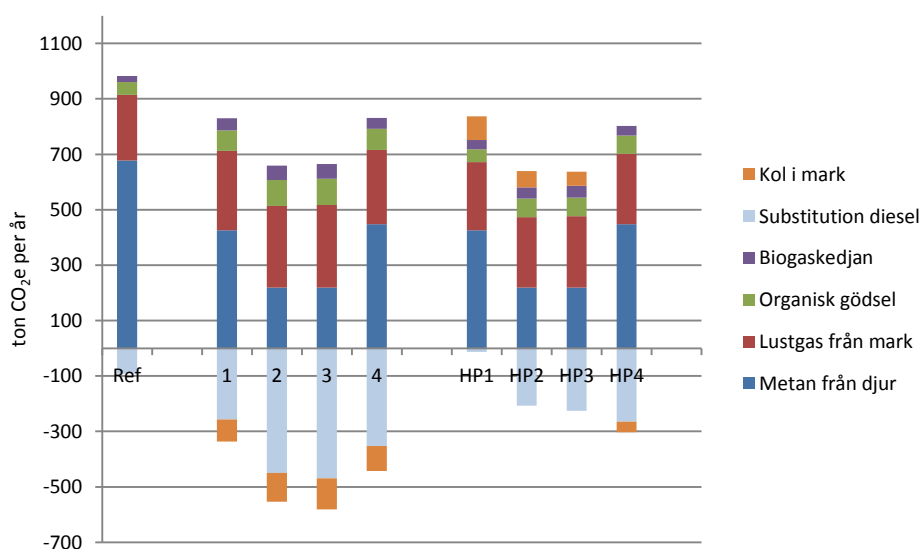
5.9 Förändring i markens kolförråd

I marken finns stora mängder kol bundet. En stor del av kolet finns i stabilt organiskt material och nedbrytningen till koldioxid sker långsamt. En mindre del av markens kol finns i form av växtrester och markorganismer som bryts ner relativt snabbt (inom en odlingssäsong) och en stor del av kolinnehållet omvandlas då till koldioxid. Om mer kol tillförs marken än vad som avgår, binder marken in kol och det blir en positiv effekt för klimatet, eftersom koldioxid tas upp från atmosfären och kolet ombildas till mer stabila former i marken. Om marken tar upp eller avger kol påverkas av vilken kolhalt marken har från början, hur mycket kol som tillförs i form av rötter, växtrester, stallgödsel och annat organiskt material samt hur marken bearbetas.

För att få en uppfattning om hur skillnader i grödfördelningen i de olika scenarierna påverkar kolinlagringen och hur det i sin tur påverkar resultatet när det gäller klimatpåverkan beräknades kolbalanser för de olika scenarierna över en 30-årsperiod med en modell som heter ICBM (Andrén m fl, 2004). Det är svårt att rent

generellt beräkna hur markens kolförråd förändras av en viss växtföljd då det i stor utsträckning beror på markens kolförråd från början och yttre faktorer som temperatur och nederbörd. Det beror också på under hur lång tid marken brukats på samma sätt eftersom markens kolförråd uppnår ett jämviktsläge efter en viss tid.

Inledningsvis antogs att gårdens mark i referensscenariot befinner sig i jämvikt, d.v.s. den mängd kol som tillförs marken med den växtföljden är lika stor som den mängd kol som avgår. Sedan användes ICBM för att beräkna hur förändringar i växtföljden i enlighet med de olika scenarierna (se avsnitt 0 för omfattning av olika grödor i de olika scenarierna) förändrar markens kolförråd. Om kolförrådet i marken ökar innebär det att koldioxid tas upp från atmosfären och binds till jordbruksmarken vilket innebär en "negativ" klimatpåverkan. Om kolförrådet i marken minskar innebär det att kol förloras från marken som koldioxid vilket ökar klimatpåverkan. Vilka parametrar som användes för att beräkna kolbalanserna återges i bilaga F.

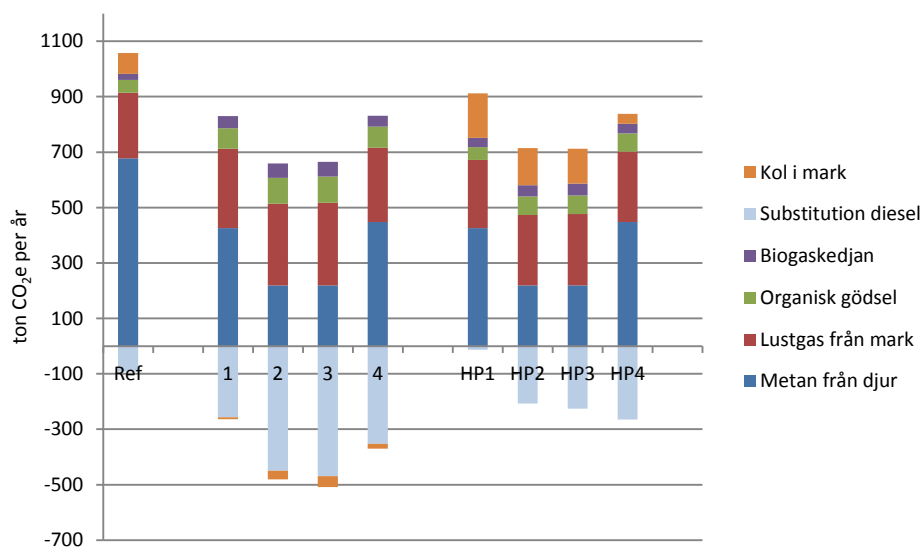


Figur 5.12. Klimatpåverkan från gården (med biogasproduktion på mark som blir över) inklusive förändringar i markens kolförråd. Marken i scenario 1, 2, 3, 4 och HP4 binder in kol (negativt bidrag till klimatpåverkan i orange) medan scenario HP1, HP2 och HP3 förlorar markkol i jämförelse med referensscenariot som antas vara i jämvikt.

I scenarierna 1-4 samt HP4 binds kol till marken i jämförelse med referensscenariot som antas vara i jämvikt (figur 5.12). Till stor del beror detta på större arealer vallodlingen jämfört med referensscenariot. Vall är en gröda som lämnar mycket växtrester till

marken. Det ska noteras att inlagringen i dessa scenarier beror på att marken som blir över används för vallodling och inte är en konsekvens av att det produceras havredryck istället för mjölk. I scenario HP1, HP2 och HP3 minskar vallodlingen och marken förlorar här istället kol.

Hur stor kolinlagringen blir beror mycket på markens ursprungliga kolhalt. Om vi istället för att anta att marken i referensscenariot befinner sig i jämvikt och utgår från en kolhalt på 2,3 % som ligger i närheten av en genomsnittlig kolhalt för svensk åkermark minskar inlagringen för scenario 1-4 och samtliga HP-scenarier och även referensscenariot förlorar markkol (figur 5.13). Denna känslighetsanalys visar att HP-scenarierna riskerar att förlora markkol p.g.a. lägre andel vall när mer mark behövs för att producera vegetabiliskt protein. Förlusten är dock inte större än att de alternativa scenarierna fortfarande orsakar en lägre klimatpåverkan än referensscenariot. Dock kan variationen vara stor så beräkningarna här är osäkra och med ett utgångsläge med en ännu högre kolhalt i marken kan HP-scenariot med mycket ettåriga grödor potentiellt förlora så mycket kol att dess klimatpåverkan blir högre än i referensfallet. Det är således viktigt att beakta hur markens kolförråd förändras när havredryck produceras istället för mjölk, då produktion av havredryck inte i sig innebär någon vallodling. Dock måste man också beakta att kolförlusterna från marken avtar med tiden då marken intar ett nytt jämviktsläge.

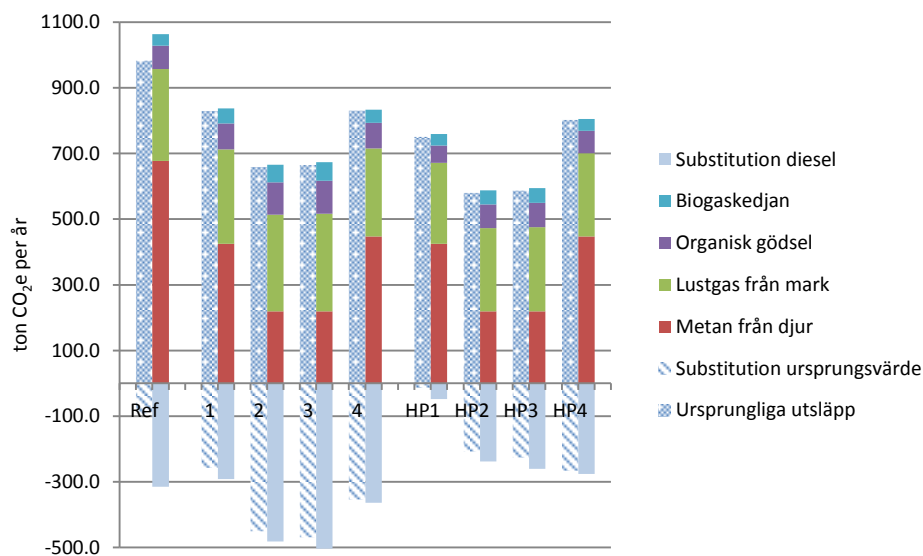


Figur 5.13. Klimatpåverkan från gården (med biogasproduktion från vallodling på mark som blir över) inklusive förändringar i markens kolförråd. Marken i samtliga HP-scenarier samt i referensscenariot förlorar kol (negativt bidrag till klimatpåverkan i orange) medan scenarie 1-4 binder in en mindre mängd kol. Utgångspunkten här en mark med ett kolförråd på 2,3 %.

Markkolsförändringar i naturbetesmarken har inte beaktats eftersom samma mängd naturbetesmark nyttjas i alla scenarier och således blir det ingen skillnad mellan scenarierna. Dessutom har kolinlagringspotentialen i de svenska naturbetesmarkerna bedömts som små (SJV, 2010). Det beror dels på att de ofta är magra d.v.s. det växer inte så mycket biomassa som kan lagras in, och dels på att de varit gräsmarker under lång tid och således uppnått ett jämviktsläge för kolhalten i marken (Powlson m fl, 2011).

5.10 Bioenergi istället för proteinfoder

I de alternativa havredrycksscenarierna produceras rapskaka och havreslurry som restprodukter och dessa antas exporteras från gården för att användas som proteinfoder på andra gårdar. För att göra scenarierna jämförbara produceras i referensscenariet således baljväxter i motsvarande mängd råprotein för att också exporteras från gården som djurfoder (avsnitt 3.1.3). I denna känslighetsanalys testas hur resultatet påverkas av att det i referensfallet istället för baljväxter odlas vall som rötas till biogas och att rapskakan och havreslurryn i havredrycksscenarierna också rötas istället för att exporteras som djurfoder. Resultatet visas i figur 5.14.



Figur 5.14. Klimatpåverkan från gården (med biogasproduktion från vallodling på mark som blir över) då inget proteinfoder exporteras från gården utan havreslurryn och rapskakan används för biogasproduktion i scenarierna 1-4 och HP1-HP4 och det odlas vall istället för baljväxter i referensscenariot.

Lustgasutsläppen, samt utsläpp från rötresten och biogaskedjan ökar i referensscenariot p.g.a. den ökade vallodlingen där mer gödsel än i baljväxterna används och p.g.a. ökad biogasproduktion och således också rötrest. Substitutionseffekten ökar dock betydligt mer eftersom det nu produceras mer biogas som kan ersätta diesel.

För havredrycksscenarierna ökar utsläppen samt substitutions-effekten något då mer biogas nu produceras från rapskakan och havreslurryn. Skillnaden i klimatpåverkan mellan referensscenariot och de alternativa scenarierna minskar men samtliga alternativa

scenarier har fortfarande en lägre klimatpåverkan än referensscenariot.

5.11 Påverkan på resultaten från delar som exkluderas i studien

Här diskuteras mer i detalj varför dessa delar uteslutits ur beräkningarna och hur detta kan tänkas påverka resultaten.

5.11.1 Hudar från mjölkproduktionen

Förutom mjölk och kött genererar mjölkproduktionen även hudar, slakterirester och ätliga inälvprodukter. Slakteriresterna har inkluderats i analysen i och med att de går till produktion av biogas. Inälvor och blod ingår i den funktionella enheten. Hudarna har dock inte inkluderats vilket diskuteras i detta avsnitt.

Hudar från nötkreatur som slaktas i Sverige säljs till företaget Scan-Hide där de bereds och säljs vidare för att användas till bil- och flygplanssäten, möbler, väskor och skor etc. (Rune Jungberg Pedersen, pers. medd.). Biobaserade material som kan ersätta dessa funktioner skulle behöva produceras i de alternativa scenarierna för att dessa ska bli helt jämförbara med referensscenariot. För produktion av 1 ton bioplast behövs ca 0,2-0,3 ha mark för att odla råvaran (European Bioplastics, 2011). Om det antas att ett koskinn väger 35 kg (Jayathilakan m fl, 2012) skulle det således behövas produceras mellan 0,1 och 1,7 ton biomaterial i de alternativa scenarierna baserat på antalet nötkreatur som slaktas varje år. Markbehovet för att producera denna biomassa är endast 0,05-0,5 ha (tabell 5.1).

Tabell 5.1. Produktion av hudar i de olika scenarierna och behovet av mark för att producera biobaserat material

Scenario	Ref	1 och HP1	2 och HP2	3 och HP3	4 och HP4
Antal nötkreatur till slakt per år	93	88	46	46	60
Producerad kohud (ton/år)	3,3	3,1	1,6	1,6	2,1
Behov av biobaserat material (ton/år) ¹	0	0,16	1,7	1,7	1,2
Behov av mark för råvara till biobaserat material (ha/år)	0	0,05	0,47	0,47	0,34

¹ I jämförelse med referensscenariot.

5.11.2 *Skillnader i led efter gårdsgrind*

För att rättvist kunna jämföra kött med alternativa proteinkällor, i detta fall en kombination av baljväxter och spannmål bör även efterföljande led såsom förädling och tillagning inkluderas. Dock är det svårt att göra det rent generellt eftersom tillagningsmetoder skiljer sig mycket åt och det också är avgörande vilken el som antas användas då miljöpåverkan från dessa processer domineras av elanvändningen. Generellt för livsmedel gäller dock att miljöpåverkan från dessa processer är små i jämförelse med påverkan från jordbruket. I en LCA som jämförde fem olika måltider; tre med griskött, en med sojakorv och en med ärtbiff fann man att energianvändningen för ärtbiffmåltiden var högre än de andra vilket dock berodde på att den förvarades som fryst på grund av små volymer (Davis m fl, 2006). Detta undantaget var energianvändningen i samma storleksordning för alla måltider. Att dessa efterföljande led inte inkluderats borde således inte vara avgörande för resultatet med tanke på att i köttfallet måste djuren slaktas och kropparna styckas etc. medan i vegetabiliefallet måste spannmålet och baljväxterna processas (kokas, krossas etc.).

5.11.3 *Berikning av havredryck och foder till mjölkkor*

Havredryck kan berikas med vitaminer och mineraler för att näringsmässigt efterlikna mjölk. Det saknas data för miljöpåverkan från framställning av dessa berikningsprodukter, men miljöpåverkan torde vara mycket liten i jämförelse med övrig miljöpåverkan från framställning av havredryck då det rör sig om små volymer.

Mjölkkor behöver också mineraler och vitaminer. En stor del av vitaminerna och mineralerna får korna i sig via fodret, men vitaminberikat mineralfoder ges också i princip alltid. Även om vissa foderstater i princip skulle kunna tillföra behovet av mineraler och vitaminer ges ofta ändå tillskott eftersom innehållet av speciellt vitaminer i fodret kan variera mycket och att analysera fodret är dyrt. Tabell 5.2 innehåller mängden vitamin D och kalcium som används för berikning av havredryck, mjölkornas ungefärliga behov av vitamin D och kalcium, samt vanliga mängder vitamin D och kalcium som ges som tillskott med mineralfoder.

Tabell 5.2. Mängder av vitamin D och kalcium för berikning av 100 g havredryck samt behov av och vanliga tillskott av vitamin D och kalcium till mjölkkor per 100 g producerad mjölk.

	Vitamin D (µg/100 g)	Kalcium (mg/100 g)	Källa:
Mjölk, behov	2,0 ¹	260 ¹	Spörndly, 2003
Mjölk, tillskott	0,8 ^{1,2}	60 ^{1,2}	Svenska Foder, 2014
Havredryck	1,5	120	Oatly, 2014b

1 Avser behovet för mjölkproduktion.

2 Baserat på utfodring med 100 g mineralfoder (Svenska Foder, 2014) per dag och en mjölkavkastning på 25 kg per dag.

I mjölkornas mineralfoder ingår förutom kalcium även fosfor, magnesium, natrium och ibland även svavel (samt mindre mängder zink, mangan, koppar, jod, kobolt och selen) till en sammanlagd mängd av ca 140 mg per 100 g mjölk (Svenska Foder, 2014). I produktionen av havredryck och mjölk åtgår alltså ungefär lika mycket mineraler.

Förutom vitamin D och kalcium berikas havredrycken ofta med riboflavin och vitamin B12. Den totala mängden vitaminer är 0,21 mg per 100 g havredryck (Oatly, 2014b). När det gäller totala mängden vitamin (vitamin A, D och E) till mjölkkor är mineralfodret berikat med mer än ett mg vitamin per 100 g producerad mjölk. Alltså påverkar inte uteslutandet av produktion av mineraler och vitaminer i scenarierna resultatet till mjölkscenariernas nackdel.

6 Diskussion

6.1 Tolkning av resultaten

Livscykelanalyser och andra systemstudier över livsmedelsproducerande system kan utformas på många olika sätt och ger således svar på olika typer av frågor (Börjesson m fl, 2006). Det är viktigt att resultaten tolkas i enlighet med syftet och upplägget på studien, annars är risken stor att slutsatser dras på felaktiga grunder (ISO, 2006a; 2005b; Plevin m fl, 2013).

Denna studie innehåller ett antal explorativa scenarion som visar på olika *möjliga* sätt att på en gård ersätta produktion av mjölk och nötkött med andra livsmedel. Resultaten visar att det finns *stor potential* att minska klimatpåverkan *från gården* från en sådan övergång, *samtidigt* som påverkan på miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv, som är mer svårkvantifierade, förblir i stort sett oförändrad. Försurnings- och övergödningspotentialen ökar dock något som en konsekvens av ammoniakutsläpp från rötresthanteringen när marken som blir över används till att odla vall som rötas till biogas¹⁵.

Det är korrekt att tolka resultatet såsom att "*produktion av havredryck istället för mjölk på en gård ger lägre påverkan på klimatet*

¹⁵ Det är viktigt att beakta att hur stor övergödande eller försurande *effekt* ett visst utsläpp av övergödande eller försurande ämnen får beror på hur omgivande ekosystem kan hantera sådana utsläpp (till skillnad mot klimatpåverkan som påverkas likadant oberoende av vart utsläppen av växthusgaser sker). D.v.s. om en verksamhet som har en hög övergödningspotential, t.ex. en mjölkgård, ligger i ett område som är känsligt för sådana utsläpp, t.ex. i ett kustområde där många mjölkgårdar ligger tätt, blir konsekvenserna av utsläpp av övergödande utsläpp betydligt mer allvarliga än om mjölkgården ligger t.ex. i skogsbygd långt från kusten. Även om utsläppen från själva åkern är samma på de olika gårdarna, kommer en del av kvävet från gården långt från kusten att tas upp av växter, sedimenteras eller återgå till luften som kvävgas på sin väg mot havet.

oavsett vad som ersätter nötköttet och med påverkan på biologisk mångfald och odlingslandskap i stort sett oförändrat". Det är dock inte korrekt att tolka resultatet såsom att "*klimatpåverkan skulle minska med X ton om konsumtion av mjölk ersattes med havredryck*" på kort sikt eftersom det kräver en annan analys som innefattar konsumentbeteenden och hur det påverkar den befintliga marknaden här och nu, samt hur dessa i sin tur påverkar markanvändningen direkt och indirekt. Mindre förändringar på marginalen kan analyseras genom att titta på nuvarande trender, medan större förändringar, inklusive alternativ markanvändning, kräver ekonomisk modellering på global nivå. Avsnitt 6.1.1 diskuterar detta vidare.

När det gäller övergödnings- och försurningspotentialen ökar dessa utsläpp när marken som blir över används för att odla vall som rötas till biogas. Detta beror på att det i biogasproduktionen också produceras rötrest som ger upphov till ammoniakutsläpp vid lagring och spridning. Det är alltså inte havredryckproduktionen i sig som ger upphov till dessa utsläpp.

Ekotoxiciteten minskar väsentligt för scenario 1-4 eftersom det i dessa odlas mer vall. För referensscenariot och scenario HP1-HP4 är ekotoxiciteten i samma storleksordning. Resultaten vad gäller ekotoxicitet är mycket osäkra.

6.1.1 Möjlig eller trolig utveckling som beslutunderlag

För de alternativa scenarierna som ingår i denna studie att bli verklighet krävs stora förändringar. Dels måste konsumenterna acceptera att byta ut mjölk mot havredryck och i de flesta fallen även ca hälften av nötköttet mot kyckling eller vegetabilisk protein (avsnitt 6.3 diskuterar mer ingående olika livsmedels funktion). Dels krävs en ekonomisk verklighet som ger jordbrukare en möjlighet att på ett lönsamt sätt bedriva en sådan produktion. Syftet med explorativa scenarion är dock just att strategiskt utforska hur framtiden skulle kunna utvecklas och sådana scenarier har ofta en lång tidshorisont för att möjliggöra mer omfattande och strukturella förändringar.

Vilken typ av beslutsunderlag ger en sådan här studie? Studien visar på den stora potential som finns att minska miljöpåverkan genom att producera livsmedel baserade på vegetabilier istället för animaliska produkter. Om dessa vegetabiliska livsmedel ersätter animaliska produkter i kosten kan en betydande minskad miljöpåverkan från kosten åstadkommas, vilket är nödvändigt för att nå bland annat

klimatmålen (Röös m fl, 2015). Sådana stora minskningar måste vara målet om man menar allvar med att nå miljömålen och en sådan här explorativ studie visar på olika sätt som det skulle kunna vara möjligt.

För att nå ett sådant mål på bästa sätt, måste dock resultat från andra typer av analyser också användas som beslutsunderlag. Livsmedel handlas i dag i stor utstäckning på en global marknad och vad som produceras i en region hänger inte ihop med vad som konsumeras där. Om produktionen av mjölk och andra animaliska produkter i Sverige minskar samtidigt som konsumtionen fortsätter och således täcks av import är inget vunnit. Dalgaard m fl (2014) visar hur mjölkens klimatpåverkan hamnar i samma storleksordning som havredryckens om Brasiliansk nötköttsproduktion antas vara den produktion som måste öka för att förse oss med nötkött ifall mjölkproduktionen minskar. Dalgaard m fl (2014) studie är en prediktiv studie som visar effekter på kort sikt och den ger viktig insikt i vad som kan hända på just kort sikt. Resultaten från prediktiva analyser gäller under förutsättning av de trender som analysen bygger på är stabila och att det inte finns någon vilja eller möjlighet att ändra dessa (Höjer m fl, 2008). Således visar inte prediktiva analyser hur produktionssystem *skulle kunna* utformas för att ge oss de produkter vi behöver till mycket lägre miljöpåverkan. Prediktiva analyser lämpar sig inte för att beskriva målbilder och kan i värsta fall bli självuppfyllande (Börjesson m fl, 2006), varför det är viktigt även med mer explorativa analyser som den i denna studie (Swart m fl, 2004).

Att svara på vad en minskad mjölkproduktion i Sverige leder till för miljöpåverkan är mycket komplext eftersom det dels beror på *vad som konsumeras* istället för svensk mjölk (t.ex. importerad mjölk, havredryck, vatten, apelsinjuice etc.), *vad som konsumeras istället för nötkött* (t.ex. nötkött från dikor i Sverige, Europa eller Brasilien, gris, kyckling, fisk, insekter, baljväxter, spannmål) och *vad marken då används till* istället för foderproduktion till mjölkproduktion (spannmålsodling, granskog, naturskog, våtmark, energigrödor etc.). Dessutom är Sverige på många sätt världsledande när det gäller att producera säkra livsmedel med låg miljöpåverkan och hög djurvälstånd. Man kan argumentera för att Sverige bör producera mer livsmedel och kanske speciellt sådana som vi har goda förutsättningar för, t.ex. mjölk som kräver både mycket vatten och grovfoder. Det resonemanget innebär dock inte att *konsumtionen* i Sverige kan ligga kvar på samma höga nivå. Endast genom export av dessa livsmedel till en marknad där de ersätter sämre alternativ och kommer till nytta för människor som

behöver dessa livsmedel kan en sådan strategi hjälpa till att nå miljömålen.

Att titta in i framtiden är svårt och medför oundviklig osäkerhet. Som diskuterats ovan kan olika framtidsscenarioer utformas med olika utgångspunkter som också svarar på olika frågeställningar. Dock står det tämligen klart från resultaten i denna studie och från mycket annan forskning (Bajzelj m fl, 2014; Popp m fl, 2010; Smith & Gregory, 2013) att det finns stor potential att minska miljöpåverkan från kosten genom en övergång från animaliska produkter till vegetabiliska produkter men att det är avgörande att behandla både mjölk och nötkött sammantaget. Men man kan inte argumentera för att en minskad mjölkproduktion i Sverige under rådande marknadsmekanismer garanterat leder till minskade utsläpp totalt sett på kort sikt. När det gäller hur denna övergång ska ske, vilka produkter som ska produceras, var och hur de ska produceras etc. för att undvika negativa effekter inom en rad olika områden (miljö, kulturellt, socialt, ekonomiskt) finns mycket forskning kvar att göra. Samtidigt är det mycket bråttom att agera för att minska klimatpåverkan. Det finns också risk/möjlighet för kommande större förändringar som vi idag har svårt att överblicka konsekvenserna av som t.ex. allvarliga konsekvenser av klimatförändringen, en förändrad säkerhetspolitisk situation som drastiskt påverkar världshandeln, miljöproblem som drastiskt förändrar produktionsförutsättningar och genombrott både tekniskt och socialt när det gäller nya livsmedelsprodukter såsom odlat kött, alger och insekter.

6.1.2 Användning av marken som blir över

Resultatet är mycket beroende av vad marken som blir över efter att livsmedel, foder, gödsel och energi på gården har producerats, används till. Används den till biogasproduktion från vall såsom antas i denna studie finns risk för ökade ammoniakutsläpp som ökar risken för försurning och övergödning, men samtidigt produceras värdefull energi, som *om den ersätter fossila bränslen*, kan hjälpa till att minska klimatpåverkan från t.ex. transporter i samhället. Man kan också tänka sig mer effektiv bioenergiproduktion, såsom olika typer av energiskog, vilket ytterligare hjälper till att minska klimatpåverkan. Dock måste man då beakta att scenarierna inte blir jämförbara med tanke på åkermarkens bevarande och jordbrukslandskapets estetiska värden. Används den överblivna marken till våtmarker eller andra

naturvårdande insatser kan övergödningen minska och den biologiska mångfalden öka. Hur man väljer att designa odlingssystemet beror således på vilka produkter och ekosystemtjänster man vill ha ut.

6.2 Studiens begränsningar

6.2.1 Osäkerheter i beräkningar av miljöpåverkan

Att beräkna miljöpåverkan från jordbrukssystem är förknippat med stora osäkerheter. Det går inte, som t.ex. för en fabrik, att mäta utsläppen från t.ex. en skorsten eller från avloppsvattnet. Istället används modeller för att uppskatta utsläppen. Osäkerheten i beräkningarna av miljöpåverkan från produktion av jordbruksprodukter uppstår p.g.a. 1) osäkra indata, 2) val av modeller som används för att beräkna t.ex. utsläpp av lustgas från mark, metan från matsmältning hos idisslare, ammoniak från gödsel etc., samt osäkerheten i dessa modeller, och 3) val vid modellering av produktionssystemet, t.ex. hur systemgränserna sätts och hur fördelningen av utsläpp mellan olika biprodukter hanteras. För en omfattande beskrivning av osäkerheter vid beräkning av klimatpåverkan från animalieproduktion hänvisas till Röö & Nylinder (2013).

För att hantera osäkerheter finns diverse strategier (Björklund, 2002; Röö & Nylinder, 2013). I denna studie har ett stort antal känslighetsanalyser inkluderats för att testa robustheten i resultaten. Dessutom har data och metodval generellt valts så att de inte ska vara till nackdel för mjölken.

Generellt visar känslighetsanalyserna att resultaten står sig i stora drag oberoende av avgörande metod- och dataval. Det som påverkar resultatet mest är förändringar i markens kolförråd (avsnitt 5.9), läckage av metan i biogaskedjan (avsnitt 5.4) och ammoniakutsläppens storlek (avsnitt 5.6). När det gäller scenario 1 och HP1, i vilka det produceras lika mycket nötkött som i referensscenariot beror resultatet på intensiteten i uppfödningen av dikor och dess avkommar. Om denna produktion sker mycket extensivt blir utsläppen från scenario 1 och HP1 högre än i referensscenariot (avsnitt 5.2).

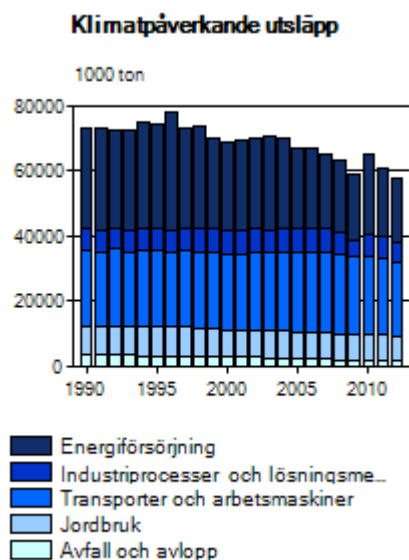
Av de olika påverkanskategorierna är det beräkningarna av klimatpåverkan som kan ses som mest säker, även om betydande osäkerheter finns även här. När det gäller övergödnings- och

försurningspotential är dessa mer överskådliga. När det gäller beräkningar av ekotoxicitet är det ett mycket komplext område och metoden som använts här är ny och oprövad (avsnitt 3.5.3 och bilaga E). Resultaten skall således ses som indikativa. Generellt gäller för alla miljökategorierna att det är de stora mönstren som kan antas säkra och inte de absoluta skillnaderna.

6.2.2 Kopplingen mellan miljöpåverkanskategorierna och miljömålen

Utgångspunkten för bedömningen av miljöpåverkan i denna studie var sex av de svenska miljömålen. Flera av dessa inbegriper dock flera olika områden. För att kvantifiera miljöpåverkan i denna studie valdes ett antal indikatorer ut som är vanliga inom LCA (avsnitt 0). Dessa beskriver dock inte allt som de olika miljömålen tar upp. Dessutom står jordbrukets påverkan på miljömålet för olika stor del inom de olika områdena.

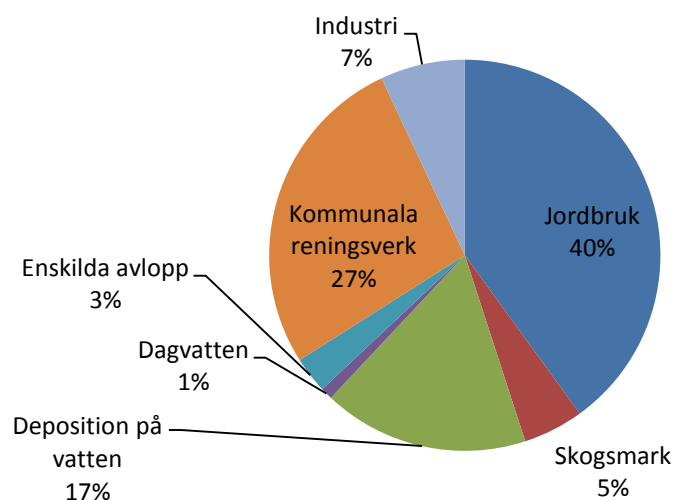
När det gäller miljömålet Begränsad klimatpåverkan är kopplingen mellan miljömålet och den indikator som används här, utsläpp av växthusgaser mätt i GWP (avsnitt 3.5.1) stark eftersom det miljömålet handlar om att begränsa uppvärmningen som till mycket stor del påverkas av koncentrationen av växthusgaser i atmosfären. Däremot dominerar utsläppen av växthusgaser i Sverige av utsläpp från energiförsörjningen och transporter och arbetsmaskiner (varav en mindre del sker inom jordbruket) (figur 6.1). Det är inte utan mycket kraftiga åtgärder inom dessa områden som detta miljömål kan nås. Men även utsläppen inom jordbruket måste minska eftersom nettoutsläppen 2050 bör vara noll.



Figur 6.1. Utsläpp av växthusgaser i koldioxidekvivalenter i Sverige fördelade på olika samhällssektorer (bild från miljomal.se). Utsläppen visar bara de utsläpp som sker i Sverige och inkluderar inte utsläpp från sådant som konsumeras i Sverige men produceras någon annanstans (dessa konsumtionsbaserade utsläpp har ökat; SNV, 2015).

När det gäller miljömålen Bara naturlig försurning och Ingen övergödning användes i denna studie försurnings- respektive övergödningspotentialen. Vilken effekt försurande och övergödande utsläpp får är starkt beroende av hur känslig den miljö som utsätts för utsläppen är. Sådan hänsyn tas inte i försurnings- eller övergödningspotentialen. I denna studie, som studerar olika produktionsinriktningar på samma fiktiva gård är dessa indikatorer trots detta lämpliga eftersom de ger ett mått på systemens inneboende karaktäristika när det gäller att generera dessa typer av utsläpp.

Det finns en väsentlig skillnad mellan miljömålen Bara naturlig försurning och Ingen övergödning och dess koppling till jordbruket. Medan jordbruket påverkar det förstnämnda relativt lite (här är det framförallt utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider från trafiken, energiförsörjningen och industrin som påverkar), står jordbruket för 40 % av utsläppen av kväve till havet (figur 6.2). Jordbruket är således en sektor som påverkar övergödningen mycket.



Figur 6.2. Kvävebelastning till havet år 2009. Data från (SCB m fl, 2012)

Försurning av själva åkermarken sker också kontinuerligt när grödor tas bort från marken och när växterna tar upp näringsämnen. Vid sjunkande pH i marken ökar växttillgängligheten för vissa skadliga metaller, som kadmium, aluminium och nickel (SCB m fl, 2012). Tillförsel av växtrester och stallgödsel motverkar denna försurning. Dessutom kalkas vissa marker som är naturligt sura. Även rötrest som innehåller stabilt organiska material och kalcium bör fungera som stallgödseln när det gäller att motverka försurning av marken (Eva Salomon, pers. medd.)

När det gäller miljömålet En giftfri miljö är det mycket komplicerat att väga samma olika ämnens påverkan på människor, djur och natur till ett mått. Dels eftersom olika ämnen påverkar på olika sätt och också för att det saknas mycket underlag för att bedöma hur olika arter och organismer påverkas över tid. I denna studie har en reellt ny metodik, USEtox (Rosenbaum m fl, 2008), använts för att sammantaget beakta bekämpningsmedlens påverkan på ekosystemen. Resultaten ska beaktas med stor försiktighet p.g.a. att metoden är relativt oprövad (se vidare Bilaga E). Bekämpningsmedelsanvändningen inom jordbruket är bara en orsak till att naturfrämmande ämnen sprids. Där industrier har legat finns stora föroreningar i marken och i inomhusmiljön, i kläder och i elektronikprodukter finns också många giftiga ämnen.

Hänsyn till miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv togs i denna studie genom att se till att lika mycket mark

brukades och lika mycket naturbetesmark betades i alla scenarier. Dessa två faktorer bedömdes som de viktigaste kopplingarna mellan dessa miljömål och jordbrukets påverkan. En annan viktig aspekt som ingår i miljömålet Ett rikt odlingslandskap och som inte beaktats explicit i denna studie är påverkan på markens bördighet i de olika scenarierna. Det är många biologiska, kemiska och fysikaliska faktorer som påverkar markens bördighet. Markpackning är ett problem som innebär att marken packas samman när tunga maskiner körs över fälten vilket kan hindra växternas rötter från att utvecklas och försämra jordens förmåga att hålla vatten. Stallgödsel och rötrest är tyngre att sprida än mineralgödsel, så i scenarier med mer rötrest än mineralgödsel, scenario ref, 1-4, (tabell D1) finns risk för större problem med markpackning. En annan viktig aspekt för markens bördighet är mullhalten. Den kolrika mullen ökar markens förmåga att hålla vatten och leverera växtnäring. Flerårig vallodling är bra för både minskad markpackning och ökad mullhalt. När alternativ markanvändning beaktas (vallodling på mark som blir över) odlas vall på mellan 41-62 % av åkerarealen i de olika scenarierna och utan alternativ markanvändning på 28-51 %. I samtliga fall bör det inte vara något problem att upprätthålla en god markbördighet med dessa nivåer av vallodling (Georg Karlsson, pers. medd.). Markbördigheten påverkas dock mycket av hur marken brukas, markens grundläggande förutsättningar, geografisk läge, klimat etc. som är oberoende av vad som odlas. Det skall dock framhållas att produktion av havredryck inte i sig innebär någon vallodling utan det är behovet av vinterfoder till betesdjuren i naturbetesmarkerna som introducerar vall i växtföljden.

Påverkan på kulturspår i jordbrukslandskapet såsom fornlämningar, stenmurar och alléer som ingår i miljömålet Ett rikt odlingslandskap har inte beaktats i denna studie.

6.2.3 Havredryck är inte mjölk

Denna studie har gjorts under förutsättning att mjölk funktionellt kan ersättas av havredryck. Om så är fallet finns det olika åsikter om. Olika livsmedels funktioner diskuteras mer ingående i avsnitt 6.3 samt mjölkens kulturella betydelse i avsnitt 6.6. Denna studie drar dock ingen slutsats kring huruvida mjölk går att ersätta med havredryck, utan har utförts under detta antagande.

6.3 Livsmedlens funktion

Vad människor anser vara utbytbara livsmedel är högst subjektivt. I denna studie sätts produktion av mjölk i relation till produktion av havredryck. Havredryck innehåller, eller kan berikas med, motsvarande mängd av många av de näringsämnen som mjölken bidrar med i väsentlig utsträckning i den västerländska kosten. Undantaget är framför allt protein (proteinhalt i havredryck 1 % i jämförelse med mjölkens 3,4 %), men samtidigt finns en generell överkonsumtion av protein i västvärlden och det är relevant att diskutera vad som är en "lagom" nivå av protein i en hållbar kost. I denna studie presenterades således resultat både för fall där proteinet i mjölken ersätts med baljväxter och spannmål (scenario HP1-HP4) och där det inte ersätts (scenario 1-4). Näringsämnen är dock en sak och hälsoeffekter en annan. Konsumtion av havre har visat sig vara bra för blodets kolesterol (Thies m fl, 2014). Hög konsumtion av mejeriprodukter med låg fetthalt är förknippat med låg förekomst av högt blodtryck, diabetes och stroke (Norden, 2012). Det är svårt att jämföra mjölkens och havredryckens nutritionella kvalitet och hälsoeffekter och det totala utfallet beror på hur övriga kosten ser ut. Svenska livsmedelsverket omnämner vegodrycker som miljösmarta alternativ till mjölk (SLV, 2015) medan danska livsmedelsverket gör bedömningen att vegodrycker som ris, soja och havredryck inte kan utgöra fullvärdiga alternativ till mjölk (Fødevarestyrelsen, 2009). Likaväl som det går alldeles utmärkt att leva gott på en helt vegansk kost (med tillskott av vitamin B12), lika vådligt kan det vara för en mjölkkonsument som äter mycket få andra livsmedel med motsvarande näringsämnen som i mjölken att byta ut mjölken mot havredryck. Huruvida havredryck och mjölk är utbytbara beror således på hur kosten ser ut och förändras i övrigt. Denna studie innehåller explorativa scenarier som inte är aktuella att realisera omedelbart här och nu, utan ska dessa ska stimulera till mer långsiktiga målbilder. På sikt finns stora möjligheter att anpassa även andra delar av kosten.

De olika scenarierna i denna studie visar olika syn på köttets funktion i kosten utifrån huruvida nötkött kan tänkas vara utbytbart mot enbart nötkött, eller mot annat kött (i detta fall kyckling) eller mot en vegetabilisk proteinkälla. I avsnitt 6.3.1 diskuteras vidare om olika livsmedels funktion och vilka som kan antas vara utbytbara. Då denna studie innehåller scenarier med mer eller mindre protein diskuteras behovet av protein mer ingående i avsnitt 6.3.2 och bilaga G. I avsnitt

6.3.3 ges en kort kommentar när det gäller mikronäringsämnen och i avsnitt 6.3.4 diskuterar olika sätt att väga in nutrition i olika livsmedels miljöpåverkan.

6.3.1 Utbytbara livsmedel

Vad är då utbytbara livsmedel? På den frågan finns ingen entydligt svar då det beror på vad man anser att livsmedlet har för funktion. Den grundläggande funktionen hos livsmedel är att förse oss med näring, men livsmedel erbjuder också njutning, är viktiga traditionsbärare och markerar status och identitet (Newcombe m fl, 2012). I västvärlden konsumeras generellt för mycket livsmedel och övervikt snarare än närings- och energibrist är det stora hälsoproblemet. Därför är det här inte självklart att ett livsmedel med ett högt energiinnehåll bör värderas högre än ett livsmedel med mindre mängd energi, vilket vore fallet i en situation där människor svälter.

Inom LCA-metodiken ska utbytbara produkter inneha vissa "obligatoriska egenskaper" (Weidema, 2003). Om det t.ex. är olika förpackningslösningar som studeras är en obligatorisk egenskap att förpackningen inte får läcka. Förutom obligatoriska egenskaper finns också "positioneringsegenskaper" som kan göra produkten mer åtråvärd för konsumenten. I fallet med förpackningen kan en sådan egenskap vara att förpackningen är lätt att öppna. Positioneringsegenskaper kan också i vissa fall avgöra huruvida produkterna är utbytbara. Att avgöra obligatoriska egenskaper och positioneringsegenskaper för livsmedel är svårt eftersom livsmedel har så många funktioner. Att livsmedlet innehåller en viss mängd (liten eller stor) näring torde vara en obligatorisk egenskap men hur är det med smak, textur och status?

Baserat på västvärldens överkonsumtion av livsmedel och problem med övervikt och relaterade sjukdomar kan man ställa frågan om inte maten här framför allt erbjuder njutning. Man kan argumentera för att ett vegetabiliskt livsmedel inte erbjuder samma njutning (och därmed inte har samma funktion) som ett animaliskt. När inkomster stiger ökar konsumtionen av animaliska livsmedel på de flesta platser och inom de flesta kulturer (Speedy, 2003), vilket tyder på en tydlig preferens för animaliska livsmedel hos mänskligheten. Kött har traditionellt betraktats som ett åtråvärt och exklusivt livsmedel i västvärlden och konsumenter uppskattar animaliska produkter för dess smak, dess hälsoegenskaper och det värde det ger för pengarna (Vinnari, 2008).

Kött- och mejeriprodukter kan således utifrån detta resonemang inte ersättas av vegetabiliska alternativ och man kan kritisera studier som gör sådana jämförelser för att vara orättvisa, inskränkta eller orealistiska.

Lorek & Spangenberg (2014) skriver å andra sidan att hållbar utveckling handlar om att tillgodose människors behov, inte deras önsningar. Man argumenterar för att den ursprungliga definitionen av hållbar utveckling såsom den beskrevs i Brundtland rapporten¹⁶ 1987 (WCED, 1987) har urvattnas och misstolkats. Man argumenterar för att skilja på vad människor *behöver* och vad de *vill ha*. Traditionellt i LCA beaktas inte vad människor behöver och hur detta kan behov kan tillfredställas på bästa sätt för minskad miljöpåverkan. I LCA betraktar man istället ofta vad människor vill ha baserat på hur nuvarande efterfrågan ser ut. Garnett (2009) belyste detta problem med LCA-metodiken och noterade att det är fullt möjligt att leva gott på en kost baserad på i huvudsak vegetabilier, varvid behovet för animaliska produkter egentligen är litet. Dock kan ett tillskott av animaliska produkter vara mycket viktigt för människor i fattiga länder som lever på i huvudsak spannmål och rotfrukter. Sammanfattningsvis konstaterar Garnett (2009) att behovet av animaliska produkter beror på vem man är och vilken tillgång man har till en varierad kost.

6.3.2 Behovet av protein

Mjölk innehåller ca 3,4 % protein i jämförelse med havredryckens 1 %. Av proteinet i den svenska kosten kommer ca 18 % från mjölk och andra mejeriprodukter och mejeriprodukterna utgör således en betydande proteinkälla i den svenska kosten (Amcoff m fl, 2012). Skulle samtliga mejeriprodukter i en genomsnittlig svensk kost bytas ut mot havreprodukter skulle det innebära en minskning av proteinintaget med 13 %. På befolkningsnivå torde det inte innebära något problem p.g.a. den generella överkonsumtionen av protein på 15-40 % (se bilaga G för en närmare beskrivning av behov och rekommendationer av protein). På individnivå är det dock viktigt att säkerställa att kosten innehåller tillräckligt med protein (och andra näringsämnen) vid ett sådant byte, speciellt om man samtidigt drar ned på andra animaliska livsmedel (kött, fisk och ägg). Det som också måste

¹⁶ ”Brundtlandrapporten” kallas den rapport som 1987 publicerades av FNs World Commission on Environment and Development och som innehåller en av de mest vedertagna definitionerna på hållbar utveckling. Rapporten heter egentligen Our Common Future och fick sitt smeknamn efter kommissionens ordförande Gro Harlem Brundtland (tidigare Norges premiärminister).

beaktas är huruvida det är mer fördelaktigt från ett hälsoperspektiv att i första hand minska på konsumtionen av andra animaliska proteinkällor än mejeriprodukter. Konsumtion av charkprodukter (och även rött kött) är t.ex. förknippat med ökad risk för vissa cancerformer (WCRF, 2007). Det kan således vara mer hälsofrämjande att i första hand minska på konsumtion av sådana produkter.

6.3.3 Behovet av mikronäringsämnen

Mjölk och ost är de livsmedel som bidrar med mest kalcium i den svenska kosten. Vidare bidrar mejeriprodukterna också med fosfor, jod, zink, kalium, vitamin A, riboflavin och vitamin B12 (SLV, 2014a). Magra mejeriprodukter berikas med A- och D-vitamin. Havredryck berikas ofta med kalcium, riboflavin, vitamin B12 och D till motsvarande nivå som mjölken. Produkterna är således i stort sett jämförbara vad gäller dessa näringsämnen även om det kan finnas vissa skillnader i de former av vitaminer som tillsätts i jämförelse med de som förekommer naturligt.

I vegetarisk eller vegansk kost finns ett antal mikronäringsämnen att vara uppmärksamma på, varav de viktigaste är vitamin B12 och D, selen, kalcium, järn och zink samt alfa-linolensyra men även jod, och riboflavin (vitamin B2) (SLV, 2014b). Baljväxter och gröna blad, fullkornsprodukter, nötter och frön innehåller många av dessa näringsämnen så generellt går det bra att tillgodose behovet av mikronäringsämnen med vegansk eller vegetarisk kost (Marsh m fl, 2012). Undantaget är vitamin B12 som inte finns i några vegetabiliska livsmedel.

Samtidigt är det viktigt att inte reducera ett livsmedels nutritionella värde till de få näringsämnen som är kända. Ett livsmedel består av tusentals olika kemiska föreningar, de flesta vars egenskaper är okända. Det är t.ex. väl belagt att en hög konsumtion av frukt och grönsaker har många hälsofördelar men det är ännu okänt exakt vilka ämnen som bidrar till dessa.

6.3.4 Att jämföra näring och miljöpåverkan från enskilda livsmedel

Det har gjorts försök att ta hänsyn till olika livsmedels varierande näringsinnehåll i jämförelsen av miljöpåverkan mellan olika livsmedel. Ett sätt är att konstruera index som räknar samman ett livsmedels "näringsdensitet" och sedan dividerar miljöpåverkan med detta index (Drewnowski m fl, 2015; Smedman m fl, 2010; Saarinen m fl, 2012).

Man kan dock ifrågasätta om det är relevant att jämföra miljöpåverkan från enskilda livsmedel och samtidigt beakta dess näringsinnehåll eftersom livsmedels nutritionella värde beror på hur kosten i övrigt ser ut. Om kosten redan innehåller ett visst näringsvärde motsvarande den rekommenderade nivån tillför inte ytterligare tillskott av detta näringsvärde något till kosten. Det är också svårt att konstruera index som inte är godtyckliga (Röös m fl, 2014; Scarborough & Rayner, 2010). Det har därför inom forskningen kring hållbar mat blivit vanligare att studera miljöpåverkan från hela kosten eller kostmönster där man således också beaktar hur mycket av olika livsmedel som konsumeras och även hur kosten i övrigt ser ut, istället för att jämföra enskilda livsmedel (se bland annat van Kernebeek m fl, 2013; Röös m fl, 2014).

6.4 Mjolkproduktion, naturbetesmarker och biologisk mångfald

En uppenbar målkonflikt som ofta lyfts fram är den att mjölk- och nötköttsproduktion är mer klimatbelastande än annan kött och livsmedelsproduktion, men att betande djur håller marker öppna och på så sätt bidrar till att bibehålla biologisk mångfald. I denna studie undviks denna målkonflikt genom att samtliga scenarier inkluderar betesdjur som håller lika mycket naturbetesmark i hävd. Så resultaten, t.ex. skillnader i klimatpåverkan genom att producera havredryck istället för mjölk, gäller med i stort sett bibehållen påverkan på naturbetesmarkerna. Resultatet visar således att det är fullt möjligt att producera en mjölkliknande dryck med betydligt lägre klimatpåverkan än mjölk *och* hålla naturbetesmarkerna öppna. För att uppnå detta i dagens marknadssituation behövs **ökade** jordbruksstöd. Idag finns förutom direkta stöd till betesmarkerna även stöd till t.ex. ekologisk produktion och till att hålla nötkreatur generellt oavsett om de betar naturbetesmarker eller föds upp på stall. Indirekt kan dessa stöd också leda till att fler naturbetesmarker hävdas, men de har kritiserats för att vara ineffektiva (KI, 2014a; 2014b). Det vore troligen bättre att ge ökade direkta stöd till skötsel av naturbetesmarker oavsett vilket djurslag som används för hävden (t.ex. nötkreatur, får eller hästar) eller om hävden sker manuellt eller maskinellt. Det är viktigt att komma ihåg att det inte är mjölkproduktionen i sig som bidrar till bevarandet av biologisk mångfald, utan att det är hävd av

naturbetesmarker som gör det. Känslighetsanalysen i avsnitt 5.8 visade t.ex. att klimatpåverkan från att producera lika mycket protein som i referensfallet kan minska med 61 % om naturbetesmarkerna hävdas maskinellt istället för med nötkreatur. Man får dock inte glömma bort att betesdjur i hagmarker och betesdjur på åkrar har ett högt estetiskt värde för många människor och att det finns vissa hotade arter som behöver djurens gödsel.

Trenden inom dagens mjölkproduktion går mot större enheter med högre intensitet vilket kan göra det svårare att utnyttja naturbetesmarkerna i produktionen. Jordbruksverket har i en rapport konstaterat att det svenska beteskravet fördyrar mjölkproduktionen (SJV, 2014e) och LRF Mjolk, som är de svenska mjölkproducenternas intresseorganisation, anser att beteskravet bör förändras radikalt för att svenska mjölkproducenter ska kunna konkurrera med internationella mjölkföretag¹⁷.

Det finns ingen statistik över hur stor andel av de svenska naturbetesmarkerna som idag betas av djur kopplade till mjölkproduktionen. Man kan dock genom att göra vissa antaganden beräkna ett ungefärligt värde. Här användes en beteshävsmodell från Jordbruksverket (SJV, 2009) för en sådan beräkning. Modellen bygger på två huvudparametrar; betestillgång och foderbehov.

Betestillgången beräknas genom att en estimerad maximal avkastningsnivå för naturbetesmarker (4000 kg ts/ha) multipliceras med antalet hektar naturbetesmark i varje län¹⁸, en markfaktor som väger in skördepåverkan från sten, krontäckning av träd, produktionshöjande åtgärder m.m. och en annan faktor som beaktar skillnader som finns i skördar beroende av väderlek och klimat och den dominerande jordmånen som varierar med markens geografiska läge. Det antas vidare att djurens utnyttjande av betesmarkerna är 65 % av den beräknade tillgängliga biomassan på naturbetesmarkerna.

Foderbehovet beräknas utifrån antalet djur i varje län (modellen uppdaterades inom detta projekt med data från 2013; SJV, 2014c). När det gäller nötdjur innehåller statistiken inte någon uppdelning på mjölk- eller köttres. Här delades därför kategorin ungdjur upp i mjölkres respektive köttres baserat på antalet mjölk- och dikor i länet. Vidare finns det heller inga data över i vilken utsträckning som olika

¹⁷ <http://www.lantbruk.com/lantbruk/rapport-beteskrav-forsamrar-lonsamheten>
<http://www.lantbruk.com/lantbruk/lrf-mjolk-vill-andra-beteskravet>

¹⁸ Jordbruksverkets modell innehåller även en uppdelning på kommunnivå men här redovisas resultat på länsnivå.

djurslag betar på naturbetesmarker. Jordbruksverket gör antagandet att 10 % av mjölkorna betar på naturbetesmarker, och på samma sätt för de andra djurslagen enligt tabell 6.1. Vidare uppskattas också hur stort intaget av energi är för olika djurslag på bete per dag (tabell 6.1) och mängden biomassa konsumerad på betet räknas ut.

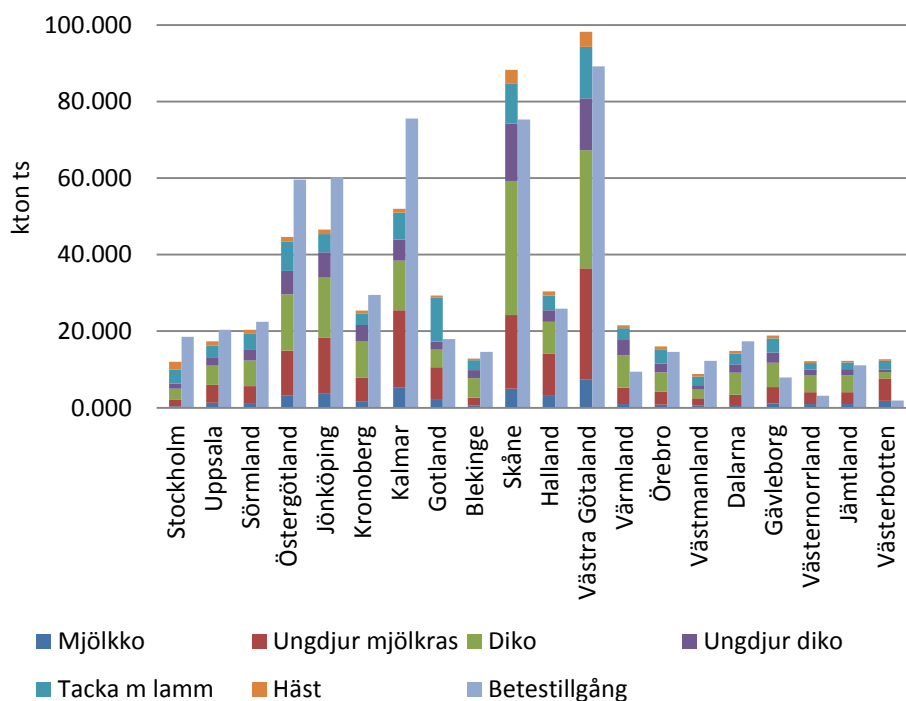
Tabell 6.1. Andel av olika djurslag som går på naturbetesmark enligt Jordbruksverket (SJV, 2009) antaganden. Tjurar och ungdjur < 1 år antas inte beta på naturbetesmark.

	Andel på naturbete	Intag på bete (MJ/dag)
Mjölkkor	10 %	100
Dikor med kalv	90 %	90
Ungdjur > 2 år	70 %	100
Stutar 1-2 år	90 %	75
Kvigor 1-2 år	90 %	75
Tackor m lamm	90 %	30
Hästar ¹	25 %	65

¹ Hästar registrerade på jordbruksföretag

Utifrån dessa data beräknades foderbehovet för olika djurslag per län och jämfördes med betestillgången. Resultatet visas i figur 6.3.

Totalt stod djur knutna till mjölkproduktionen (mjölkkor och dess avkommar) för 35 % av hävdens variationen är stor mellan länen (17-61 %). Det är uppenbart att mjölkkvignas bete är ett stort betydelse för bevarandet av naturbetesmarkerna som det ser ut idag.

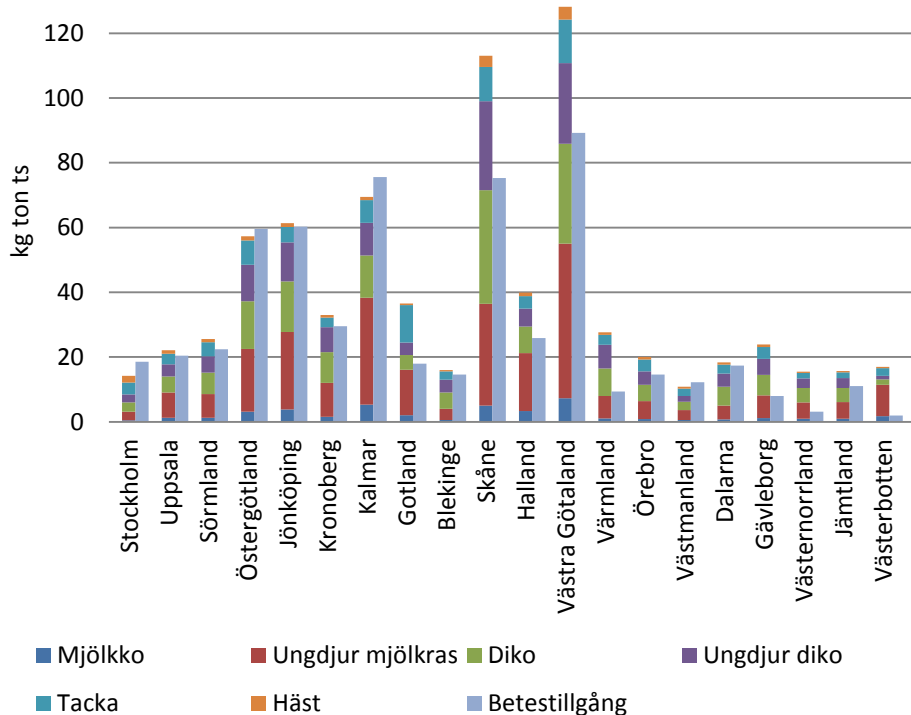


Figur 6.3. Foderbehov för antalet djur per län (data från 2014; SJV, 2014c) uppdelat på olika djurkategorier i jämförelse med betestillgången (data från 2005; SJV, 2009). Antalet handjur som föds upp som stutar på bete är 22 % för tjurar av mjölkkras och 9 % för tjurar av köttkras enligt slaktstatistik från 2013 (Taurus, 2014). I flera län överstiger betestillgången foderbehovet vilket innebär att det saknas djur för att hävda naturbetesmarkerna.

Betestillgången överstiger foderbehovet i många län, vilket innebär att det i dessa län saknas betesdjur för att hävda naturbetesmarkerna. Allvarligast är läget i Östergötlands, Jönköpings och Kalmars län där stora arealer saknar tillräckligt med betesdjur. Vidare bedömer Jordbruksverket att kvoten mellan foderbehovet och betestillgången bör vara > 1,5 för att säkerställa en god hävd eftersom att en kvot på endast ett kräver att alla djur kan placeras ut optimalt i markerna vilket inte är realistiskt att åstadkomma rent praktiskt (SJV, 2009). Det är endast för Gotland, Värmland, Gävleborg, Västernorrland, Västerbotten och Norrbotten som kvoten är >1,5. Det verkar alltså svårt att klara hävden av naturbetesmarkerna med dagens produktionssystem där mjölkorna betar i liten utsträckning och de flesta hanungdjur föds upp som tjurar på stall.

För att öka foderbehovet kan man antingen öka *antalet* djur eller öka *andelen* naturbete som nyttjas i produktionen. Figur 6.4 visar hur det

istället ser ut med betestrycket om samtliga handjur föds upp som stutar. Fortfarande saknas det betesdjur men situationen ser mycket bättre ut.



Figur 6.4. Foderbehov för antalet djur per län (data från 2014; SJV, 2014c) uppdelat på olika djurkategorier i jämförelse med betestillgången (data från 2005; SJV, 2009). Antalet handjur som föds upp som stutar på bete är här satt till 100 %.

I scenario 4 och HP4 gjordes antagandet att mjölkornas ungdjur till 100 % betar naturbetesmark. Här utnyttjas alltså potentialen hos dessa djur att hävda naturbetesmark. Konsekvensen blir att det inte behövs lika många djur som i referensfallet för att klara hävden, endast ca två tredjedelar så många (tabell 3.1). Genom att även låta mjölkorna i större utsträckning beta naturbetesmark kan antalet djur sänkas ytterligare, men det skulle antagligen påverka avkastningen. Om dikobesättningar används för att sköta hävden istället för djur kopplade till mjölkproduktionen som i scenario 1, 2, 3, HP1, HP2 och HP3 krävs än färre djur om alla ungdjur betar naturbetesmark till 100 % eftersom dikorna kan beta i stor utsträckning till skillnad från mjölkorna som måste befinna sig nära ladugården och kräver mer foder. Men då produceras självfallet ingen mjölk.

Det bör noteras att beäkningarna gjorda här med Jordbruksverkets beteshävsmodell är ungefärliga. Djur flyttas mellan gårdar och län och det är svårt att veta ålder, kön och ras i gruppen ungdjur t.ex. Jordbruksverket arbetar för närvarande med en uppdaterad modell som innehåller alla djur ner på gårdsnivå (Torben Söderberg, pers. medd.). Med den modellen kommer precisionen i denna typ av bedömningar öka.

Sammanfattningsvis kan dock konstateras att kvigorna inom mjölkproduktionen står för en stor del av hävden av naturbetesmarker idag. Stor potential finns att öka hävden genom att de djur (både från mjölk- och dikobesättningar) som idag föds upp som tjurar på stall istället föds upp som stutar på bete.

6.5 Att odla och förädla baljväxter för humanföda i Sverige

Om odlingssystemen som illustreras i de olika scenarierna skulle tas i bruk skulle det innebära en kraftig ökning av odlingen av baljväxter för foder och humanföda i Sverige. Under 2013 odlas baljväxter på endast 40 000 hektar (1,5 %) av åkermarken i Sverige (SJV, 2013b). Det finns flera fördelar med ökad baljväxtodling. I och med att baljväxterna själva fixerar kväve behöver de inte gödlas med mineralgödsel vilket minskar utsläppen från produktion av mineralgödsel. Vidare kan baljväxterna fungera som viktiga avbrottsgrödor i ensidiga växtföljder och således minska förekomsten av vissa växtsjukdomar (Stoddard m fl, 2009).

Om baljväxter odlas för ofta inom samma område (oftare än vart femte till sjunde år beroende på jordart) kan jordburna svampsjukdomar orsaka allvarliga problem. I scenario 1, 2 och 3 innehåller växtföljderna baljväxter en gång under en trettioårsperiod, vilket således inte är något problem. I scenario 4 och i HP-scenarierna däremot innehåller växtföljden baljväxter vart femte eller sjätte år. Om man tänker sig en storskalig uppskalning av dessa odlingssystem för hela Sverige måste man även beakta att baljväxtodling är svårt i norr, vilket innebär att baljväxter skulle behöva odlas oftare än så i dessa scenarier. Den mycket stora ökningen av baljväxtodling i HP-scenarierna är därför svårt att få till i stor skala i Sverige, åtminstone baserat på de grödor och odlingsmetoder som används nu. Genom växtförädling kan man dock tänka sig att det går att utveckla baljväxtsorter som mognar tidigare och således lämpar sig för

mellersta och norra Sverige. Sådana sorter i kombination med utveckling av innovativa odlingsystem med växtföljder som är optimerade för odling av baljväxter t.ex. genom samodling och täckgrödor som kan minska förekomsten av jordburna svampsjukdomar kan öka förutsättningen för att odla mycket baljväxter i Sverige med stabil avkastning.

Även om många människor i Sverige tillreder och konsumerar torkade bönor, linser etc. från grunden redan idag måste det troligtvis till ett rikt utbud av olika typer av baljväxtbaserade produkter för att fler ska övergå till att konsumera dessa i väsentlig skala. På marknaden idag finns ett stort utbud av vegetabiliska produkter som efterliknar kött; korvar, biffar och grytbitar. Ofta är dessa baserade på importerat sojaprotein, men det finns stor utforskad potential att tillverka liknande produkter baserat på svenskodlade baljväxter. En annan möjlighet att öka konsumtionen av baljväxter är att dryga ut befintliga köttthalvfabrikat med baljväxter. Det kan både minska miljöpåverkan och göra dessa livsmedel mer hälsosamma. Flera sådana initiativ finns redan på marknaden men i liten skala¹⁹. Att förändra kostmönster är inte lätt bland annat eftersom starka vanor styr vad vi äter och preferenser för olika livsmedel och smaker etableras tidigt. Det behövs antagligen kraftiga styrmedel eller någon typ av katastrof eller livsmedelskris för att åstadkomma riktigt stora förändringar.

6.6 Ekonomiska, kulturella och sociala aspekter

Totalt sysselsätter jordbruket drygt 170 000 personer vilket motsvarar ca 60 000 årsverken (SCB, 2014d). Endast ca en procent av samtliga arbetstillfällena i Sverige finns således inom jordbruket. Antalet sjunker för varje år beroende på att allt mer livsmedel importeras till Sverige samt att jordbruket intensifieras. Förutom arbetstillfällena i själva jordbruket genererar jordbruket också sysselsättning i tidigare och efterföljande led i produktionen, t.ex. i foderfabriker, mejerier och slakterier. En vanlig uppskattning är att ytterligare 1-2 arbetstillfällen skapas (SOU 2014:38).

Produktionsvärdet av mjölk och nötkött står för nästan 32 % av värdet för produktionen av jordbruksvaror (SJV, 2012). Mjölkproduktionen är således en viktig näring för det svenska jordbruket idag. Samtidigt brottas den svenska mjölkproduktionen

¹⁹ Se t.ex. Orkla Foods [Smart Mat](#) och [Beat Food for Progress](#).

med vikande lönsamhet på grund av ökande priser på foder, byggnader, energi och arbete, medan mjölkpriset legat relativt konstant. Produktionen har minskat med 13 % sedan 1995 (SOU 2014:38). Samtidigt har importen av framförallt ost ökat.

Man kan konstatera att en minskad efterfrågan på mjölk i Sverige på kort sikt antagligen skulle ha stor ekonomisk påverkan för många svenska bönder. Det kan låta hårt, men på vägen mot ett hållbart livsmedelssystem kommer vissa jordbruksföretag att behöva omstruktureras, ändra driftsinriktning eller lägga ned. Precis som viss typ av energiproduktion med stor miljöpåverkan och tillverkningen av t.ex. stora energikrävande bilar måste minska inom energi- och transportsektorerna. Med smarta finansiella styrmedel som styr konsumtionen och jordbruksproduktionen mot hållbara livsmedel och produktionssystem kan konsekvenserna för enskilda individer och samhället i stort förhoppningsvis mildras. Idag går dock utvecklingen tyvärr inte åt det hållet. Istället för att styra jordbruksproduktionen mot mer hållbara livsmedel, subventioneras t.ex. produktionen av mjölk, kött och socker, vilket är exempel på produkter som måste konsumeras i mindre omfattning för att förbättra folkhälsan och minska miljöpåverkan. Väldigt få styrmedel finns på konsumtionssidan. Forskare, tjänstemän inom EU och engagerade inom bl.a. miljörorelsen pratar om politisk inkonsekvens ("policy incoherence") och behovet av att utveckla en livsmedelspolicy som tar ett helhetsgrepp (FCRN, 2014).

I den rådande hållbarhetsdiskursen i samhället framhålls ofta behovet av att inkludera inte bara ekologisk hållbarhet utan även, ofta i lika hög grad, social och ekonomisk hållbarhet. Om en hållbarhetanalys utförs på ett företag måste företaget självfallet vara lönsamt (ekonomisk hållbart) för att kunna existera överhuvudtaget, samtidigt som det bör minimera sin negativa påverkan på miljö och människor. När det gäller samhällsutvecklingen i stort kan man dock inte extrapolera denna slutsats till att gälla alla nu existerande företag. Det är inte rimligt att i begreppet ekonomisk hållbarhet inkludera att alla företag så som de ser ut i dag ska finnas kvar och växa. Snarare bör man då återgå till grundläggande definitionen av hållbarhet så som den definierades in den s.k. Brundtlandsrapporten²⁰ (WCED, 1987):

²⁰ "Brundtlandsrapporten" kallas den rapport som 1987 publicerades av FNs World Commission on Environment and Development och som innehåller en av de mest vedertagna definitionerna på hållbar utveckling. Rapporten heter egentligen Our Common Future och fick sitt smeknamn efter kommissionens ordförande Gro Harlem Brundtland (tidigare Norges premiärminister).

"Hållbar utveckling är en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov."

Det blir uppenbart att våra *behov* som diskuterades i kapitel 6.3 återigen hamnar i centrum. Näringsmässiga behov av mjölk och mejeriprodukter diskuterades i tidigare avsnitt men hur är det med mjölkens kulturella betydelse för människor idag och i framtiden?

Sedan 1600-talet har det funnits herrgårdsmejerier som sålt smör och ost i mindre skala till stadsbefolkningen (Jönsson, 2005) även om detta inte kommersialiserades i större skala förrän i början av 1800-talet då nya skiftesreformer genomfördes samt att förtullen för varor som nådde staden utifrån försvann (Richard Tellström, pers. medd.). Även i den svenska fäbodkulturen, med tusenårig historia, hade mjölken en viktig roll. Det var mer hållbara produkter som surmjölk, ost och smör som producerades (Larsson, 2003). Färsk mjölk började svenskarna dricka först i början av förra seklet eftersom konsumtion av färsk mjölk utgjorde en hälsorisk innan pastörisering, kyl- och förpackningsteknik fanns tillgänglig (Jönsson, 2005). En aggressiv marknadsföring av framförallt mejeriernas intresseorganisation "Mjölpropagandan" lade grunden för en hög mjölkkonsumtion i Sverige. Även om mjölken med Mjölpropagandans framgångsrika arbete har uppnått en unik särställning bland andra livsmedel i Sverige är det inte otänkbart att en växtbaserad mjölkliknande dryck, t.ex. havredryck, kan ersätta mjölkens kulturella betydelse i framtiden menar Richard Tellström, etnolog och måltidsforskare vid Restaurang- och hotellhögskolan i Örebro. Vad gäller nya råvaror och livsmedel är svenskarna generellt snabba på att till sig nya influenser. Och när det gäller förändring av vår kosthållning är det framför allt strukturen på det vi äter som är svårt att förändra (Richard Tellström, pers. medd.). Det som är viktigt för svenskarna har mycket att göra med vad som anses vara "en riktig måltid" ("a proper meal") som förutom rutiner kring hur mat äts etc. inkluderar hur måltiden struktureras (Douglas, 1971). I Sverige bör "en riktig måltid" bestå av en kolhydratrik del (potatis, ris eller pasta), en proteinrik del (kött eller fisk), sås och grönsaker (Richard Tellström, pers. medd.). Havredryck har flera viktiga egenskaper gemensamma med mjölken som gör att den funktionellt bör kunna ersätta mjölken i många situationer, t.ex. att den är vit och att den kan drickas kall. Vidare är havre, till skillnad från soja,

en produkt som går att odla alldeles utmärkt i Sverige vilket också är en viktig aspekt för många svenska konsumenter.

Den rådande bilden av ett svenskt framgångsrikt jordbruk är nog för många både konsumenter, forskare, bönder, politiker etc. förknippad med en stor och stark mjölkindustri. Kanske kan det vara förenligt med ett mer hållbart livsmedelssystem om konsumtionen av mjölk i Sverige kan dämpas och mjölk exporteras från Sverige. Om den svenska mjölkproduktionen ersätter annan sämre mjölkproduktion kan detta bidra till ökad hållbarhet, men inte om den ökade tillgången av mjölk på marknaden bara ytterligare ökar konsumtionen av mejerivaror i världen. Det krävs en ökad mer öppen och innovativ diskussion kring hur ett verkligt hållbart jordbruk för Sverige ser ut. Vad som ska produceras och hur det kopplar till vad som konsumeras måste diskuteras, liksom hur politiska och ekonomiska system som leder dit bör utformas. Att man nu diskuterar en svensk livsmedelsstrategi är positivt (t.ex. Rydhmer, 2014). Förhoppningsvis kommer man inom detta initiativ på allvar beakta den mycket stora omställning som måste till inom livsmedelssektorn om stora steg mot ökad hållbarhet ska nås.

7 Slutsats

Denna studie visar att det finns stor potential att minska klimatpåverkan genom att producera havredryck istället för mjölk, samtidigt som påverkan på de mer svårkvantifierade miljömålen Ett rikt odlingslandskap och Ett rikt växt- och djurliv förblir i stort sett oförändrad. Det finns även potential att minska påverkan när det gäller försurning, övergödning och ekotoxicitet, men dessa miljöpåverkanskategorier är känsligare för hur den mark som blir över efter att havredrycken och alternativ till mjölkproduktionens nötkött har producerade används. Ytterligare positiva klimateffekter kan uppnås om bioenergi produceras på marken som blir över och ersätter fossil energi.

Att beräkna miljöpåverkan från jordbrukssystem är komplext och behäftat med stora osäkerheter. Resultaten visar på ungefärliga potentialer. Dock visar omfattande känslighetsanalyser i denna studie att skillnaden mellan produktion av mjölk och havredryck består även om avgörande metod- och dataval förändras. Därför är slutsatsen från denna studie att resultatet att mjölkproduktion generellt är mer miljöbelastande än havredrycken är robust, men den absoluta skillnaden mellan de två är osäker. Viktigt att notera är att denna slutsats gäller även då hänsyn tagits till mer svårkvantifierbara miljömål såsom biologiska mångfald och ett rikt odlingslandskap.

Referenser

- Agriwise, 2014. Områdeskalkyler mjölkproduktion. Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.
- Ahlgren S, Baky A, Bernesson S, Nordberg Å, Norén O, Hansson P-A, 2008. Ammonium nitrate fertiliser production based on biomass - Environmental effects from a life cycle perspective. *Bioresource Technology* 99 (17), 8034-8041
- Ahlgren S, Baky A, Bernesson S, Nordberg Å, Norén O, Hansson P-A, 2011. Green nitrogen – possibilities for production of mineral nitrogen fertilisers based on renewable resources in Sweden. Rapport 030. Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Ahlgren S, Baky A, Bernesson S, Nordberg Å, Norén O, Hansson P-A. 2012. Consequential Life Cycle Assessment of Nitrogen Fertilisers Based on Biomass – a Swedish perspective. *Insciences Climate Change Journal* 2012, 2(4). <http://dx.doi.org/10.5640/insc.020480>
- Ahlgren S, Bernesson S, Nordberg Å, Hansson P-A, (odaterad) Nitrogen fertiliser production based on biogas– energy input, environmental impact and land use. Longer version of Ahlgren m fl (2010) innehållande mer data.
- Ahlgren S, Bernesson S, Nordberg Å, Hansson P-A, 2010. Nitrogen fertiliser production based on biogas - Energy input, environmental impact and land use. *Bioresource Technology* 101 (18), 7181-7184
- Al-Rudainy B, Dehlin G, Olsson J, Sulerhia O, Vrgoc F, 2011. Framställning av ammoniak ur metan från biogasanläggningar, Lunds tekniska högskola, Lund.
<http://www.chemeng.lth.se/ket050/Finalreport2011/Nymolla.pdf>
- Amcoff E, Edberg A, Enghardt Barbieri H, Lindros A-K, Nälsén C, Pearson M, Warensjö Lemming E, 2012. Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige Resultat från matvaneundersökning utförd 2010–11. Livsmedelsverket, Uppsala.
- Amponsah N Y, Troldborg M, Kington B, Aalders I, Hough R L, 2014. Greenhouse gas emissions from renewable energy sources: a review of lifecycle considerations. *Renewable Sustainable Energy Rev* 39, 461–475
- Andrén O, Kätterer T, Karlsson T, 2004. ICBM regional model for estimations of dynamics of agricultural soil carbon pools. *Nutr Cycl Agroecosyst* 70, 231–239
- 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. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Audsley E, Brander M, Chatterton J, Murphy-Bokern D, Webster C, Williams A, 2009. How low can we go? An assessment of greenhouse gas emissions from the UK food system and the scope to reduce them by 2050. FCRN-WWF-UK.

- Bajzelj B, Richards K S, Allwood J M, Smith P, Dennis J S, Curmi E, Gilligan C A, 2014. Importance of food-demand management for climate mitigation. *Nature Climate Change*, 4(10), 924-929. doi: 10.1038/nclimate2353
- Bellarby J, Tirado R, Leip A, Weiss F, Lesschen JP, Smith P, 2013. Livestock greenhouse gas emissions and mitigation potential in Europe. *Glob. Change Biol.* 19 (1), 3–18.
- Berglund M, Cederberg C, Clason C, Henriksson M, Törner L, 2009. Jordbrukets klimatpåverkan – underlag för att beräkna växthusgasutsläpp på gårdsnivå och nulägesanalyser av exempelgårdar. Delrapport JOKER-projektet. Hushållningssällskapet Halland.
- Berlin D, Uhlin H-E, 2004. Opportunity cost principles for life cycle assessment: toward strategic decision making in agriculture. *Progress in Industrial Ecology*, Vol. 1, Nos. 1/2/3
- Bernesson S, Nilsson D, Hansson P A, 2005. A limited LCA comparing large- and small-scale production of ethanol for heavy engines under Swedish conditions. *Biomass and Bioenergy* 46-57.
- Bernstad A, la Cour Jansen J, 2012. Review of comparative LCAs of food waste management systems – Current status and potential improvements. *Waste Management* 32, 2439–2455
- Birkved M, Hauschild MZ, 2006. PestLCI—A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA. *Ecological Modelling*, 198:3-4, 433 – 451.
- Björklund A, 2002. Survey of approaches to improve reliability in LCA. *International Journal of LCA* 7(2):64–72
- Brander M, Wylie C, 2011. The use of substitution in attributional life cycle assessment. *Greenhouse Gas Measurement and Management* 1(3-4)
- Börjesson P, Berglund M, 2003. Miljöanalys av biogassystem. Rapport nr 45. Institutionen för teknik och samhälle, Lunds tekniska högskola, Lund.
- Börjesson L, Höjer M, Dreborg K-H, Ekvall T, Finnveden G, 2006. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. *Futures* 38, 723-739
- Carlsson M, Uldal M, 2009. Substrathandbok för biogasproduktion. Rapport SGC 200. Svenskt Gastekniskt Center.
- Carlsson G, Svensson S-E, Emanuelsson U, 2014. Alternativa skötselmetoder för ängs- och betesmarker och användning av skördat växtmaterial. Rapport 2014:11. Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap, SLU, Alnarp.
- CCAFS, 2013. Big facts. Where agriculture and climate change meet [online]. Site from the CGIAR Research Program on Climate Change, Agriculture and Food Security's (CCAFS). <http://ccafs.cgiar.org/bigfacts/> [13-05-16]
- Cederberg C, Persson U, Neovius K, Molander S, Clift R, 2011. Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. *Environmental Science and Technology* 45, 1773–1779
- Cederberg C, Sonesson U, Henriksson M, Sund V, Davis J, 2009. Greenhouse gas emissions from production of meat, milk and eggs in Sweden 1990 and 2005. SIK Rapport 793. Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg.
- Cederberg C, Stadig M, 2003. System expansion and association in life cycle assessment of milk and beef production. *International Journal of LCA* 8, 350-356
- Clemens J, Tromborn M, Weiland P, Amon B, 2006. Mitigation of GHG emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 171-177.
- Coelho C. R. V, Michelsen O, 2014. Land use impacts on biodiversity from kiwifruit production in New Zealand assessed with global and national datasets *International Journal of Life Cycle Assessment* 19, 285– 296

- Dalgaard R, Schmidt J, Flysjö A, 2014. Generic model for calculating carbon footprint of milk using four different life cycle assessment modelling approaches. *Journal of Cleaner Production* 73:146-153.
- Davis J, Sonesson U, Flysjö A, 2006. Lokal produktion och konsumtion av baljväxter i Västra Götaland. SIK Rapport 756. Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg.
- de Baan L, Alkemade R, Koellner T, 2013a. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (6), 1216–1230.
- de Baan L, Curran M, Rondinini C, Visconti P, Hellweg S, Koellner T, 2015. High resolution assessment of land use impacts on biodiversity in Life Cycle Assessment using species habitat suitability models. *Environ. Sci. Technol.* DOI: 10.1021/es504380t
- de Baan, L, Mutel C L, Curran M, Hellweg S, Koellner T, 2013b. Land use in Life Cycle Assessment: Global characterization factors based on regional and global potential species extinctions. *Environ. Sci. Technol.* 47 (16), 9281–9290.
- DN, 2014. Var tionde svensk vegetarian. Dagens Nyheter 2014-03-22.
<http://www.dn.se/nyheter/sverige/var-tionde-svensk-vegetarian/>
- Douglas M, 1971. Deciphering a meal. In C. Geertz (Ed.), *Myth, symbol, and culture*, 61-68. W. W. Norton, New York.
- Drewnowski A, Rehm C D, Martin A, Verger E O, Voinnesson M, Imbert P, 2015. Energy and nutrient density of foods in relation to their carbon footprint. *The American Journal of Clinical Nutrition* 101, 184-191.
- EC, 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO): Analysis of the Life Cycle Environmental Impacts Related to the Total Final Consumption of the EU 25 (2006). European Commission Technical Report EUR 22284 EN.
- Edström M, Jansson L-E, Lantz M, Johansson L-G, Nordberg U, Nordberg Å, 2008. Gårdsbaserad biogasproduktion. System, ekonomi och klimatpåverkan. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Edström M, Nordberg Å, Thyselius L, 2003. Anaerobic Treatment of Animal Byproducts from Slaughterhouses at Laboratory and Pilot Scale. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 109, 127-138
- Edström M, Pettersson O, Nilsson L, Hörndahl T, 2005. Jordbrukssektorns energianvändning. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala
- EFSA, 2015. Scientific Opinion on Dietary Reference Values for protein I EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition and Allergies (NDA) 2, 3 European Food Safety Authority (EFSA), Parma, Italy
- Ekvall T, Tillman A-M, Molander S, 2005. Normative ethics and methodology for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 13 (13–14), 1225–1234
- Ekvall T, Weidema B, 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9 (3), 161-171.
- Ellis J, Bannink A, Dijkstra J, Parsons A, Rasmussen S., Edwards G, Kebreab E, France J, 2009. A modelling approach to evaluate the feeding of high sugar grasses to cattle: Nitrogen and methane. *Canadian Journal of Animal Science* 89, 532–533
- Ellis J, Bannink A, France J, Kebreab E, Dijkstra J, 2010. Evaluation of enteric methane prediction equations for dairy cows used in whole farm models. *Global Change Biology* 16, 3246–3256
- Ellis J, Kebreab E, Odondo N, McBride B, Okine E, France J, 2007. Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *Journal of Dairy Science* 90, 3456–3467
- European Bioplastics, 2011 Förnybara energikällor för produktion av bioplast. Påverkan på jordbruket – status och framtidsutsikter. Faktablad.
http://www.nordicbioplastic.com/image/files/Renewable_resources_swe_print.pdf

- FAO, 2011a. The State of Food Insecurity in the World. Food and Agriculture Organisation, Rom.
- FAO, 2011b. Global food losses and food waste – Extent, causes and prevention. Food and Agriculture Organisation, Rom.
- FCRN, 2014. Main Message from Conference on Sustainable Diets in Brussels 11-12-14. Food Climate Research Network, Oxford, UK. <http://www.fcrn.org.uk/blogs/elin-r%C3%B6%C3%B6s/main-message-conference-sustainable-diets>
- Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T, Guinee J, Heijungs R, Hellweg S, Koehler A, Pennington D, Suh S, 2009. Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 91(1): 1–21.
- Finnveden G, Moberg Å, 2005. Environmental systems analysis tools – an overview. *Journal of Cleaner Production* 13(12): 1165–1173
- Florén B, Nilsson K, Wallman M, 2013. LCA på färsk och aspetisk havredryck. Slutrapport PX20462. Konfidentiell. Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg.
- Flysjö A, Cederberg C, Strid I, 2008. LCA-databas för konventionella fodermedel - miljöpåverkan i samband med produktion. Version 1.1. SIK-rapport Nr 772. Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg.
- Flysjö A, 2012. Greenhouse gas emissions in milk and dairy product chains improving the carbon footprint of dairy products, PhD thesis, Aarhus University, 2012
- Flysjö A, Cederberg C, Henriksson M, Ledgard S, 2011a. How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand. *International Journal of LCA* 16, 420-430
- Flysjö A, Henriksson M, Cederberg C, Ledgard S, Englund J-E. 2011b. The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems*. 104, 459-469.
- Flysjö A, Cederberg C, Henriksson M, Ledgard S, 2012. The interaction between milk and beef production and emissions from land use change – critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production* 28, 134-142
- Foley J.A., Ramankutty N, Brauman K.A., et al., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337–342
- Food SCP, 2012. ENVIFOOD Protocol. Environmental Assessment of Food and Drink Protocol. Version 1.0. European Food Sustainable Consumption and Production Round Table, Brussels.
- Fødevarerstyrelsen, 2009. Slutrapport: Næringsstofindhold i ris-, havre-, mandel- og sojadrikke Projekt J. nr.: 2009-20-64-0200. Danmark, http://www.foedevarestyrelsen.dk/SiteCollectionDocuments/25_PDF_word_filer%20til%20download/07kontor/ckl/Slutrapport%20-%20N%C3%A6ringsstofindhold%20i%20ris-%20havre-%20mandel-%20og%20sojadrikke141014.pdf
- Garnett T, 2009. Livestock-related greenhouse gas emissions: impacts and options for policy makers. *Environmental Science & Policy* 12, 491-503
- Garnett T, 2011. Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy* 36, 23–32
- Garnsworthy PC, Craigan J, Hernandez-Medrano JH, Saunders, 2012. Variation among individual dairy cows in methane measurements made on farm during milking. *Journal of Dairy Science* 95, 3181–3189
- Gerber P, Vellinga T, Opio C, 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom.
- Greppa Näringen, odaterad. Våga lita på betet. http://www.greppa.nu/download/18.37e9ac46144f41921cd1d954/1402564621842/2011-11-25_V%C3%A5ga_lita_p%C3%A5_betet.pdf

- Guinée J.B, Gorrée M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, Koning A., de Oers L, van Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes H.A, Bruijn H, de Duin R, Huijbregts M.A.J. 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 2002, 692 pp.
- Guinée JB, Heijungs R, Huppes G, Zamagni A, Masoni P, Buonamici R, Ekvall T, Rydberg T, 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental, Science and Technology* 45 (1), 90–96
- Gunnarsson C, Nilsson-Linde N, Spörndly R, 2014. Två, tre eller fyra skördar av vallfoder per år – kostnader och fodervärde till kor. JTI-rapport, Lantbruk & Industri nr 419.
- Gärdenfors U (ed.), 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010 – The 2010 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Göthe L, 2013. Metanutsläpp i den svenska fordonsgaskedjan - En nulägesanalys. SGC Rapport 2013:282. Svenskt gastekniskt center AB.
- Hedenus F, Wirsenius S, Johansson DJA, 2014. The importance of reduced meat and dairy consumption for meeting stringent climate change targets. *Climatic Change* 124, 79-91
- Hellweg S, Milà i Canals L, 2014. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science* 344 (6188)
- Henriksson M, Flysjö A, Cederberg C, Swensson C, 2011. Variation in carbon footprint of milk due to management differences between Swedish dairy farms. *Animal* 5,1474-1484
- HS Konsult, 2012a. Typfoderstater för ekologiska mjölkkor. HS Konsult AB, Uppsala.
- HS Konsult, 2012b. Typfoderstater för ekologisk nötköttsproduktion. HS Konsult AB, Uppsala.
- Huijbregts M, Hauschild M, Jolliet O, Margni M, McKone T, Rosenbaum RK, van de Meent D, 2010. USEtox™ User manual. Report version 1.01. USEtox team.
- Hunter E, Röss E, 2015 Protection Motivation Theory as a predictor of intentions to adopt climate mitigating food actions. Manuskript inskickat till Food Policy.
- Höjer M, Ahlroth S, Dreborg K-H, Ekvall T, Finnveden G, Hjelm O, Hochschorner E, Nilsson M, Palm V, 2008. Scenarios in selected tools for environmental systems analysis. *Journal of Cleaner Production* 16, 1958-1970
- Hörndahl T, Neuman L, 2012. Energiförbrukning i jordbrukets driftsbyggnader – En kartläggning av 16 gårdar 2005-2006 kompletterat med mätningar på två gårdar 2010-2012. Rapport 2012:19. Fakulteten för landskapsplanering, trädgårds- och jordbruksvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp.
- IDF, 2010. International Dairy Federation. A common carbon footprint for dairy, The IDF guide to standard lifecycle assessment methodology for the dairy industry. International Dairy Federation, Brussel.
- IFA, 2009. Energy Efficiency and CO2 Emissions in Ammonia Production. 2008-2009. Summary Report. International Fertilizer Association.
- IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.
- IPCC, 2014a. Climate Change 2014. Synthesis Report. Summary for Policymakers. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.
- IPCC, 2014b. Climate Change 2014. Mitigation of Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.
- ISO, 2006a. ISO 14040 International Standard. In: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. International Organization for Standardization, Geneva

- ISO, 2006b. ISO 14040 International Standard. In: Environmental management – Lifecycle assessment – Requirements and guidelines. International Organization for Standardization, Geneva
- Jayathilakan K, Sultana K, Radhakrishna K, Bawa A.S, 2012. Utilization of byproducts and waste materials from meat, poultry and fish processing industries: a review. *Journal of Food Science Technology* 29(3), 278-293
- Jensen ES, Peoples MB, Boddey RM, Gresshoff PM, Hauggaard-Nielsen H, Alves BJR, Morrison MJ, 2012. Legumes for mitigation of climate change and the provision of feedstock for biofuels and biorefineries – a review. *Agronomy for Sustainable Development*. 32, 329-364
- Jönsson H, 2005. Mjölks - en kulturanalys av mejeridiskens nya ekonomi. Avhandling. Brutus Östlings Bokförlag Symposium. ISBN 91-7139-705-1
- Kahiluoto H, Kuisma M, Kuokkanen A, Mikkilä M, Linnanen L, 2014. Taking planetary boundaries seriously: Can we feed the people? *Global Food Security* 3, 16-21
- Karlsson S, Rodhe L, 2002. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- KI, 2014a. Miljö, ekonomi och politik. Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- KI, 2014b. Remissvar till Landsbygdsdepartementet Gårdsstödet 2015-2020 – förslag till svenskt genomförande. Dnr 3.5.1-1-22-2014. Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Kløverpris J, Baltzer K, Nielsen P, 2010. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption. Part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA. *International Journal of LCA* 15, 90-103
- Kløverpris J, Wenzel H, Nielsen P, 2008. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption: Part 1: Conceptual analysis and methodological proposal. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(1): 13–21
- Kätterer T, André O, 2000. The ICBM family of analytically solved models of soil carbon, nitrogen and microbial biomass dynamics — descriptions and application examples. *Ecological Modelling* 136, 191-207
- Landin H, Gyllenswärd M, 2012. Ratta rätt i robot – Mjölknings, juverhälsa och hygien. Djurhälso- och utfodringskonferensen 2012, s 41-46
- Leip A, Weiss F, Wassenaar T, Perez I, Fellmann T, Loudjani P, Tubiello F, Grandgirard D, Monni S, Biala K, 2010. Evaluation of the Livestock Sector's Contribution to the EU Greenhouse Gas Emissions (GGELS). Final Report. European Commission, Joint Research Centre.
- Litrell O, Lovén Persson A, 2007. Produktion av biogas från fjäderfägödsel – Slutrapport. 2007, Fjäderfäcentrum.
- Lorek S, Spangenberg J H, 2014. Sustainable consumption within a sustainable economy – beyond green growth and green economies. *Journal of Cleaner Production* 63, 33-44
- LRF Mjölks, 2013. Strukturrapport november 2013. LRF Mjölks, Stockholm.
http://www.lrf.se/PageFiles/140943/Strukturrapport%20_November%202013%20inkl%20tabeller.pdf
- Marsh K, et al (2012). Health Implications of a Vegetarian Diet: A Review. *AJLM*; 6(3):250-267.
- Marvuglia A, Benetto E, Rege S, Jury C, 2013. Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy: Critical review and proposed framework for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 25, 768-781
- McMichael AJ, Powles JW, Butler CD, Uauy R, 2007. Energy and health 5 - Food, livestock production, energy, climate change, and health. *Lancet* 370 (9594), 1253-63
- MEA, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment World Resources Institute, Washington.

- Mont O, Neuvonen A, Lähteenoja S, 2014. Sustainable lifestyles 2050: stakeholder visions, emerging practices and future research. *Journal of Cleaner Production* 63, 24-32
- Newcombe MA, McCarthy MB, Cronin JM, McCarthy SN, 2012. "Eat like a man". A social constructionist analysis of the role of food in men's lives. *Appetite* 59(2), 391-8
- Nijdam D, Rood T, Westhoek H, 2012. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food Policy* 37, 760-770
- Nilsson D, Bernesson S, 2009. Halm som bränsle. Rapport 2009:011. Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Nordborg M, 2013. Pesticide use and freshwater ecotoxic impacts in biofuel feedstock production: a comparison between maize, rapeseed, Salix, soybean, sugarcane and wheat. SR 862. Examensarbete, Chalmers och SIK, Göteborg.
- Norden, 2012. Nordic Nutrition Recommendations 2012. Integrating nutrition and physical activity. 5th edition. Nordic Council of Ministers, Köpenhamn.
- Oatly, 2014a. Så här gör vi vår havredryck. <http://www.oatly.com/process/> [14-12-22]
- Oatly, 2014b. Havredryck. <http://www.oatly.com/products/sweden/havredryck/> [14-12-01]
- PAS 2050, 2008. Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services. British Standard (BSI).
- Plevin R, Delucchi M, Creutzig F, 2013. Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. *Journal of Industrial Ecology* 18(1), 73-83
- Ponsioen T, Blonk T, 2012. Calculating land use change in carbon footprints of agricultural products as an impact of current land use. *Journal of Cleaner Production* 28, 120-125
- Popp A., Lotze-Campen H, Bodirsky B, 2010. Food consumption, diet shifts and associated non-CO2 greenhouse gases from agricultural production. *Global Environmental Change* 20(3), 451-462
- Powlson D, Whitmore A, Goulding K, 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science* 62, 42-55
- Prochnow A, Heiermann M, Plöchl M, Linke B, Idler C, Amon T, Hobbs PJ, 2009. Bioenergy from permanent grassland – A review: 1. Biogas. *Bioresource Technology* 100, 4931-4944
- Rand WM, Pellett PL, Young VR, 2003. Meta-analysis of nitrogen balance studies for estimating protein requirements in healthy adults. *American Journal of Clinical Nutrition* 77, 109-127
- Reap J, Roman F, Duncan S, Bras B, 2008a. A survey of unresolved problems in life cycle assessment—Part 1: Goal and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(4): 290-300
- Reap J, Roman F, Duncan S, Bras B, 2008b. A survey of unresolved problems in life cycle assessment—Part 2: Impact assessment and interpretation. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(5), 374-388
- Regina K, Kaseva J, Esala M, 2013. Emissions of nitrous oxide from boreal agricultural mineral soils—Statistical models based on measurements. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164, 131-136
- Reilly M, Willenbockel D, 2010. Managing uncertainty: a review of food system scenario analysis and modelling. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365, 3049-3063
- Rodhe L, Ascue J, Tersmeden M, Willén A, Nordberg Å, Salomon E, Sundberg M, 2013. Växthusgaser från rötad och örötad nötflytgödsel vid lagring och efter spridning. JTI-rapport 413. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

- Rosenbaum RK, Bachmann TM, Gold LS, Huijbregts MA, Jolliet O, Juraske R, m fl, 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 13(7):532–46
- Rydhmer L, 2014. Inspel till en svensk livsmedelsstrategi. Framtidens lantbruk, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/framtidens-lantbruk/FA-dagen%20Sverige%20och%20maten%2023%20okt%202014/Inspel%20till%20en%20svensk%20livsmedelsstrategi_webb.pdf
- Röös E, Karlsson H, Witthöft C, Sundberg C, 2015. Evaluating the sustainability of diets—combining environmental and nutritional aspects. *Environmental Science & Policy* 47, 157-166
- Röös E, Nylinder J, 2013. Uncertainties and Variations in the Carbon Footprint of Livestock Products. Report 063. Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Röös E, Sundberg C, Hansson P-A, 2010. Uncertainties in the carbon footprint of food products: a case study on table potatoes. *International Journal of LCA* 15, 478–488
- Röös E, Sundberg C, Hansson P-A, 2011. Uncertainties in the carbon footprint of refined wheat products: a case study on Swedish pasta. *International Journal of LCA* 16, 338–350
- Röös E, 2014. Mat-klimat-listan. Version 1.1. Rapport 077. Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Saarinen M, 2012. Nutrition in LCA: Are nutrition indexes worth using? Proceedings from the 8th International Conference on Lifecycle Assessment in the Agri-food Sector, St Malo, 1-4 Oct 2012.
- Salomon E, Wivstad M, 2013. Rötrest från biogasanläggningar – återföring av växtnäring i ekologisk produktion. EPOK – Centrum för ekologisk produktion och konsumtion, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Scarborough P, Mizdrak A, Briggs ADM, Appleby PN, Travis RC, Bradbury KE, Key TJ, 2014. Dietary greenhouse gas emissions of meat-eaters, fish-eaters, vegetarians and vegans in the UK *Climatic Change* 125, 179-192
- Scarborough P, Rayner M, 2010. Nutrient Density to Climate Impact index is an inappropriate system for ranking beverages in order of climate impact per nutritional value. *Food & Nutrition Research* 2010. 54: 5681 - DOI: 10.3402/fnr.v54i0.5681
- SCB, 2008. Jordbruket i siffror 1866-2007. Statistiska Centralbyrån & Jordbruksverket, Jönköping.
- SCB, 2011. Växtskyddsmedel i jord- och trädgårdsbruket 2010. Användning i grödor. MI31 SM1101 Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB, 2012a. Gödselmedel i jordbruket. Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. Statistiska meddelanden MI 30 SM 1203. Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB, 2013a. Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel 2012. SCB, Enheten för Lantbruksstatistik, Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB, 2013b. Försäljning av mineralgödsel för jord- och trädgårdsbruk under 2011/12; Slutlig statistik. MI30 SM1301. Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB, 2014a. Animalieproduktion. Års- och månadsstatistik – 2014:01. Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB, 2014b. Husdjur i juni 2013. JO 20 SM 1301. Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB, 2014c. Normskördar för skördeområden, län och riket 2014. JO 15 SM 1401. Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB, 2014d. Sysselsättning i jordbruket 2013. JO 30 SM 1401. Statistiska centralbyrån, Örebro.

- SCB, 2014e. Livsmedelskonsumtion och näringsinnehåll. Uppgifter t.o.m. 2013. JO 44 SM 1401. Statistiska centralbyrån, Örebro.
- SCB, SJV, SNV, LRF, 2012. Hållbarhet i svenskt jordbruk 2012. http://www.scb.se/statistik/publikationer/MI1305_2012A01_BR_MI72BR1201.pdf
- Schmidinger K, Stehfest E, 2012. Including CO₂ implications of land occupation in LCAs-method and example for livestock products. *International Journal of LCA* 17, 962-972
- Schmidt J, Reinhard J, Weidema B, 2011. Modelling of Indirect Land Use Change in LCA. Report v2. 2.-0. LCA Consultants, Aalborg.
- Schneider U A, Havlik P, Schmid E, Valin H, Mosnier A, Obersteiner M, Böttcher H, Skalsky R, Balkovis J, Sauer T, Fritz S, 2011. Impacts of population growth, economic development, and technical change on global food production and consumption. *Agricultural Systems* 104(2), 204-215
- Schneider M. K, Lüscher G, Jeanneret P, Arndorfer M, Ammari Y, Bailey D, Balázs K, Báldi A, Choisis J-P, Dennis P, Eiter S, Fjellstad W, Fraser M. D, Frank T, Friedel J.K, Garchi S, Geijzendorffer I. R, Gomiero T, Gonzalez-Bornay G, Hector A, Jerkovich G, Jongman R H.G, Kakudidi E, Kainz M, Kovács-Hostyánszki A, Moreno G, Nkwiine C, Opio J, Oschatz M-L, Paoletti M. G, Pointereau P, Pulido F. J, Sarthou J-P, Siebrecht N, Sommaggio D, Turnbull L. A, Wolfrum S, Herzog F, 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications* 5 DOI: 10.1038/ncomms5151
- Schösler H, de Boer J, Boersema J.J, 2012. Can we cut out the meat of the dish? Constructing consumer-oriented pathways towards meat substitution. *Appetite* 58(1), 39-47
- Sigill Kvalitetssystem, 2011. IP Sigill Nötkött. Utgåva 2011:2.
- Signor D, Pellegrino Cerri, C E, 2013. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. *Pesq. Agropec. Trop., Goiânia*,43(3), 322-338
- Singh R K, Murty H R, Gupta S K, Dikshit A K, 2009. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators* 9, 189-212
- SJV, 2009. Utveckling av ängs- och betesmarker – igår, idag och imorgon. Rapport 2009:10. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2010. Inlagring av kol i betesmark. Rapport 2010:25, Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2012. Marknadsöversikt – mjölk och mejeriprodukter. Rapport 2012:7. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2013a. Kan nya metoder stärka skötseln av våra ängs- och betesmarker? Rapport 2013:22. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2013b. Jordbruksmarkens användning 2013. JO 10 SM 1401. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2013c. Riktlinjer för gödning och kalkning 2014. Jordbruksinformation 11- 2013 Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2013d. Kemisk ogräsbekämpning 2013/2014. Jordbruksverkets växtskyddscentraler, oktober 2013, Uppsala.
- SJV, 2013e. Bekämpningsrekommendationer. Svampar och insekter 2013. Jordbruksverkets växtskyddscentraler, mars 2013.
- SJV, 2014a. Nötkreaturstödet. Jordbruksverket, Jönköping. <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/jordbrukarstod/notkreaturstodet.4.7581129114a347f5f06aa414.html>
- SJV, 2014c. Statistikdatabasen. Husdjur efter län/riket och djurslag. År 1981-2014. http://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas/Jordbruksverkets%20statistikdatabas__Husdjur__Antal%20husdjur/JO0103G5.px/table/tableViewLayout1/?rxid=5adf4929-f548-4f27-9bc9-78e127837625 [2015-01-28]

- SJV, 2014d. Statistikdatabasen. Direktkonsumtion av mjölk mellan åren 1960 till 2009. Tillgänglig på <http://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas/?rxid=5adf4929-f548-4f27-9bc9-78e127837625> [2014-10-27]
- SJV, 2014e. Beteslagstiftningens effekter på lönsamheten i mjölkföretagen – en studie av tre typgårdar. Rapport 2014:16, Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV, 2015. Fascinerande fakta om mjölkkor och mjölkföretag. Jordbruksverket, Jönköping. <https://jordbruketsiffror.wordpress.com/2012/10/30/fascinerande-fakta-om-mjolkkor-och-mjolkforetag/>
- SLV, 2014a. Mjölk och mjölkprodukter. Livsmedelsverket, Uppsala. <http://www.slv.se/sv/grupp1/Mat-och-naring/Matcirkeln-och-tallriksmodellen/Mjolk-och-mjolkprodukter/>
- SLV, 2014b. Vegankost i skolan. Livsmedelsverket, Uppsala. <http://www.slv.se/sv/grupp1/Mat-och-naring/Maltider-i-vard-skola-omsorg/Skolmaltider/Vegetariska-skolmaltider/Vegankost-i-skolan/>
- SLV, 2015. Hitta ditt sätt att äta grönare, lagom mycket och röra på dig. Livsmedelsverket, Uppsala. http://www.livsmedelsverket.se/globalassets/matvanor-halsa-miljo/kostrad-matvanor/vuxna/kostrad_webb.pdf?id=7675
- Smedman A, Lindmark-Månsson H, Drewnowski A, Modin-Edman A-K, 2010. Nutrient density of beverages in relation to climate impact. *Food & Nutrition Research* 2010, 54: 5170
- Smith P, Gregory PJ, 2013. 'Climate change and sustainable food production'. *Proceedings of the Nutrition Society*, vol 72, no. 1, pp. 21-28., 10.1017/S0029665112002832
- SNV, 2013. Informative Inventory Report Sweden 2014. Submitted under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Naturvårdsverket, Stockholm.
- SNV, 2014a. Miljömål.se – Den svenska miljömålsportalen. <http://www.miljomal.se/> [14-09-13]
- SNV, 2014b. Begränsad klimatpåverkan. Miljömålsportalen. <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorer?id=77&pl=1> [14-11-07]
- SNV, 2014c. Ammoniakutsläpp till luft. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Ammoniak/> (14-11-07)
- SNV, 2015. Utsläpp av växthusgaser från svensk konsumtion. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser--utslapp-av-svensk-konsumtion/> [15-02-02]
- SOU 2014:38 Tillväxt och värdeskapande - Konkurrenskraft i svenskt jordbruk och trädgårdsnäring. Statens offentliga utredningar 2014:38
- Speedy A, 2003. Global Production and Consumption of Animal Source Foods. *American Society for Nutritional Sciences* 133(11), 4048S-4053S
- Spångberg J, 2014. Recycling plant nutrients from waste and by-products. Doktorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet, Acta Universitatis agriculturae Sueciae, 1652-6880 2014:20 ISBN 978-91-576-7988-8
- Spörndly R, 2003. Fodertabeller för idisslare. Rapport 257. Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell S E m fl, 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* DOI: 10.1126/science.1259855
- Stoddard F, Hovinen S, Kontturi M, Lindström K, Nykänen A, 2009. Legumes in Finnish agriculture: history, present status and future prospects. *Agricultural and Food Science* 18, 191-205
- Svenska Foder, 2014. Deltamin Mineralfoder. <http://www.svenskafoder.se/?p=31947>
- Svensson M, 2011. Utvärdering av svensk biogasstandard – underlag för en framtida revision. Rapport SGC 229. Svenskt Gastekniskt Center AB.

- Swart R, Raskin P, Robinson J, 2004. The problem of the future: sustainability science and scenario analysis. *Global Environmental Change* 14, 137-146
- Swinburn B A, Sacks G, Hall K D, McPherson K, Finegood D T, Moodie M L, Gortmaker S L, 2011. The global obesity pandemic: shaped by global drivers and local environments *The Lancet* 378 (9793), 804-814
- Taurus, 2014. Slaktstatistik 2013. www.taurus.mu
- Thies F, Masson LF, Boffetta P, et al, 2014. Oats and CVD risk markers: a systematic literature review. *Br J Nutr* 112, S19-S30
- Tillman AM, 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 20(1),113-123
- Tilman D, Balzer C, Hill J, Befort B L, 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 1-5
- Tufvesson L, Lantz M, Björnsson L. 2013. Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel. Rapport nr 86. Miljö- och energisystem. Institutionen för teknik och samhälle, Lunds universitet, Lund.
- Tuomisto H, Hodge I, Riordan P, Macdonald D, 2012. Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems* 108, 42-49
- USEPA, 2012. Estimation Programs Interface EPISuite™. <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitel.htm>.
- Valin H, Havlik P, Mosnier A, Herrero M, Schmid E, Obersteiner M, 2014. Agricultural productivity and greenhouse gas emissions: trade-offs or synergies between mitigation and food security? *Environmental Research Letters* 8 (3), doi:10.1088/1748-9326/8/3/035019
- Van Kernebeek HRJ, Oosting SJ, Feskens EJM, Gerber PJ, De Boer IJM, 2013. The effect of nutritional quality on comparing environmental impacts of human diets. *Journal of Cleaner Production* 73, 88-99
- Vinnari M, 2008. The future of meat consumption — Expert views from Finland. *Technological Forecasting and Social Change* 75(6), 893-904
- Växa Sverige, 2013. Husdjursstatistik. Växa Sverige, Uppsala.
- Wall H, Barr U-K, Borch E, m fl, 2014. Hållbara matvägar – referens- och lösningsscenarioer för kycklingproduktion och framställning av fryst kycklingfilé Rapport steg 3. SIK rapport 888. Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg.
- WCED, 1987. *Our Common Future: World Commission on Environment and Development*. Oxford University Press, Oxford.
- WCRF, 2007. *Food, Nutrition, Physical Activity, and the Prevention of Cancer: a Global Perspective*. World Cancer Research Fund / American Institute for Cancer Research. Washington DC: AICR, 2007
- Weidema B, 2003. *Market Information in Life Cycle Assessment Environmental Project No. 863*. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen (2003)
- Weidema B, Wesnæs M, Hermansen J, Kristensen T, Halberg N, Editors: Eder P, Delgado L, 2008. *Environmental Improvement Potentials of Meat and Dairy Products*. Joint Research Center, European Commission. EUR 234 91EN-2008.
- Weidema B, 2014. Has ISO 14040/44 Failed Its Role as a Standard for Life Cycle Assessment? *Journal of Industrial Ecology* 18 (3), 324-326
- Weiler V, Udo HJM, Viets T, Crane TA, De Boer IJM, 2014. Handling multi-functionality of livestock in a life cycle assessment: the case of smallholder dairying in Kenya. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 8, 29-38

- Wenche Eide (red.) 2014. Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013. ArtDatabanken.
- Westhoek H m fl, 2011. The Protein Puzzle, The Hague: PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Westhoek H, Lesschen JP, Rood T, Wagner S, De Marco A, Murphy-Bokern D, Leip A, van Grinsvena H, Suttong M, Oenema O, 2014. Food choices, health and environment: Effects of cutting Europe's meat and dairy intake Global Environmental Change 26, 196–205
- WHO, 2007. Protein and amino acids requirements in human nutrition: Report of a Joint WHO/FAO/UNU Expert Consultation.: World Health Organization 2007 Report No.: 935.
- Zamagni A, Guinée J, Heijungs R, Masoni P, Raggi A, 2012. Lights and shadows in consequential LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 17(7), 904-918

Personliga meddelanden:

- Peter Bergqvist, myndighetsexpert, Keml
- Georg Carlsson, forskare, institutionen för biosystem och teknologi, SLU
- Alf Djurberg, rådgivare växtskydd inom jordbruk, Jordbruksverket
- Rune Jungberg Pedersen, Danish Crown
- Gunnar Larsson, forskare, institutionen för energi och teknik, SLU
- Per-Erik Larsson, rådgivare ogräs inom jordbruk, Jordbruksverket
- Cecilia Lerenius, rådgivare växtskydd inom jordbruk, Jordbruksverket
- Daniel Nilsson, forskare, institutionen för energi och teknik, SLU
- Eva Salomon, forskare, institutet för jordbruks- och miljöteknik
- Torben Söderberg, Jordbruksverket

Bilaga A: Foder och bete, slaktåldrar och slaktvikter inom mjölk- och nötköttsproduktionen

Foderbehovet baserades på typfoderstater för ekologiska mjölkkor (HS, 2012a) och ekologiska nötkreatur (HS, 2012b). Att foderstater för ekologiska kor användes beror på att dessa endast innehåller fodermedel som kan produceras på den egna gården; ensilage, bete, spannmål, rapskaka och baljväxter (ärtor och åkerböna). Typfoderstaterna för nötkreatur (HS, 2012b) var för ungdjuren av mjölkkras beräknade för tillväxt mellan 120 kg och upp till slaktvikten och för nötkreaturen av köttkras mellan 250 kg och slaktvikt. Foderbehovet för kalvarna upp till 120 respektive 250 kg beräknades utifrån rekommendationer i Spörndly (2003). För djur av mjölkkras adderades således 90 kg grovfoder, 40 kg spannmål och 40 kg baljväxter till foderstaterna i HS (2012a) och för djur av köttkras 450 kg grovfoder, 160 kg spannmål samt 160 kg baljväxter.

Slaktvikter och slaktåldrar hämtades också från (HS, 2012b). Följande faktorer användes för beräkning av mängd benfritt nötkött; från levande vikt till slaktkroppsvikt 53 % och från slaktkroppsvikt till benfritt kött 70 % (Nijdam m fl, 2012).

Tabell A1: Foder och bete inom mjölk- och nötköttsproduktionen. För mjölkkor och dikor gäller foderförbrukningen per år. För kvigor, tjurar och stutar gäller foderförbrukningen för hela livstiden.

Referensscenariot samt scenario 4 och HP4 - mjölkproduktion				
	Mjölkkor¹	Kviga²	Tjur³	Stut⁴
Slaktålder, mån	60	23	18	24
Slaktvikt, kg	290	290	320	320
Grovfoder tot, kg ts	4100	3600	2000	4000
- varav från naturbete	90	840	0	840
- varav från åkerbete	740	760	0	760
- varav ensilage	3270	2000	2000	2400
Spannmål, kg	1900	80	1060	60
Rapskaka, kg	250	0	0	0
Baljväxter, kg	310	60	480	60
Andel grovfoder, %	66	97	60	97
Intag på bete, MJ/dag	100	75	75	75
Andel naturbete, %	10	50	0	50
Beteslängd, dagar/år	90	150	0	150

Scenario 1, 2 och 3 samt HP1, HP2 och HP3 - dikoproduktion				
	Diko⁵	Kviga⁶	Tjur⁷	Stut⁸
Slaktålder, mån	88	22	15	19
Slaktvikt, kg	320	320	320	320
Grovfoder tot, kg ts	3100	3800	2000	3200
- varav från naturbete	680	840	0	840
- varav från åkerbete	610	760	0	760
- varav ensilage	1810	2200	2000	1600
Spannmål, kg	100	180	1020	240
Rapskaka, kg	0	0	0	0
Baljväxter, kg	0	160	420	160
Andel grovfoder, %	97	93	62	90
Intag på bete, MJ/dag	90	75	75	75
Andel naturbete, %	50	50	0	50
Beteslängd, dagar/år	150	150	0	150

1 För mjölkorna har en typfoderstat baserad på ensilage med hög proteinhalt, spannmål, åkerböna och rapskaka använts (HS Konsult 2012a; sid 17). Foderförbrukning per år.

2 För kvigor av mjölkkras har en typfoderstat baserad på i huvudsak ensilage och bete använts (HS Konsult 2012b; sid 17). Foderförbrukning för hela uppfödningstiden.

3 För tjurar av mjölkkras har en typfoderstat baserad på i huvudsak ensilage, spannmål och ärtor använts (HS Konsult 2012b; sid 15). Foderförbrukning för hela uppfödningstiden.

4 För stutar av mjölkkras har en typfoderstat baserad på i huvudsak ensilage och bete använts (HS Konsult 2012b; sid 16). Foderförbrukning för hela uppfödningstiden.

5 För dikor har en typfoderstat baserad på i huvudsak ensilage och bete använts (HS Konsult 2012b; sid 18). Foderförbrukning per år.

6 För kvigor från dikoproduktion har en typfoderstat för kvigor av lätt köttkras använts baserad på i huvudsak ensilage och bete (HS Konsult 2012b; sid 12). Foderförbrukning för hela uppfödningstiden.

7 För tjurar från dikoproduktion har en typfoderstat för tjurar av lätt köttkras använts baserad på ensilage, korn och ärtor (HS Konsult 2012b; sid 8). Foderförbrukning för hela uppfödningstiden.

8 För stutar från dikoproduktion har en typfoderstat för stutar av lätt köttkras använts baserad på ensilage och bete (HS Konsult 2012b; sid 11). Foderförbrukning för hela uppfödningstiden.

Bilaga B: Näringsämnen i stallgödsel, slakterirester och växtrester

Tabell B1: Näringsämnen i stallgödselen från olika djurslag under ett år (SJV, 2013c)

	Mjölkkko	Diko	Kviga	Tjur	Stut	Kyckling
Kväve, kg per år	128	63	47	36	47	0,28
Fosfor, kg per år	17	12	8	6	8	0,06
Kalium, kg per år	103	75	54	33	54	0,11

Tabell B2: Näringsämnen i slakteri- och matavfall.

	Slakteriavfall nöt ¹	Slakteriavfall gris och fågel ¹	Matavfall ²
Kväve, %	0,9	0,6	0,7
Fosfor, %	0,1	0,1	0,1
Kalium, %	0,3	0,3	0,3

¹ Data från Edström m fl (2003). Fågel antas vara jämförbart med gris. För kalium antas samma som för matavfall.

² Data från Bernstad & la Cour Jansen (2012)

Tabell B3: Kväve i växtrester för olika grödor, beräknad med metodik från IPCC (2006)

	Växtrester ovan jord (kg N per hektar och år)	Växtrester under jord (kg N per hektar och år)
Vall	17	38
Åkerbete	10	22
Spannmål till foder	28	16
Spannmål till livsmedel	35	21
Havre till havredryck	36	20
Baljväxter till foder	30	10
Baljväxter till livsmedel	20	6
Raps	26	11

Bilaga C: Beräkning kycklingfoderstat

För kycklingfoderstaten gjordes optimeringar i programmet Opti-kuckeliku (Freefarm.se). Beräknad levandevikt vid slakt sattes till 2 kg (medeltal för grillkyckling och styckkyckling) och uppfödningstiden blev då 36 dagar. Totalt gick det åt 3,6 kg foder per kyckling och soja ersattes av raps och ärter. Sammansättningen på fodret visas i Tabell C1. Kycklingfoderstaten förenklades sedan för användning i i scenario 2 och HP2 enligt tabell C2. Foderförbrukningen avrundades till 4 kg foder totalt per kyckling.

Följande faktorer användes för beräkning av mängd benfritt kycklingkött; från levande vikt till slaktkroppsvikt 70 % och från slaktkroppsvikt till benfritt kött 80 % (Nijdam m fl, 2012).

Tabell C1. Fodersammansättning i kycklingfoderstaten i optimeringen i Freefarm.

Fodermedel	% av foderstat
Vete	37,5
Havre	0,1
Vetegroddar	5,0
Majsgluten	2,7
Rapsmjöl	8,8
Rapskaka (expeller)	10,0
Ärter	26,7
Potatisprotein	2,6
Rapsolja	2,9
Mineraler	3,3
DL-metionin	0,2
L-lysin	0,2
L-treonin	0,02

Tabell C2. Fodersammansättning i kycklingfoderstaten i scenario 2 och HP2.

Fodermedel	% av foderstat
Spannmål	50
Raps	25
Baljväxter	25
Mineraler	Beaktas ej
Syntetiska aminosyror	Beaktas ej

Bilaga D: Gödselanvändning

Tabell D1. Användning av gödselmedel i de olika scenarierna (med alternativt markanvändning).

	Ref	1 (HP1)	2 (HP2)	3 (HP3)	4 (HP4)
Kväve (kg/år)					
- Totalt	26 098	35 467 (29 002)	36 078 (29 617)	37 390 (30 929)	31 871 (29 548)
- Rötrest	19 346	21 124 (12 422)	26 475 (17 897)	25 787 (17 201)	25 402 (22 264)
- Mineralgödsel	6 752	14 344 (16 579)	9 604 (11 721)	11 603 (13 728)	6 469 (7 283)
Fosfor (kg/år)					
- Totalt	4 786	5 068 (5 139)	5 055 (5 126)	5 041 (5 112)	4 720 (4 745)
- Rötrest	3 673	4 405 (3 477)	4 851 (4 173)	4 476 (3 712)	4 332 (4 002)
- Mineralgödsel	1 113	663 (1 662)	205 (953)	565 (1 400)	388 (743)
Kalium (kg/år)					
- Totalt	25 701	30 579 (23 926)	30 108 (23 461)	31 149 (24 502)	30 510 (28 121)
- Rötrest	21 434	27 328 (17 849)	30 108 (21 828)	31 149 (22 284)	29 741 (16 019)
- Mineralgödsel	4 267	2 364 (6 077)	0 (1 633)	0 (2 219)	769 (2 102)

Bilaga E: Kvantifiering av ekotoxiska effekter från användning av växtskyddsmedel

I denna bilaga beskrivs hur kvantifiering av ekotoxicitet från användning av växtskyddsmedel med modellen USEtox gjorts i denna studie.

E1. Allmänt om växtskyddsmedel

Växtskyddsmedel är en typ av bekämpningsmedel som används inom jord-, skogs- och trädgårdsbruk för att minimera förluster av skörd på grund av i huvudsak konkurrerande ogräs samt svamp- och insektsangrepp. Även stråförkortningsmedel, som påverkar grödans kvalitet, ingår ofta inom gruppen växtskyddsmedel. Växtskyddsmedel innehåller kemiskt aktiva substanser som hämmar svamp, ogräs eller insekter. Det finns alltid en risk att dessa substanser också har negativ påverkan på omgivande ekosystem. Människor och djur exponeras också för dessa substanser då rester kan finnas kvar i livsmedel, samt spridas till dricksvattnet. Hur stor negativ påverkan dessa medel har på omgivande miljö beror främst på substansernas toxiska egenskaper, regn- och vindförhållandena vid spridningstillfället och markförhållanden. Växtskyddsmedel säljs under olika handelsnamn, t.ex. Roundup, Express och Mavrik. De innehåller förutom den så kallade aktiva substansen även spädningsmedel, konserveringsmedel, emulgeringsmedel m.m.

E2. Antagen växtskyddsmedelsanvändning i denna studie

I denna studie har växtskyddsmedel som verkar mot svampangrepp, skadeinsekter och ogräs inkluderats. Eftersom ett stort antal kemikalier används som växtskyddsmedel och beräkningen av dess ekotoxicitet är tidskrävande var de inte möjligt att inkludera alla substanser. Valet av växtskyddsmedel som inkluderats baserades på Kemikalieinspektionens statistik över försålda kemiska substanser (SCB, 2013a) samt uttalanden från rådgivare inom användning av bekämpningsmedel på Jordbruksverket (Alf Djurberg; Per-Erik Larsson; Cecilia Lerenius; pers. medd.). Av försålda kemiska substanser valdes först de ut som användes inom jordbruket mot ogräs, svamp och insekter. De substanser som användes inom fler sektorer än jordbruket (t.ex. skogsbruket) delades upp utifrån översiktliga uppskattningar

från Kemikalieinspektionen (Peter Bergqvist, pers. medd.). Därefter valdes de ut som i snitt stod för över fem procent av totala försäljningen åren 2010-2012. Till dessa lades ytterligare några medel för respektive gröda utifrån rådgivarnas information om de vanligaste preparaten mot ogräs, svamp och insekter i Sverige samt utifrån Jordbrukets rekommendationer om bekämpningsmedel för olika grödor (SJV, 2013d; 2013e). De växtskyddsmedel som är inkluderade i denna studie visas i tabell E1.

Tabell E1. Kemiska preparat som inkluderats i studien för att beräkna ekotoxicitet (fetmarkerade har en försäljning på mer än fem procent av totala årsförsäljningen, övriga är vanligt förekommande i respektive gröda enligt rådgivare).

Gröda	Typ av medel	Aktiv substans	I snitt försåld mängd 2010-2012 (ton/år)
Vall	Ogräs	MCPA¹	235.3
		Fluroxipyr	39.2
		Bentazon	12.0
		Klopyralid ¹	10.2
		Tribenuronmetyl	1.5
		Tifensulfuronmetyl	0.7
Spannmål	Ogräs	MCPA¹	235.3
		Prosulfokarb¹	42.4
		Fluroxipyr	39.2
		Diflufenikan	16.5
		Klopyralid ¹	10.2
		Tribenuronmetyl	1.5
		Tifensulfuronmetyl	0.7
		Insekter	Tau-fluvalinat
	Esfenvalerat		1.8
	Alfa-cypermترین		0.8
	Beta-cyflutrin		0.7
	Svamp	Fenpropimorf	30.5
		Protiokonazol	29.0
		Propikonazol²	18.8
		Pyraklostrobin¹	18.1
		Cyprodinil¹	10.8
		Prokloraz	10.7
	Raps	Ogräs	Metazaklor
Kvinmerak			12.2
Klopyralid ¹			10.2
Insekter		Esfenvalerat	1.8
		Tiakloprid³	3.2
		Acetamiprid ²	0.9
		Alfa-cypermترین	0.8
		Beta-cyflutrin	0.7
Svamp		Protiokonazol	29.0
		Prokloraz	10.7

		Boskalid ⁴	0.3
Baljväxter	Ogräs	Aklonifen	20.2
		Bentazon	12.0
		Tau-fluvalinat	4.4
	Insekter	Esfenvalerat	1.8
		Alfa-cypermترین	0.8
		Beta-cyflutrin	0.7
		Boskalid ⁴	0.3
	Svamp	Boskalid ⁴	0.3

¹Fördelat på två sektorer med främsta användningen i jordbruket (95 %, eget antagande)

²Fördelat på fyra sektorer med främsta användningen i jordbruket (85 %, eget antagande)

³Fördelat på tre sektorer med främsta användningen i jordbruket (90 %, eget antagande)

⁴Fördelat på två sektorer med främsta användningen i frukt- och trädgårdsodling (5 %, eget antagande)

Mängden kemiskt preparat i bekämpningsmedel som används per hektar beräknades utifrån statistik om mängd aktiv substans ogräs-, svamp- samt insektsmedel som används per hektar för de olika grödorna (SCB, 2011). Den totala aktiva substansen per hektar utifrån statistiken delades upp i de olika kemiska substanser som angivits i tabell E1 utifrån andelen av totala försäljningen av dessa. Aktiv substans per gröda och bekämpningsmedel redovisas i tabell E5.

E3. Användning av ogräsmedlet glyfosat

Glyfosat används i relativt stora mängder i jordbruket idag som ett bekämpningsmedel mot ogräs. Glyfosat används både under grödsäsongen och räknas då in i SCBs statistik under ogräsmedel samt mellan grödor och då främst vid träda, stubb och vallbrott (SCB, 2011). Av den totala försäljningen av glyfosat i Sverige går grovt uppskattat 90 % till jordbruket (Peter Bergqvist, pers. medd.), motsvarande 620 ton i snitt per år åren 2010-2012 (SCB, 2013a). Av dessa 620 ton per odlingsäsong används 398 ton mellan grödorna (SCB, 2011). Den mängd som användes under odlingsäsongen inkluderades bland växtskyddsmedel mot ogräs för samtliga grödtyper i tabell E1.

Vad gäller användning mellan grödor så uppskattades användningen på stubb i denna studie genom att dividera arealen för stubb där glyfosat användes år 2010 (SCB, 2011) genom den totala jordbruksarealen (exklusive träda och vall) för samma år (SJV, 2013b). På detta sätt erhöles en grovt uppskattad andel areal för grödor (exklusive träda och vall) där glyfosat används per år. Denna andel multiplicerades sedan med den mängd glyfosat som används per hektar (uppgifter om arealanvändning för stubb erhöles från SCB, 2011). På samma sätt beräknades mängden glyfosat som användes på vallbrott. Arealen där glyfosat användes på vallbrott år 2010 (SCB,

2011) dividerades dock här med totala arealen vall i Sverige samma år (SJV, 2013b). Enligt beräkningen används i snitt glyfosat på 4 % av vallarealen per år för vallbrott och 17 % mellan grödor på övrig jordbruksmark (exklusive träda).

E4. Kvantifiering av ekotoxicitet

Ekotoxicitet är ett mått på kemikaliers toxiska verkan på omgivande miljö, d.v.s. hur stor biologisk, kemisk samt fysisk potential en kemikalie har att påverka på art-, populations- eller ekosystemnivå. För att mäta ekotoxicitet görs laborationsstudier där man tittar på hur en art, population eller ett ekosystem påverkas av en viss dos av en viss kemikalie eller en blandning av kemikalier. De vanligaste testen är standardiserade och kan till exempel ge en koncentration som dödar hälften av en population, LC50 (LC=Lethal Concentration) eller en viss nivå varvid ingen synlig biologisk eller statistisk ökning av en viss effekt sker jämfört med en kontrollpopulation, NOEL (No Observed Effect Level). Då det är mer kontroversiellt att göra dessa typer av studier på människor är humantoxicitet, d.v.s. hur människor påverkas av kemikalier svårare att bedöma. I denna studie beaktas endast ekotoxicitet.

En rad faktorer avgör toxisk verkan av ett utsläpp av en kemikalie, så som spridningsväg, exponeringsväg, exponeringsdos, toxisk påverkan på olika arter etc. Spridningsväg beror på hur kemikalien fördelas i omgivande miljö till luft, mark och vatten. Denna fördelning beror på faktorer som klimatförhållanden, kemikaliens möjlighet att lösa sig i vatten, hur kemikalien kan brytas ner m.m. Exponeringsväg tar hänsyn till hur en art exponeras för kemikalien, alltså om det är via inandning, via föda eller via hud. Exponeringsdos är den dos som en art eller ett ekosystem utsätts för. Kemikaliens toxiska effekt, d.v.s. hur giftig kemikalien är för en art eller för ett ekosystem, påverkar den slutliga totala toxiska effekten av ett utsläpp. Denna effekt beror i sin tur på om det är en akut toxisk dos, t.ex. en hög dos vid ett tillfälle eller om det är en kronisk dos, t.ex. en lägre dos som organismen utsätts för under en längre tid. Förutom att det är många faktorer att ta hänsyn till vid uppskattningen av toxisk verkan av ett utsläpp av en kemikalie så kan dessutom kemikalier samverka och ge så kallade synergieffekter, effekter som inte uppstår på grund av endast den enskilda kemikalien.

E5. USEtox

USEtox är en vetenskaplig konsensusmodell utvecklad av UNEP-SETAC för beräkning av ekotoxicitet i LCA baserad på ett antal tidigare modeller (Rosenbaum m fl, 2008). I USEtox kan karakteriseringsfaktorer för ekotoxicitet beräknas för olika kemiska substanser som då beskriver ekotoxisk påverkan på färskvatten. Kedjan mellan orsak och verkan baseras på matriser som kopplar ihop spridningsväg (FF), exponering (XF) samt effekt (EF). Ekotoxisk effekt baseras i USEtox på EC50 som är den koncentration av en kemikalie där hälften av en population påverkas av en förutbestämd respons (Rosenbaum m fl, 2008). USEtox består av två geografiska skalor, en kontinental och en global. Den kontinentala består i sin tur av sex delar; urban luft, icke-urban luft, jordbruksmark, industrimark, färskvatten samt marint kustvatten (Rosenbaum m fl, 2008). Den globala skalan har samma struktur som den kontinentala skalan och finns med för att kunna skilja på kemikalier med stor spatial spridning och kemikalier med mer lokal spridning (Nordborg, 2013). Karakteriseringsfaktorer beräknas via multiplikation av dessa matriser enligt:

Karateriseringsfaktor CF = FF x EF x EF

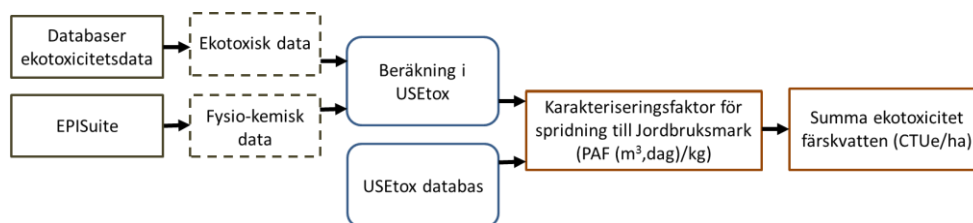
Enheten för karakteriseringsfaktorn för ekotoxicitet är PAF,m³,day/kg emission (PAF=Potentially Affected Fraction). Detta kan enklare beskrivas som "den potentiellt påverkade fraktionen inom en kubikmeter under en dag". Dessa karakteriseringsfaktorer kan sedan viktas ihop utifrån mängd aktiv substans som släpps ut till CTU (Comparative Toxic Unit), CTUe för ekotoxicitet. Detta kan ses som ett uppskattat värde på ekotoxisk verkan som kan jämföras med motsvarande värde för andra system eller scenarier. Det är fortfarande samma enhet, men CTU betonar den jämförande karaktären hos det sammanslagna värdet.

I denna studie har karakteriseringsfaktorer använts för spridning av kemikalier på jordbruksmark (PAF för "Em.agr.soilC" i USEtox). Att använda faktorer där hela dosen aktiv substans i bekämpningsmedlet antas hamna i jordbruksmark är en grov förenkling. I verkligheten hamnar en del av bekämpningsmedlet på själva grödan samt följer med vinden, där t.ex. en viss del av bekämpningsmedlet hamnar direkt i vattenrecipienter. Det finns modeller (t.ex PestLCI; Birkved &

Hauschild, 2006) för att uppskatta spridningsförloppet av en viss kemikalie under vissa förutsättningar. Då förhållanden som nederbörd, vindhastighet, jordtyp etc. kan antas vara lika för samtliga scenarion i denna studie bedömdes det inte nödvändigt att använda en sådan modell i denna studie.

E6. Beräkning av karakteriseringsfaktorer i USEtox

Figur E1 nedan illustrerar hur ekotoxicitet per hektar beräknades med modellen USEtox.



Figur E1. Illustration av hur ekotoxicitet per hektar för olika grödor beräknats med modellen USEtox.

För vissa kemikalier finns färdiga karakteriseringsfaktorer i USEtox-databasen. För de kemikalier som saknade karakteriseringsfaktorer behövdes vissa fysikaliska egenskaper samlas in för att kunna beräkna dessa (tabell E2).

Tabell E2. Fysio-kemiska parametrar som krävs i USEtox för att beräkna nya karakteriseringsfaktorer (Huijbregts m fl, 2010).

Förkortning	Förklaring	Enhet	Uppges i USEtox
MW	Molekylvikt	g/mol	Ja
Kow	Fördelningskoefficienten oktanol-vatten	-	Ja
Koc	Fördelningskoefficienten organiskt kol-vatten	L/kg	Nej ¹
KH25C	Henry's law koefficient/konstant	Pa·m ³ /mol	Nej ¹
Pvap25	Ångtryck 25°C	Pa	Ja
Sol25	Vattenlöslighet 25°C	mg/L	Ja
KDOC	Fördelningskoefficienten lost organiskt kol-vatten	L/kg	Nej ¹
kdegA	Nedbrytning luft	1/s	Ja
kdegW	Nedbrytning vatten	1/s	Ja
kdegSd	Nedbrytning sediment	1/s	Ja
kdegSl	Nedbrytning mark	1/s	Ja
avlogEC50	Ekotoxicitetsmätningar baserade på akuta och kroniska EC50-data.	log mg/L	Ja

¹USEtox har en inbyggd enkel formel som uppskattar detta värde om inget annat anges

För uppskattning av fysio-kemiska egenskaper användes modellen EPISuite (USEPA, 2012). Ekotoxicitetsdata hittades i olika databaser (tabell E3).

Tabell E3. AvlogEC50-värden, källor för EC50-data samt karakteriseringsfaktorer för kemikalier som ej fanns med i USEtox databas.

Kemikalie	avlogEC50	Källa	Beräknat CF (PAF,m ³ ,dag/kg)
Acetamiprid	-0,91	1,2	5889
Boskalid	0,22	1,2,3	50
Protiokonazol	-0,21	1,3,4	2165
Pyraklostrobin	-1,22	1,4	190
Tiakloprid	1,07	1,2,3	63

¹OPP (USEPA Office of Pesticide Programs), <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/>

²ECOTOX (USEPA), <http://cfpub.epa.gov/ecotox/>

³AGRITOX (French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety), <http://www.agritox.anses.fr/php/fiches.php>

⁴PPDB (Pesticide Properties Database, University of Hertfordshire), <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/en/index.htm>

Effekter av kadmium är inte inkluderade i beräkningarna per grödtyp då mängden kadmium som direkt tillförs åkermark beror på mängden mineralgödsel som tillförs (kadmiumtillförsel via stallgödsel inkluderades ej då det antogs vara en del av interncirkulationen på gården). Kadmium har en karakteriseringsfaktor på 4936 PAF,m³,dag/kg (från USEtox-databasen). Kadmiuminnehållet i mineralgödsel uppskattades vara 4,9 gram per ton fosfor baserat på snittinnehållet i mineralgödsel som används i Sverige (SCB, 2013b).

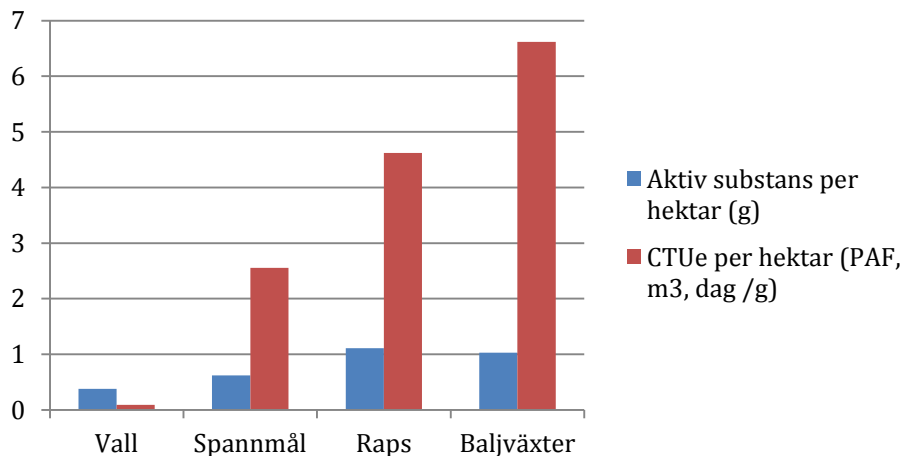
E7. Uträknade värden för ekotoxicitet för olika grödor

I tabell E4 redovisas totala ekotoxicitetsvärdena per gröda och hektar. Dessa användes sedan för att beräkna det totala ekotoxicitetsvärdet för de olika scenarierna baserat på antalet hektar av respektive gröda.

Tabell E4. Ekotoxisk effekt av odling av en hektar av olika grödor per år.

Gröda	CTUe per ha och år (PAF, m ³ , dag per kg utsläpp)
Vall, Sverige	111
Spannmål, Sverige	2566
Raps, Sverige	4629
Baljväxter, Sverige	6849

I figur E2 nedan visas sammanlagd mängd aktiv substans av ogräs-, svamp- och insektsmedel samt CTUe per hektar och år för olika grödor. Det framgår av figuren att det för vissa grödor blir stor skillnad i resultat beroende på om den toxiska effekten uppskattas endast genom mängden aktiv substans som används eller om USEtox används för att inkludera hur kemikalien sprids och hur toxisk den är m.m. Till exempel är användningen i mängd aktiv substans mätt för raps och baljväxter ganska lika men odlingen av baljväxter har ett 48 % högre CTUe.



Figur E2. Mängd aktiv substans och CTUe per hektar för olika grödor.

I tabell E5 visas en sammanställning av data som använts för att räkna ut ekotoxicitetsvärdena (CTUe) per hektar för olika grödor. Här ska man dock ha i åtanke att detta är relativa siffror som endast behandlar del av substans som når färskvatten, att andra bekämpningsmedel och substanser än de mot svamp, insekter och ogräs samt kadmium inte inkluderats, samt att synergieffekter inte beaktas. Vidare så har inte exakta mark- och väderförhållanden tagits hänsyn till, samt att tillgången till ekotoxicitetsmätningar är begränsade.

Tabell E5. Sammanställning av data som använts för att räkna ut ekotoxicitetsvärdena (CPUe) per hektar för olika grödor.

Gröda	Typ av medel	Aktiv substans (kg/ha) ^a	Aktiv substans	Andel (%) ^b	CTUe per kg ^c	CTUe per ha ^d	Type ^e
Vall	Ogräs	0,38	Bentazon	2	50	0,3	R
			Fluroxipyr	6	1117	24	I
			MCPA (kaliumsalt)	34	194	25	I
			Klopyralid	1	270	1	I
			Tribenuronmetyl	< 1	175	0,1	R
			Tifensulfuronmetyl	< 1	41326	15	R
			Glyfosat	57	104	23	R
Spannmål (exkl majs)	Ogräs	0,36	Tribenuronmetyl	< 1	175	0,1	R
			Tifensulfuronmetyl	< 1	41326	13	R
			Diflufenikan	2	6	0,0	I
			Prosulfokarb	6	196	4	R
			Fluroxipyr	5	1117	21	I
			Klopyralid	1	270	1	I
			MCPA	32	194	22	I
			Glyfosat	54	104	20	R
	Svamp	0,24	Prokloraz	9	19163	419	R
			Cyprodinil	9	280	6	R
			Propikonazol	16	285	11	R
			Protiokonazol	25	2165	128	B
			Fenpropimorf	26	10	1	I
			Pyraklostrobin	15	190	7	B
	Insekt	0,02	Tau-fluvalinat	57	450	5	I
			Esfenvalerat	23	112006	522	R
			Alfacypermetrin	10	48798	99	I
			Betacyflutrin	9	677724	1251	R
	Raps	Ogräs	0,81	Metazaklor	10	220	17
Kvinmerak				3	20	0,5	I
klopyralid				3	270	6	I
Glyfosat				85	104	71	R
Svamp		0,24	Boskalid	1	50	0,1	B
			Protiokonazol	73	2165	380	B
			Prokloraz	26	19163	1189	R
Insekt		0,06	Esfenvalerat	10	112006	645	R
			Acetamidrid	4	5889	15	B

			Tiakloprid	40	63	2	B
			Tau-fluvalinat	35	450	10	I
			Alfacypermetrin	6	48798	166	I
			Betacyflutrin	5	677724	2100	R
Balj-växter (Sverige)	Ogräs	0,93	Bentazon	3	50	1	R
			Aklonifen	4	8496	329	R
			Glyfosat	93	104	90	R
	Svamp	0	Boskalid	< 1	50	0	B
	Insekt	0,1	Esfenvalerat	16	112006	1783	R
			Tau-fluvalinat	66	450	30	I
			Alfacypermetrin	9	48798	458	I
Betacyflutrin			9	677724	5809	R	

^a Från SCBs statistik (SCB, 2011)

^b Andel av försålda preparat from Kemikalieinspektionens statistik (SCB, 2013a)

^c Karakteriseringsfaktorer per kg utsläpp av kemikalien hämtat från USEtox eller beräknade

^d Ekotoxicitetsvärde per ha, fås genom att multiplicera CTUe-värdet per kg med mängden använd substans per hektar för den grödan

^e R = Rekommenderade värden från USEtox, mer kvalitativt pålitliga, I = Interim-värden från USEtox, inte lika pålitliga, B = beräknat värde.

Bilaga F. Beräkning av förändringar av åkermarkens kolphalt

Förändringar i markens kolförråd beräknades med ICBM (Introductory Carbon Balance Model). Modellen beskrivs i Kätterer och Andrén (2000) och Andrén m fl (2004). De parametrar som användes sammanfattas i tabell F1. Modellen användes med tre markpolar; en för växtrester under jord, en för växtrester ovan jord och en för rötresten. Mängden växtrester beräknades utifrån data i IPCC (2006) samt Berglund m fl (2009) för raps. De totala markkolsförändringen beräknades över en 30-årsperiod och dividerades sedan med 30 för att få ett medelvärde per år.

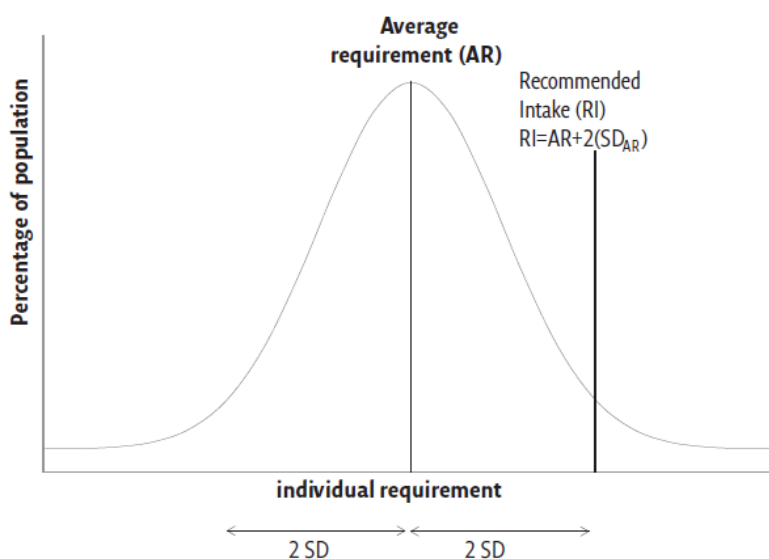
Tabell F1. Parametrar som användes i beräkningar av förändringar av åkermarkens kolförråd med ICBM.

Parameter	Värde
h, växtrester	0,12
h, rötrest	0,27
r _e , ettåriga grödor	1,00
r _e , vall	0,8
k _y	0,8
k ₀	0,006
Djup matjordslagret	0,25 m
Densitet matjorden	1,5 kg/dm ³

Bilaga G: Behov av protein och näringsrekommendationer

G1. Näringsrekommendationer

De nationella näringsrekommendationerna tas fram av myndigheter och experter på nordiskt nivå. De anger lämpligt intag av olika näringsämnen i syfte att främja hälsan och minska risken för sjukdomar. Rekommendationerna bygger på forskning kring hur intaget av näringsämnen påverkar hälsan. Det finns olika typer av gränsvärden för behovet av ett visst näringsämne vilket illustreras i figur G1. Rekommenderat intag (RI) baseras på det genomsnittliga behovet och ökas sedan upp för så att en stor del av befolkningens behov täcks. Om fördelningen av behovet inom en viss population för ett visst näringsämne är normalfördelat sätts RI till det genomsnittliga behovet plus två standardavvikelser (figur G1).



Figur G1. Förhållande mellan genomsnittligt behov (Average requirement, AR) och rekommenderat intag (RI). Bild från Norden (2012).

G2. Behov och intag av protein

Proteinet som vi får i oss med kosten fyller två huvudsakliga funktioner i kroppen; 1) det tillför kväve och aminosyror som fungerar som byggstenar i kroppens celler, 2) det fungerar som en energikälla. Eftersom kroppen först och främst utnyttjar fett och kolhydrater som

energikällor definieras proteinbehovet som det lägsta intag av protein som behövs för att hålla kroppen i kvävebalans, d.v.s. att mängden kväve som förloras (framför allt genom urinen) är lika stor som mängden kväve i de proteiner vi äter. Proteiner behöver alltså tillföras kroppen för att täcka upp för dessa förluster²¹. Av de 20 aminosyror (proteinets byggstenar) som kroppen använder sig av är åtta (tio för barn) essentiella, vilket innebär att kroppen inte själv kan bygga upp dessa utan de måste tillföras med kosten. Animaliska livsmedel innehåller alla essentiella aminosyror, och det gör också en kombination av baljväxter och spannmål (Norden, 2012).

Proteinet i olika livsmedel skiljer sig åt i nutritionell kvalitet p.g.a. olika mängd och sammansättning av aminosyror, samt hur lätt det är för kroppen att smälta proteinet. I en kost där proteinet kommer från många olika källor är dessa skillnader inte så betydelsefulla (Norden, 2012).

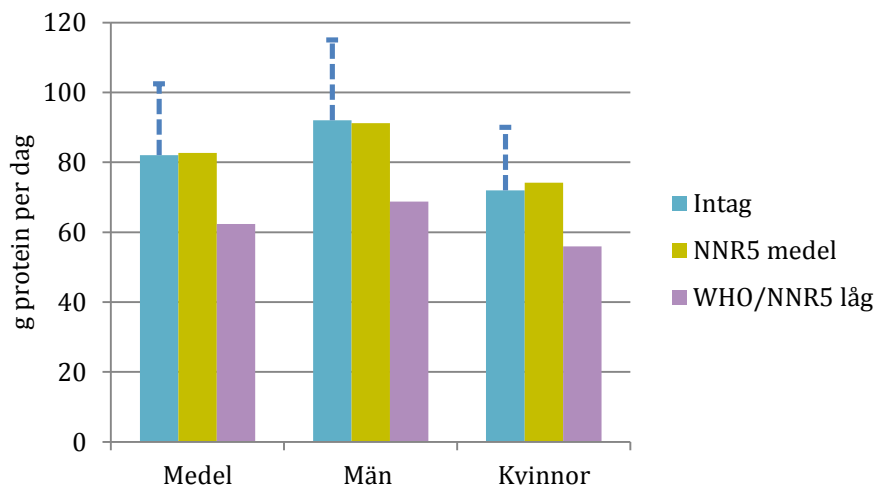
Det dagliga proteinbehovet hos människor baseras på en rad studier där man kartlagt proteinbehovet genom att utgå från kroppens kvävebalans (proteininnehållet i urinen mäts och protein som intas genom kosten registreras). Man fann att medianvärdet för kvävebehovet var 0,66 g protein per kg kroppsvikt och dag (Rand m fl, 2003). Ett värde på 0,83 g protein per kg kroppsvikt och dag täckte behovet för 97,5 % av deltagarna i studierna. Världshälsoorganisationen (WHO) bygger sin proteinrekommendation på resultatet från denna studie och rekommenderar således ett proteinintag på 0,83 g protein per kg kroppsvikt och dag för friska vuxna (WHO, 2007). Även EFSA (European Food Safety Authority) använder sig av samma källa och anger en rekommendation på 0,8 g protein per kg kroppsvikt och dag (EFSA, 2015).

Man har också försökt bedöma vad som är en optimal proteinnivå för att undvika sjukdomar. Hittills har man dock inte hittat några tydliga kopplingar mellan proteinintag och olika sjukdomar. Ett ökat intag av vegetabiliskt protein skulle eventuellt kunna innebära en minskad risk för dödlighet i hjärt- och kärlsjukdomar men sambanden är inte tillräckligt starka för att man kan gå ut med det som en rekommendation (Norden, 2012).

²¹ Hos barn som växer samt hos kvinnor som är gravida eller ammar behövs dessutom proteiner för att bygga upp nya celler.

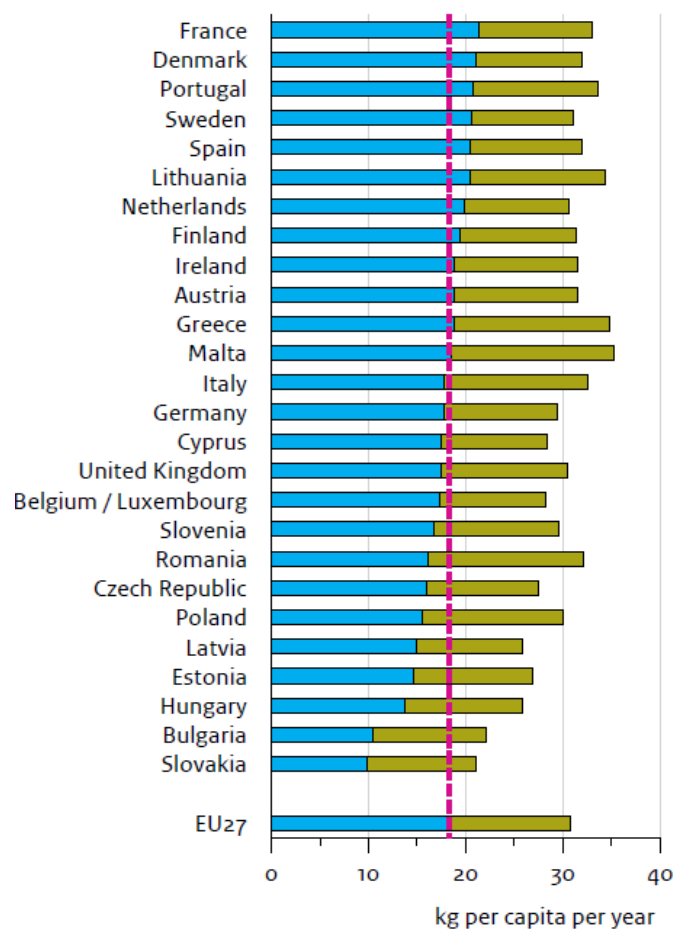
I de Nordiska Näringsrekommendationerna, NNR (Norden, 2012) anges proteinbehovet i procent av energiintaget (E%) istället för gram per kg kroppsvikt och dag. Eftersom det optimala proteinintaget inte är känt anges ett intervall. Man har valt att använda 0,8 g protein per dag och kg kroppsvikt, vilket motsvarar 10 E% för en måttligt fysiskt aktiv frisk vuxen person, som ett undre gränsvärde. Det övre gränsvärdet har man satt till 20 E% vilket motsvarar 1,5 g protein per kg kroppsvikt och dag. Med en övre gräns på 20 E% undviker man också de eventuella risker med ett högt proteinintag som vissa studier har indikerat. Man anger vidare att när man ska planera kosten bör man sikta på 15 E% (1,1 g per kg kroppsvikt och dag), för att säkerställa att proteinbehovet med viss säkerhetsmarginal tillgodoses väl för alla i befolkningen.

Det dagliga intaget av protein var i Sverige i snitt 72 g för kvinnor och 92 g för män enligt Livsmedelsverkets senaste kostundersökning (Amcoff m fl, 2012), vilket ligger i linje med rekommendation i NNR på 15 E%. Dock vet man att det förekommer underrapportering i kostundersökningar, i storleksordningen 20-25 % (Amcoff m fl, 2012). Jordbruksverkets statistik över livsmedelskonsumtionen (baseras på producerade, importerade och exporterade livsmedel) visar på ett proteinintag på ca 110 g per dag i snitt för både män och kvinnor (SCB, 2014e). I denna siffra ingår dock inte svinn i hushållet så det egentliga intaget är lägre. Om hushållssvinnet antas vara 15 % (FAO, 2011b) blir proteinintaget i snitt ca 95 g, alltså ca 15 % högre än rekommenderat intag enligt de nordiska rekommendationerna. I jämförelse med WHO:s rekommendation eller den lägre gränsen i de nordiska rekommendationerna ligger den svenska proteinkonsumtionen ca 30-40 % över rekommendationen (figur G2).



Figur G2. Dagligt intag av protein i Sverige (Amcoff m fl, 2012) samt en jämförelse med rekommenderade intag enligt de Nordiska Näringsrekommendationerna (NNR5, Norden, 2012) och WHO (WHO, 2007) och genomsnittlig vikt för svenska kvinnor (67,4 kg) och män (82,9 kg).

I en holländsk studie beräknades proteinbehovet på befolkningsnivå till 18 kg per år eller 50 g om dagen baserat på WHO:s rekommendation på 0,83 g per kg kroppsvikt och dag samt med hänsyn tagen till befolkningsstrukturen (antal barn i olika åldrar, gravida, ammande och vuxna män och kvinnor) (Westhoek m fl, 2011). I förhållande till ett sådant proteinbehov kan man konstatera att samtliga länder i EU27 konsumerar (äter och slänger) betydligt mer protein än vad behovet utgör (figur G3). För Sveriges del ca 65 % mer.



Figur G3. Konsumtion (inkl. svinn i hushållen) av protein i olika EU-länder i förhållande till befolkningsbehovet markerat med röd linje (Westhoek m fl, 2011).

SLU
Institutionen för energi och teknik
Box 7032
75007 UPPSALA
Tel. 018-67 10 00
www.slu.se/energyandtechnology

SLU
Department of Energy and Technology
Box 7032
S-75007 UPPSALA
SWEDEN
Phone +46 18 671000
