

Ekologisk nötköttsproduktion ur ett LCA-perspektiv

- fallstudie av Högestads verksamhet

Mia Mårtensson

Examensarbete Ekosystemteknik VT 2009
Institutionen för Teknik och samhälle
Miljö- och Energisystem
Lunds Tekniska Högskola

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn
	Examensarbete
	Utgivningsdatum
	September 2009
	Författare
	Mia Mårtensson

Dokumenttitel och undertitel

Ekologisk nötköttsproduktion ur ett LCA-perspektiv
- fallstudie av Högestads verksamhet

Sammandrag

Studien granskar den ekologiska nötköttsproduktionen på Högestad och Christinehof Förvaltnings AB ur ett LCA-perspektiv. Verksamheten är sedan ett par år tillbaka certifierad som ekologisk enligt KRAV:s regelverk. Rapporten är uppdelad i två delar. Dels en litteraturstudie, som beskriver hur situationen ser ut för ekologiska produkter och metoden livscykelanalys. Rapportens andra del utgörs av den verksamhetsspecifika studien.

Den studerade verksamheten på Högestad innefattar cirka 250 djur i en självrekryterande besättning. Djuren har sin sex månaders betesperiod under sommarhalvåret och står på stall resten av tiden. I stort sett allt foder produceras internt, och endast insatsvaror som diesel, utsäde och mineraler köps in. Studiens funktionella enhet (FE) är ett kilo benfritt kött vid gårdsgrunden och de miljöpåverkanskategorier som studeras är resursförbrukning, energi, växthusgaser, övergödande ämnen, försurande ämnen och markanvändning.

Studien visade resultat i nivå med tidigare studier av liknande produktion. Dock har systemet på Högestad relativt hög energiåtgång per funktionell enhet, 43,3 MJ, i basfallet. Den höga energianvändningen får även effekter på resursanvändningen per funktionell enhet och är det som utmärker sig mest i studien. Här bör det på Högestad finnas stor potential till förbättringar. Vid produktionen av ett kilo benfritt kött på Högestad emitteras även växthusgaser, totalt 20,3 kg CO²-ekvivalenter. Ett värde något högre än för konventionell produktion men i nivå med andra ekologiska system. För både övergödande och försurande ämnen var utsläppen per funktionell enhet låga på Högestad. För övergödande ämnen summeras utsläppen till totalt 2,11 kg O₂-ekvivalenter per FE och för försurande uppgår utsläppen till totalt till 4,63 mol H⁺/FE. Det faktum att ekologisk produktion är markkrävande förstärks av resultaten. 133 m² mark krävs årligen på Högestad för att producera ett kilo benfritt kött. Dock utgörs denna användning till mer än hälften av naturbetesmark, något som tidigare visat sig ha en positiv effekt på den biologiska mångfalden.

Nyckelord

Livscykelanalys, nötkött, ekologisk produktion, KRAV, Högestad

Sidomfång 89	Språk Svenska Sammandrag på engelska	ISRN LUTFD2/TFEM--09/5041--SE + (1-89)
-----------------	--	---

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	September 2009
	Authors
	Mia Mårtensson

Title and subtitle

Ecological beef production from a LCA-perspective
 - case study of Högestad

Abstract

This study evaluates the ecological production of beef at Högestad och Christinehof Förvaltnings AB from an LCA-perspective. The production is certified as ecological according to the regulations of KRAV. The rapport is divided into two parts. The first one is a review of literature concerning ecological production and the used method, Life Cycle Assessment. The other part of the rapport is constituted by the specific study of Högestad.

The evaluated production at Högestad is constituted by about 250 animals in a self recruiting system. They are out to pasture for six months every year, from April through October. For the rest of the year they are kept in stables. Practically all feed is produced at Högestad. Just products like diesel, minerals and seed for sowing are purchased from external producers. The functional unit (FU) of the study is one kilo of boneless meat at the farm gate. The reviewed environmental impact categories are recourse use, energy, greenhouse gases, eutrophication, acidification and land use.

The results of the study are at level with those from studies of similar production. However, the energy consumption per functional unit is relatively high, 43.3 MJ/FU. The high consumption of energy also affects the use of recourses in a negative way. The high energy consumption at Högestad is what stands out the most in this study, and there seems to be a lot of potential for improvements in this area. Emissions of greenhouse gases also occur in beef production. In producing one kilo of boneless meat at Högestad, 20.3 kg of carbon dioxide equivalents are emitted. This is at level with the results of studies of other ecological systems, but more than in conventional production. In the environmental impact categories eutrophication and acidification, the emissions are low at Högestad. The emissions that contribute to eutrophication are summarized to 2.11 kg O₂-equivalents per FU, and the ones contributing to acidification to 4.63 mol H⁺/FU. 133 m² of land is used every year to produce one kilo of boneless meat at Högestad. However, more than half of this land is pasture land that can't be used for cultivation, or at least, hasn't been for a long time. This type of land use is said to contribute to biological diversity.

Keywords

Life Cycle Assessment, beef production, ecological production, KRAV, Högestad

Number of pages	Language	ISRN
89	Swedish, English abstract	LUTFD2/TFEM--09/5041--SE + (1-89)

Förord

Detta arbete är gjort vid avdelningen för energi- och miljösystem på Institutionen för teknik och samhälle på Lunds Tekniska Högskola, i samarbete med företaget som driver den studerade verksamheten, Högestad och Christinehof Förvaltnings AB. Det är det avslutande examensarbetet vid civilingenjörsutbildningen i Ekosystemteknik. Examinator har varit Pål Börjesson på den aktuella institutionen.

Jag vill framför allt tacka mina handledare på institutionen och vid det aktuella företaget, Per Svenningsson, Mikael Lantz och Charlotte Lindström. Ett stort tack förtjänar även mina vänner och min familj, som på olika sätt hjälpt och stöttat mig under detta arbete och under hela min studietid.

Slutligen vill jag även tacka andra på Högestad och på de företag och myndigheter som hjälpt mig framåt under arbetets gång.

Nyckelord: Livscykelanalys, nötkött, ekologisk produktion, KRAV, Högestad.

Sammanfattning

Studien granskar den ekologiska nötköttsproduktionen på Högestad och Christinehof Förvaltnings AB ur ett LCA-perspektiv. Verksamheten är sedan ett par år tillbaka certifierad som ekologisk enligt KRAV:s regelverk.

Rapporten är uppdelad i två delar. Den första delen, en litteraturstudie, beskriver hur situationen ser ut för ekologiska produkter. Bestämmelser, produktion och marknadssituation beskrivs för denna typ av produkter. Då studien gäller produktion av nötkött beskrivs dess förutsättningar och vilka bestämmelser som gäller för ekologisk sådan. Även livscykelanalys som metod förklaras och dess för- och nackdelar går igenom. LCA är metod där miljöpåverkan i en produkts eller tjänsts livscykel summeras och presenteras i olika miljöpåverkanskategorier.

Marknaden för ekologiska produkter är expansiv, både internationellt och i Sverige. Studier har visat att lönsamheten är god, men att avkastningen per ytenhet är mindre och således blir ekologisk produktion mer markkrävande. Den ekologiska nötköttsproduktionen är också på uppgång, mycket tack vare det faktum att det för just nötkött är relativt enkelt att lägga om produktionen från konventionell till ekologisk. I Sverige var andelen nötdjur i ekologisk produktion 7 % år 2007.

Den studerade verksamheten på Högestad innefattar cirka 250 djur i en självrekryterande besättning. Djuren har sin betesperiod på sex månader under sommarhalvåret och står på stall resten av tiden. I stort sett allt foder produceras internt, och endast insatsvaror som diesel, utsäde och mineraler köps in. Studiens funktionella enhet (FE) är ett kilo benfritt kött vid gårdsgrinden och de miljöpåverkanskategorier som studeras är resursförbrukning, energi, växthusgaser, övergödande ämnen, försurande ämnen och markanvändning.

Studien visade resultat i nivå med tidigare studier av liknande produktion. Dock har systemet på Högestad relativt hög energiåtgång per funktionell enhet, 43,3 MJ, i basfallet. Ett högt värde och anmärkningsvärt då det är i denna kategori som ekologisk nötköttsproduktion brukar utmärka sig positivt, tack vare ingen mineralgödselanvändning och stor andel bete. Den höga energianvändningen får även effekter på resursanvändningen per funktionell enhet. Framförallt uranförlukningen (0,03 g/FE) och råoljaåtgången (771 g/FE) drivs upp. Däremot har systemet en låg användning av kol, naturgas och fosfor. Den höga energianvändningen är det som utmärker sig mest i studien, och här bör det på Högestad finnas stor potential till förbättringar.

Utsläppen av växthusgaser ser för nötköttsproduktion annorlunda ut jämfört med de flesta andra produkter. Ofta dominerar koldioxidutsläppen i denna miljöpåverkanskategori, men för nötkött är det metanavgången från djurens matsmältning som har störst påverkan. För produktionen av ett kilo benfritt kött på Högestad emitteras totalt 20,3 kg CO₂-ekvivalenter, ett värde något högre än för konventionell produktion men i nivå med andra ekologiska

system. För både övergödande och försurande ämnen var utsläppen per funktionell enhet låga på Högestad. För övergödande ämnen summerade utsläppen till totalt 2,11 kg O₂-ekvivalenter per FE, lägst av alla de studier som användes som jämförelse. Här har ammoniakavgången från stallgödseln störst påverkan, tillsammans med nitrat- och fosforläckage. I miljöpåverkanskategorin försurande ämnen dominerar ammoniakutsläppen fullständigt. Utsläppen uppgår totalt till 4,63 mol H⁺/FE enligt ett scenario om maximal påverkan, även det ett relativt lågt värde.

Det faktum att ekologisk produktion är markkrävande förstärks av resultaten. 133 m² mark krävs årligen på Högestad för att producera ett kilo befritt kött. Dock utgörs denna användning till mer än hälften av naturbetesmark, något som tidigare visat sig ha en positiv effekt på den biologiska mångfalden. Denna mark har även begränsade användningsmöjligheter om man ser till andra typer av jordbruksverksamhet, den är till exempel i vissa fall inte lämpliga att odla på.

Keywords: Life Cycle Assessment, beef production, ecological production, KRAV, Högestad.

Summary

This study evaluates the ecological production of beef at Högestad och Christinehof Förvaltnings AB from an LCA-perspective. The production is certified as ecological according to the regulations of KRAV.

The rapport is divided into two parts. The first is a review of literature concerning ecological production and the regulations and market situation for these products. The conditions of beef production are also reviewed, as well as the regulations concerning ecological beef production. Life Cycle Assessment, as a method for environmental evaluation, is described with its positive and negative characteristics. LCA is a method where environmental impact during the whole life cycle of a product or service is summarized and presented in different environmental impact categories.

The market for ecological products is expanding, both internationally and in Sweden. Studies have indicated good profitability, but the low output contributes to more land use. The ecological production of beef is also expanding, partly because of the fact that a conversion from conventional to ecological production is fairly easy. In 2007, 7 % of the cattle in Sweden were kept in ecological production.

The evaluated production at Högestad is constituted by about 250 animals in a self recruiting system. They are out to pasture for six months every year, from April through October. During the rest of the year they are kept in stables. Practically all feed is produced at Högestad. Only products like diesel, minerals and seed for sowing are purchased from external producers. The functional unit (FU) of the study is one kilo of boneless meat at the farm gate. The reviewed environmental impact categories are recourse use, energy, greenhouse gases, eutrophication, acidification and land use.

The results of the study are at level with those of studies of similar production. However, the energy consumption per functional unit is relatively high, 43.3 MJ/FU. This is remarkable, as it is in this category that ecological beef production normally shows a relatively low impact. This is due to no use of fertilizers and the fact that the cattle here are out to pasture more. The high consumption of energy also affects the use of recourses, primarily that of uranium (0.03 g/FU) and crude oil (771 g/FU). On the other hand, the system has very low use of coal, natural gas and phosphorus. The high energy consumption at Högestad is what stands out the most in this study and there seems to be a lot of potential for improvements in this area.

The emissions of greenhouse gases are different for beef production compared to other products. Often, carbon dioxide is the gas that contributes the most in this environmental impact category. But in beef production, the methane emissions from the cattles digestive systems are what contribute the most. While producing one kilo of boneless meat at Högestad, 20.3 kg of carbon dioxide equivalents are emitted. This is at level with the results of studies of

other ecological systems, but more than in conventional production. In the environmental impact categories eutrophication and acidification, the emissions are low at Högestad. The emissions that contribute to eutrophication are summarized to 2.11 kg O₂-equivalents per FU, the lowest result of all the studies used for comparison. The emissions of ammonia have the greatest impact, but the leakage of nitrogen and phosphorus also contribute. Concerning acidification, ammonia is almost the only contributor. These emissions are also low, 4.63 mol H⁺/FU according to an index of maximal contribution.

The matter of land use is often discussed when it comes to ecological production. It is said to demand more land use, which this study confirms. 133 m² of land is used every year to produce one kilo of boneless meat at Högestad. However, more than half of this land is pasture land that can't be used for cultivation, or at least, hasn't been for a long time. This type of land use is said to contribute to biological diversity.

Ordlista

Allokering	Fördelning av miljöpåverkan mellan olika produkter och biprodukter.
Cut-offvärde	Värde som används som avgränsning; vikt, längd eller annan fysisk egenskap. Till exempel att miljöpåverkan från material som utgör mindre än en viss procent av den totala massan försummas.
Grovfoder	Med grovfoder avses bete, hö, ensilage, helsädesensilage, grönfoder, halm, löv, bark, kvistar, betmassa och rotfrukter (ej potatis).
Handelsgödsel	Kallas även mineralgödsel eller konstgödsel, gödsel som är framställd på industriell väg.
Karens	Vänteperiod innan produktionen blir KRAV-godkänd då organisationens regler måste efterlevas.
Konstgödsel	Se handelsgödsel.
Kraftfoder	Alla foder utom grovfoder och vitamin- och mineraltillskott.
Kviga	Ko som inte har fått kalvar.
Metadata	Information om använd data.
Miljöersättning	Olika typer av statlig ersättning till lantbrukare som sköter sin verksamhet enligt vissa naturårdande kriterier.
Mineralgödsel	Se handelsgödsel.
Natura 2000	EU-nätverk för främjande av den biologiska mångfalden.
Stallgödsel	Det djuren producerar i form av träck, urin, strömedel, foderrester och vatten.
Storboskap	Stora nötdjur.
Stut	Kastrerad tjur.
Systemutvidgning	En typ av allokering där produktsystemet utvidgas till att även innefatta den funktion som de parallella produkterna ger.

Självrekryterande

Då besättningens antal uppehålls i ett boskapssystem utan att nya djur köps in.

Suboptimera

Att genom förbättring av en viss del av ett system försämra helheten.

Förkortningar

BOD	Biochemical oxygen demand, mängden biologiskt nedbrytbar substans i vatten.
FE	Funktionell enhet.
FU	Functional unit.
GMO	Genetiskt modifierade organismer.
IFOAM	International Federation of Agriculture Movements.
ISO	International Organization for Standardization.
LCA	Livscykelanalys.
LCI	Livscykelinventering.
LRF	Lantbrukarnas Riksförbund.
SLU	Sveriges lantbruksuniversitet.
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change.

Innehåll

1. INLEDNING	3
1.1 BAKGRUND	3
1.2 SYFTE OCH MÅL	3
1.3 METOD	4
DEL I. LITTERATURSTUDIE	5
2. EKOLOGISKA PRODUKTER	5
2.1 HISTORIA	5
2.2 LAGSTIFTNING OCH KONTROLL	5
2.2.1 Organisationer och lagar	6
2.2.2 KRAV	7
2.2.3 Certifiering enligt EU:s regler	7
2.3 HUR SER MARKNADEN UT ?	8
2.3.1 Prissättning och lönsamhet	9
2.3.2 Miljöersättning	9
2.4 PRODUKTIONEN	10
2.4.1 KRAV:s bestämmelser	11
2.4.2 Diskussion kring bestämmelserna	12
2.5 MILJÖEFFEKTER AV EKOLOGISK PRODUKTION	14
2.5.1 Kritik mot ekologisk produktion	15
2.6 EKOLOGISK NÖTKÖTTSPRODUKTION	17
2.6.1 Bakgrund	17
2.6.2 Villkor	17
2.6.3 Utveckling	19
3. LIVSCYKELANALYS SOM METOD	22
3.1 HISTORIA	22
3.2 METODIK	23
3.2.1 Mål och omfattning	24
3.2.2 Inventering	26
3.2.3 Miljöpåverkansbedömning	27
3.2.4 Tolkning	28
3.3 ANVÄNDNINGSSOMRÅDEN	28
3.4 KRITIK MOT LCA	29
4. LCA AV NÖTKÖTTSPRODUKTION	33
DEL II. STUDIE AV PRODUKTIONEN PÅ HÖGESTAD	35
5. STUDIENS OMFATTNING	35
5.1 AVGRÄNSNINGAR	35
5.2 FUNKTIONELL ENHET	36
5.3 SYSTEMGRÄNSER	36
5.4 ALLOKERINGAR	36
5.5 DATA OCH MODELLER	36
6. INVENTERING	38
6.1 VERKSAMHETEN	38
6.2 DJURPRODUKTIONEN	40
6.2.1 Kväveinnehåll i stallgödsel	41
6.2.2 Ammoniakemissioner	42
6.2.3 Lustgasemissioner	43
6.2.4 Metanemissioner	44
6.2.5 Koldioxidavgång	46
6.3 FODERPRODUKTIONEN	46
6.3.1 Vallen	46

6.3.2 Vårvete.....	47
6.3.3 Bete.....	47
6.3.4 Näringsämnesläckage.....	47
6.4 ÖVRIGA RESURSER.....	48
6.4.1 Material i stallarna.....	48
6.4.2 Mineraler.....	48
6.4.3 Plast.....	48
6.4.4 Diesel.....	48
6.4.5 El.....	49
7. INVENTERINGSRESULTAT.....	50
8. MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING OCH RESULTAT.....	52
8.1 RESURSANVÄNDNING.....	52
8.2 ENERGI.....	52
8.3 VÄXTHUSGASER.....	53
8.4 ÖVERGÖDANDE ÄMNEN.....	54
8.5 FÖRSURANDE ÄMNEN.....	55
8.6 MARKANVÄNDNING.....	56
8.7 SYSTEMUTVIDGNING.....	57
8.7.1 Hantering av fast gödsel.....	57
8.7.2 Förbränning av plast.....	58
9. STUDIER FÖR JÄMFÖRELSE.....	59
10. TOLKNING.....	60
11. DISKUSSION OCH SLUTSATSER.....	63
REFERENSER.....	67
APPENDIX A - DJUR OCH FODERPRODUKTIONEN.....	73
APPENDIX B - INSATSVAROR.....	75
APPENDIX C - SYSTEMUTVIDGNING.....	78

1. Inledning

Ekologiska produkter får allt större utrymme på livsmedelsmarknaden. Begreppet ekologiskt används ofta i olika sammanhang och effekterna av ekologisk produktion diskuteras i olika medier. Allt fler jordbruk certifierar sig för att kunna sälja sina produkter som ekologiska, och av dessa har en del nötköttsproduktion. Debatten om ekologiskt kött präglas också av en medvetenhet om djurens levnadsförhållanden i konventionell produktion, och dessa etiska frågor ställs mot frågor om effektivitet och ekonomi i produktionen.

1.1 Bakgrund

I takt med att den ekologiska marknaden växer har ett intresse växt fram för att undersöka miljöpåverkan av ekologiska produkter. Vilken miljöpåverkan har de och vilka är skillnaderna jämfört med de som är konventionellt producerade? En metod som möjliggör sådana jämförelser är livscykelanalys, LCA. Här utvärderas en produkt eller tjänst utifrån den totala miljöpåverkan som sker i dess livscykel, från utvinning av råvaror till resthantering. I denna studie används LCA-metodiken för att utvärdera miljöpåverkan av nötköttsproduktionen vid den KRAV-certifierade verksamheten på Högestad gods i Skåne.

Just nötköttsproduktion är intressant att studera ur ett miljöpåverkansperspektiv, bland annat eftersom stora mängder metan emitteras från djurens matsmältning. Metan är en växthusgas och av de antropogena metanutsläppen beräknas mer än 30 % komma från djurens matsmältning. FAO, FN:s organ för livsmedels- och jordbruksfrågor, uppskattar att animalieproduktionen står för knappt en femtedel av de globala växthusgasutsläppen då även emissioner på grund av ändrad markanvändning och från produktion av insatsvaror inkluderas.¹ Förutom metanutsläpp sker även emissioner av lustgas från gödsel och mark. Intressant är även att se hur ekologisk produktion, där cirkulationen av näringsämnen sker internt genom användning av stallgödsel istället för mineralgödsel, står sig jämfört med konventionell produktion i miljöpåverkanskategorier som energiåtgång och övergödande och försurande ämnen.

Rapporten är uppdelad i två delar, där den första är en litteraturstudie som behandlar bakgrundsfrågor som hur LCA-metodiken fungerar och vad som egentligen menas med begreppet ekologiskt. Detta ska fungera som en bakgrund till själva studien, som granskar den ekologiska nötköttsproduktionen vid den aktuella verksamheten, på Högestad, ur ett LCA-perspektiv.

1.2 Syfte och mål

Studien har som syfte att utifrån en bakgrund om ekologisk produktion och dess egenskaper utvärdera den ekologiska nötköttsproduktionen på Högestad ur ett LCA-perspektiv. Målet är att slutsatser ska kunna dras gällande miljöpåverkan från den specifika produktionen på Högestad och att resultaten ska kunna jämföras med sådana från andra studier på likvärdiga produkter. Att identifiera eventuella ”hot spots”, det vill säga delar av produktionen som har

¹ Hushållningssällskapet Halland, 2009

stor miljöpåverkan, är också av intresse. Målet är även att utifrån resultaten diskutera miljöpåverkan för nötköttsproduktion generellt och mer specifikt för den ekologiska produktionen på Högestad.

Studien utförs som ett examensarbete vid civilingenjörsutbildningen i Ekosystemteknik på Lunds Tekniska Högskola. Målgruppen är därför studenter med liknande utbildning, men även andra med ett intresse för ämnet.

1.3 Metod

Rapporten inleds med en litteraturstudie med bakgrundsinformation om ekologiska produkter och metoden LCA. Denna följs sedan av en studie som har LCA-metodiken som grund, en metodik som beskrivs mer ingående i den inledande litteraturstudien. Studien granskar ur ett LCA-perspektiv miljöpåverkan vid produktionen av ett kilo benfritt kött på Högestad i kategorierna energi, resursanvändning, växthusgaser, övergödande ämnen, försurande ämnen och markanvändning. Mer om metod och data för den verksamhets-specifika studien återfinns under del II.

DEL I. LITTERATURSTUDIE

2. Ekologiska produkter

Begreppet ”ekologiskt” är något som ofta används i samband med olika produkter och produktionsmetoder. Innebörden av detta begrepp är inte helt klar och det finns olika synsätt gällande vad som egentligen är just ekologiskt. Vissa anser att ekologiskt lantbruk är ett som är helt fritt från kemikalier, andra anser att det är faktorer som kretsloppstänkande och uthållighet som definierar ekologiskt. En definition av ekologiskt som att ”vara ett med naturen” är också förekommande. Sammantaget kan man dock säga att en gemensam nämnare för alla dessa synsätt är intresset av ett produktions sätt som är mer resurssnålt och skonsammare mot vår omgivning än konventionella metoder.¹

2.1 Historia

Under andra hälften av 1900-talet genomgick det svenska jordbruket stora förändringar. Billigare livsmedel var målet och effektivare produktion skulle uppnås genom färre, större och mer specialiserade gårdar. Kemikalieanvändningen ökade då variationen i växtföljden minskade och mineralgödsel började användas. Produktionen av kött blev mer och mer industriell.

Som en motreaktion till denna industriella produktion kom tanken på ett mer ekologiskt lantbruk.² Rörelsen med dessa intressen var länge formellt oorganiserad och hade därför problem med att påverka det etablerade, mer konventionella, lantbruket. Under 1980-talet växte dock miljörelsen och så småningom kom ekologisk produktion av olika varor fram i Sverige. Idag blir det ekologiska lantbruket mer och mer integrerat i den svenska jordbruksrörelsen.³

På uppdrag av regeringen ska produktion av ekologiska livsmedel främjas, bland annat av konsumentverket. Ekologisk jordbruk antas från regeringens håll kunna ha positiv inverkan på flera av de uppsatta nationella miljö kvalitetsmålen, framförallt ”Ett rikt odlingslandskap”, ”Giftfri miljö” och ”Ett rikt växt- och djurliv” men även ”Ingen övergödning” och ”Begränsad klimatpåverkan”. Just målet ”Giftfri miljö” bedöms som svårt att nå, och här ses främjandet av ekologiska produkter som viktigt för att förbättra möjligheterna för måluppfyllelse. Det har även satts upp mål för andelen ekologisk produktion i växtodling och djurhållning, år 2010 ska 20 % av landets jordbruksmark vara certifierad som ekologisk.⁴

2.2 Lagstiftning och kontroll

Efterhand som det ekologiska jordbruket blev mer etablerat har ett regelverk växt fram. Vissa menar att regelverket och dess styrning är enbart positiv och har medfört den ökning av

¹ Lund et al, 2004

² Konsumentverket, 2003

³ Lund et al, 2004

⁴ Regeringens skrivelse 2005/06:88

ekologiska lantbruk som skett över hela Europa. Andra är mer tveksamma och menar att hela systemet med ett regelverk går emot grundidén med ett ekologiskt lantbruk som något icke-tekniskt och mer individuellt anpassat än ett konventionellt.

Regelverkets syfte är att kontrollera produktionen av ekologiska livsmedel för att garantera att den produkt konsumenten köper som ekologisk verkligen är det. Detta sker genom en certifiering. De svårämbara egenskaper som gör ett livsmedel ekologiskt har på detta sätt konkretiserats och man har sett till att samma villkor gäller för alla producenter.¹

2.2.1 Organisationer och lagar

Internationellt sett är det är det paraplyorganisationen IFOAM (International Federation of Agricultural Movements) som fungerar som gemensam organisation för ekologisk produktion. Sedan 1972 har man arbetat för att integrera ekologiskt lantbruk i våra samhällssystem. Organisationen har tagit fram generella regler för ekologisk produktion men även mer specifika sådana för varje produktionsområde. Man har även utarbetat riktlinjer för hur dessa regler sedan ska integreras i varje lands egna system. Den svenska kontrollorganisationen KRAV är medlem i IFOAM och har även det godkännande som krävs för att fungera som nationellt kontrollorgan. Även andra berörda svenska organisationer, som exempelvis LRF, är medlemmar i IFOAM.²

Ekologisk produktion regleras av EU-förordning EEG nr 2092/91. Flera gånger har denna förordning uppdaterats, bland annat 1999 då den även kom att innefatta ekologisk djuruppfödning. EU-kommisionen har sedan presenterat en handlingsplan för ekologiskt jordbruk och ekologiska livsmedel. Denna kom 2004 och innehåller förslag till utökning av det regelverk som finns såväl som strategier för hur ekologisk produktion ska kunna utvecklas i medlemsländerna. Detta ledde fram till ett nytt regelverk som börjar gälla 2009,³ den nya förordningen heter EG 834/2007.⁴ EU:s regelverk blev först aktuellt i Sverige efter vårt medlemskap i dåvarande EG 1995.⁵

EU:s bestämmelser utgör en lägstanivå för alla medlemsländer då det gäller ekologisk produktion, dock kan respektive lands egna bestämmelser vara mer utförliga. I Sverige sker detta genom Förordning (1995:702) om EG:s förordning om ekologiskt framställda produkter och Lag (1995:551) om EG:s förordning om ekologiskt framställda produkter.

Enligt EU:s förordning är det medlemsländernas skyldighet att upprätta ett kontrollsystem för ekologisk produktion. I Sverige har Jordbruksverket och Livsmedelsverket utsetts till de myndigheter som är behöriga på området. Kontroll och certifiering av ekologiska produkter ansvaras för av den privata organisationen KRAV och dess dotterbolag Aranea certifiering.⁶

¹ Lund et al, 2004

² Lund et al, 2004

³ Regeringens skrivelse 2005/06:88

⁴ Jordbruksverket 2008e

⁵ Lund et al, 2004

⁶ Regeringens skrivelse 2005/06:88

Dock finns det två varianter på certifiering. En innebär att man endast uppfyller EU:s villkor och den andra att man uppfyller dessa och ytterligare villkor ställda av KRAV.¹

2.2.2 KRAV

För att en produkt ska kunna säljas som ekologisk måste kontroll av produktionen ske regelbundet. I Sverige är det som tidigare nämnts organisationen KRAV som ansvarar för detta, man tar fram regler för produktionen, kontrollerar att dessa efterlevs och informerar om vad KRAV-märkning innebär.² Organisationen ska arbeta för ökad produktion och konsumtion av ekologiska livsmedel. KRAV bildades i detta syfte 1985 och är en ekonomisk förening med 28 medlemsorganisationer. Man säger sig vara en *"familj som tillsammans med alla medvetna konsumenter verkar för en ökad produktion och konsumtion av ekologisk mat i hela världen"*³. Organisationen är sedan 2002 det enda godkända kontrollorganet i Sverige. Dock ändrade man år 2007 sitt system så att även andra certifieringsbolag får KRAV-certifiera, tidigare sköttes detta enbart av organisationen själv.⁴ I nuläget finns fyra godkända externa certifieringsorgan som certifierar enligt KRAV:s regler.⁵



Bild 2.1. Logotyp på KRAV-märkta produkter (KRAV, 2008a)

Certifiering enligt KRAV:s egna villkor innebär att man uppfyller de minimikrav som EU:s lagstiftning ställer, men även en del strängare villkor som KRAV själv tagit fram. Dessa strängare villkor gäller till exempel etiska aspekter som premiering av djurs naturliga beteende. Vid denna typ av certifiering får produkten kallas "ekologisk" och bära KRAV:s logotyp.

2.2.3 Certifiering enligt EU:s regler

Även en certifiering efter endast EU:s regler är möjlig. Produkten får även då benämnas som "ekologisk" men får inte bära KRAV:s logotyp. Istället har EU tagit fram en egen sådan för ekologiska produkter som dessa produkter får märkas med. Den största delen av ekologiska producenter i Sverige har dock valt den högre graden av certifiering och bär därmed KRAV:s logotyp.⁶



Bild 2.2. Nuvarande logotyp på EU-certifierade produkter (Livsmedelsverket, 2008a)

De varor som kvalificerar sig för denna märkning ska innehålla minst 95 % ekologiska ingredienser. En gemensam logotyp för EU:s alla medlemsländer togs fram i syftet att underlätta för konsumenter att känna igen ekologiska varor och för att visa att varans produktion är kontrollerad. Även för denna certifiering finns det i dagsläget fyra

¹ Konsumentverket, 2003

² Konsumentverket, 2003

³ KRAV, 2008c

⁴ KRAV, 2008a

⁵ KRAV, 2008b

⁶ Regeringens skrivelse 2005/06:88

godkända kontrollorgan och dessa är samma som för KRAV-märkningen; Aranea Certifiering AB (ett dotterbolag till Krav), Smak AB, HS Certifiering AB och Valiguard AB.¹ Det är Jordbruksverket som ansvarar för EU-märkningen av ekologiska produkter.²

En diskussion har förts inom EU att förändra certifieringen och märkningen av ekologiska varor. Man ville införa en tvingande gemensam märkning för alla ekologiska produkter i Europa. Enligt den tidigare nämnda nya EU-förordningen om ekologiska produkter (834/2007) som började gälla 2009 är denna märkning ett faktum.³ Alla ekologiska produkter måste efter det märkas med EU:s logotyp, den får dock kombineras med nationell eller privat märkning som KRAV. Tidigare har diskussioner förts om att förbjuda märkningar som ställer högre krav än EU:s regler men detta blev inte verklighet. Syftet med de nya bestämmelserna är att göra det lätt för konsumenterna att känna igen ekologiska produkter var de än är i Europa.⁴ En ny logotyp kommer att tas fram för denna märkning, den är dock inte klart än och under tiden används den som syns i bild 2.2.⁵ Det anses från KRAV och andra svenska organisationer för ekologisk produktion vara viktigt att KRAV-märkningen trots detta lever vidare, då man genom denna har kvar en möjlighet att nationellt skapa egna regler för ekologisk produktion, utöver de EU-gemensamma.⁶

2.3 Hur ser marknaden ut?

Marknaden för ekologiska produkter är expansiv. Globalt uppskattas den växa med 7-9 % per år, i Europa med 5-7 % per år.⁷ Försäljningsdata för 2006 är den mesta aktuella data som finns att tillgå då det gäller försäljning i Sverige. År 2006 utgjorde ekologiska produkter 2,2 % av den totala försäljningen av livsmedel och alkoholfria drycker. Störst var andelen för mejerivaror, 5,3 %. För köttprodukter utgjorde ekologiska produkter 1,3 % av den totala försäljningen.⁸ År 2007 var antalet ekologiska produkter på den svenska marknaden 4 127 stycken.⁹

Studier har visat att en stor andel av de svenska konsumenterna har en positiv inställning till ekologiska produkter. Samtidigt visar deras köpvanor att en endast en liten del faktiskt regelbundet köper ekologiska varor. Detta tros bero på dels ett för litet utbud, dels på de relativt höga priserna på dessa varor.¹⁰

Enligt Jordbruksverket finns en större efterfrågan än tillgång på ekologiska produkter på den svenska marknaden. Orsakerna till att produktionen inte ökar i önskvärd takt kan vara många. Trots bra lönsamhet för ekologisk produktion, tvekar många producenter att lägga om sin produktion. Detta sägs bero på till exempel jordart och andra förutsättningar på gården, brist

¹ Livsmedelsverket, 2008a

² Personligt meddelande, Helena Bengtsson

³ Livsmedelsverket, 2007

⁴ Europa Press Release, 2007

⁵ Livsmedelsverket, 2008b

⁶ Ekologiska Lantbrukarna, 2007

⁷ Regeringens skrivelse 2005/06:88

⁸ SCB, 2007

⁹ KRAV, 2008a

¹⁰ Jordbruksverket, 2008a

på betesmark, att investeringar redan gjorts i den konventionella produktionen, oro för lägre avkastning och att regelverket för ekologisk produktion upplevs som komplicerat. Det finns i nuläget stora arealer som får så kallad miljöersättning för ekologisk produktion, men som inte är certifierad enligt KRAV eller EU och därmed kan varorna från produktionen inte säljas som ekologiska. Detta faktum talar dock för att det finns stora möjligheter att i Sverige öka mängden certifierad mark och därmed mängden ekologiska produkter på marknaden.¹ Mer om miljöersättning återfinns senare i rapporten.

2.3.1 Prissättning och lönsamhet

Priserna på ekologiska varor är högre beroende på flera faktorer. Framförallt eftersom ekologiskt jordbruk ger lägre avkastning generellt och har högre produktionskostnader än konventionellt, dessutom är kostnaderna för hanteringen också högre på grund av att ekologiska varor måste hanteras separat från konventionella vid vissa tillfällen.²

Prisskillnaderna är störst för de livsmedel där omställningen till ekologisk produktion är mer omständlig och kostsam. För vegetabilier är skillnaderna allra störst för grönsaker odlade i växthus och på friland, och för animaliska produkter för ägg och griskött.³ En annan faktor som bidrar till höga priser är betalningsviljan hos konsumenterna. Många är beredda att betala ett högre pris för en ekologisk vara vilket gör att priserna drivs upp. Dock är prisskillnaden mellan ekologiska och konventionella livsmedel relativt låg i Sverige (30 % dyrare) jämfört med andra EU-länder.⁴ Den senaste tidens ökade livsmedelspriser har även haft effekt på priserna för ekologiskt producerade livsmedel. Detta i samband med den ökade efterfrågan på ekologiska produkter har medfört att priserna på dessa stigit mer än för konventionellt producerade varor.

Studier har visat att lönsamheten för producenten är större vid ekologisk växtproduktion än vid konventionell, sett till kr/hektar. Detta gäller även för mjölkproduktion.⁵

2.3.2 Miljöersättning

Producenter som har ekologisk odling eller djurhållning kan få så kallad miljöersättning från Jordbruksverket. Miljöersättning kan ges i olika form, bland annat för ekologisk produktion, och har införts för att stödja de lantbrukare som i sin produktion hjälper till att uppfylla de svenska miljö kvalitetsmålen. Miljöersättningen för ekologisk produktion har som syfte att främja ett hållbart utnyttjande av vår jordbruksmark och ska kompensera de merkostnader som finns för produktionen. Dessa utgörs av exempelvis dyrare foder och stallkostnader men miljöersättningen ska även uppväga det faktum att ekologisk produktion ger lägre avkastning och ofta kräver mer arbete än traditionell.⁶ Produktionen behöver inte vara certifierad för att miljöersättning ska kunna utbetalas, dock ger icke-certifierad produktion mindre ersättning. Producenten gör ett så kallat åtagande för att få ersättningen. Detta är på fem år och innebär att man under den perioden åtar sig att följa de villkor som gäller för ersättningen.

¹ Jordbruksverket, 2008b

² Jordbruksverket, 2008a

³ Jordbruksverket, 2008b

⁴ Regeringens skrivelse 2005/06:88

⁵ Jordbruksverket, 2008b

⁶ Jordbruksverket, 2008b

Miljöersättningen för ekologisk produktion betalas ut per hektar för odling. Då det gäller djurhållning är ersättningen 1 600 kr/djurenhet och år om verksamheten är certifierad och 1 200 eller 800 kr/djurenhet och år om den inte är det. Hur många djur som utgör en djurenhet beror på ålder och typ av djur. Till exempel kan en djurenhet utgöras av en mjölk- eller sinko, eller sex kalvar mellan en och sex månader. Det är länsstyrelsen som fattar beslut om miljöersättning och Jordbruksverket som betalar ut pengarna.¹ År 2006 betalades sammanlagt 582 miljoner kronor ut i miljöersättning för ekologisk verksamhet till ca 21 000 lantbrukare.²

Utöver miljöersättning kompenseras producenter av ekologiska produkter genom ett merpris vid försäljning av sina produkter för förädling.³

2.4 Produktionen

Generellt sett är de viktigaste principerna för ekologisk livsmedelsproduktion att inga kemiska bekämpningsmedel eller konstgödsel används och att man i alla led följer den så kallade försiktighetsprincipen. Det sistnämnda innebär exempelvis att inga genmodifierade organismer får användas i produktionen. Målet är ett lantbruk med hög självförsörjningsgrad, där lokala och förnyelsebara resurser ska utnyttjas i största möjliga mån. Att främja artrikedom och arbete för ett kulturlandskap är också målsättningar för ekologiskt lantbruk.

Regeringen har som tidigare nämnt, i en bedömning av ekologisk produktion och ekologiska livsmedel, tagit fram det övergripande målet att 20 % av landets jordbruksmark vid utgången av 2010 ska vara certifierad som ekologisk.⁴ Redan för år 2005 sattes ett mål upp om att 20 % skulle vara ekologiskt odlad, här fanns dock inte kravet på certifiering. Detta mål nåddes nästan, 19 % av vår jordbruksmark var ekologiskt odlad 2005. Dock var andelen certifierad ekologisk mark så låg som 7 %⁵. Målet om 20 % certifierad mark år 2010 ser ut att bli svårt att nå, faktum är att den totala andelen ekologiskt odlad mark hade sjunkit till 17 % år 2007 och andelen certifierad ekologiskt odlad mark till 5,8 %.⁶ Mer specifika mål gällande den för studien aktuella nötköttsproduktionen återfinns senare i rapporten.

De senaste åren har antalet ekologiska producenter varierat, se figur 2.1 nedan.

¹ Jordbruksverket, 2007b

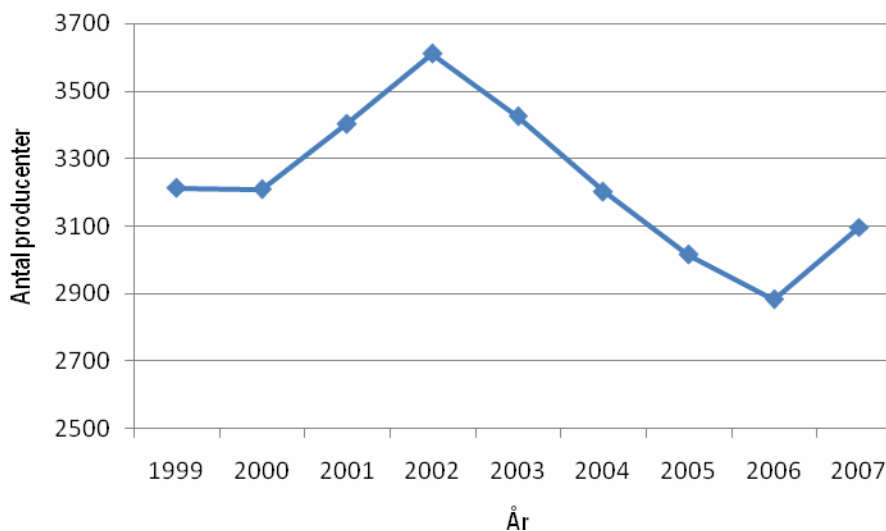
² Jordbruksverket, 2007a

³ Konsumentverket, 2003

⁴ Konsumentverket, 2003

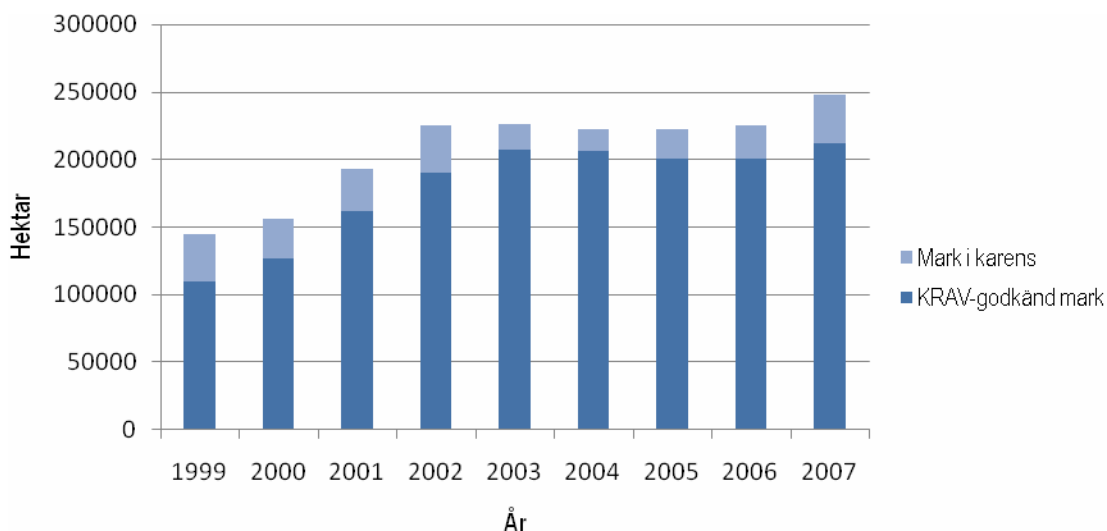
⁵ Regeringens skrivelse 2005/06:88

⁶ Miljömålsportalen, 2008



Figur 2.1. Antal KRAV-an slutna producenter 1999-2007 (KRAV, 2008c)

Dock har mängden KRAV-godkänd lantbruksmark och mark i karens ökat, trots variationen i antal producenter. Detta visar att få producenter går över till ekologisk produktion, istället är det så att de som redan är KRAV-an slutna utökar sin verksamhet på området. Se utvecklingen för KRAV-godkänd mark i figur 2.2 nedan. Trots denna utveckling minskar ändå som ovan nämnt den certifierade ekologiska markens andel av vår totala jordbruksmark.



Figur 2.2. KRAV-godkänd åker- och betesmark 1999-2007 (KRAV, 2008c)

2.4.1 KRAV:s bestämmelser

Då KRAV:s regler är de som är aktuella för den senare studerade verksamheten kommer fokus ligga på dessa vid genomgången av bestämmelser för ekologisk produktion. KRAV:s bestämmelser innefattar dessutom som ovan nämnt alla de bestämmelser som gäller för EU-märkningen. Regelverket är beskrivet utifrån information på organisationens hemsida¹ och i diverse publikationer rörande detta.

¹ KRAV, 2008d

I KRAV:s regler för ekologisk produktion sägs inledningsvis att; ”*Grunden för den ekologiska produktionen är en omsorg om naturens grundläggande funktioner och global solidaritet. Målsättningen är att bedriva en långsiktigt hållbar och ur konsumentens synvinkel förtroendeingivande produktion av livsmedel och andra produkter av hög kvalitet. Strävnan är att i alla led (produktion, förädling, distribution, etc) visa omsorg om naturliga förlopp och beteenden...*”¹ KRAV:s arbete sägs vila på fyra huvudprinciper; bra miljö, god djursorg, god hälsa och socialt ansvar. Processen att förbättra regelverket sker kontinuerligt, och förändringar publiceras minst två gånger om året.

Då en producent ska bli KRAV-godkänd förbinder denne sig att följa KRAV:s regler, lämna kompletta ansökningar till den som ska certifiera och att betala den aktuella ansökningsavgiften till certifieringsorganet. Efter detta sker en revision innan certifikatet utfärdas. Den anslutne producenten åtar sig sen att följa den aktuella versionen av KRAV:s regler och ska informera alla berörda inom verksamheten om dessa. En kontaktperson ska finnas hos producenten och denne måste vara väl insatt i reglerna och verksamheten. Dokument ska finnas så certifieringsorganet kan kontrollera att reglerna följs. Kontroll av verksamheten sker då ansökan om KRAV-anslutning behandlas, men certifieringsorganet har efter det rätt att utföra kontroller när som helst. Om det då visar sig att bestämmelserna inte följs kan sanktioner vidtas. Vid en mindre avvikelse ställs krav på producenten att ta fram en plan för avhjälpande åtgärder, beskriva varför avvikelsen uppstod och hur upprepning av avvikelsen ska undvikas. Om producenten inte gör detta klassas avvikelsen istället som en större sådan. Vid en större avvikelse kan produktionen underkännas och produkten mista rätten att säljas som ekologisk. Vid stora och upprepade överträdelser kan producenten utestängas helt från KRAV:s kontroll.

För att minska påverkan på miljön finns det i bestämmelserna en del generella regler som gäller alla typer av producenter. Dessa innefattar att mängden farligt avfall ska minimeras och att avfallet ska hanteras utan risk för föroreningar av vatten, luft eller mark. Dessutom kräver man att producenten ska ha en miljöpolicy och bedriva ett systematiskt miljöarbete.²

Vid övergång från konventionellt till ekologiskt lantbruk finns en så kallad karenstid. Under denna tid ska KRAV:s bestämmelser följas, men produkterna får inte säljas som ekologiska.³ Mer om karensbestämmelser och specifika bestämmelser för djurhållning under avsnittet om ekologisk nötköttsproduktion.

2.4.2 Diskussion kring bestämmelserna

Denna diskussion är baserad på en studie från 2004 där SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) och deras Centrum för uthålligt lantbruk granskade KRAV:s regelverk.⁴ Syftet med studien var att diskutera om detta verkligen bidrar till att målen för ekologiskt lantbruk uppfylls och

¹ KRAV, 2008d

² KRAV, 2008d

³ Konsumentverket, 2003

⁴ SLU, 2004

vilka målkonflikter som eventuellt finns. Fokus i studien låg främst på frågor om växtodling och djurhållning, och man menar att detaljnivån i regelverket är en viktig faktor att diskutera. Ju mer detaljerade regler, desto mer kan man styra och kontrollera produktionen. Samtidigt är det andra saker som spelar in för att uppnå målen med regelverket, en verklig förståelse hos producenten för målen bakom regelverket nämns som en viktig faktor. Det hela sägs bli en avvägning mellan det ekologiska jordbrukets breda och grundläggande principer och ett detaljerat regelverk. Ett mindre skärpt regelverk kanske lockar fler producenter till ekologisk produktion, samtidigt som ett strängare ger mer kontroll över att de ekologiska principerna verkligen efterföljs.

Regelverket sägs enligt SLU:s studie uppdateras kontinuerligt med hänsyn till nya kunskaper, ekonomiska förutsättningar och tekniska möjligheter. Det menas därför bli en kompromiss mellan de ekologiska idealen och verkligheten, vilket innebär att ett glapp uppstår mellan regler och mål. Regelverket bidrar enligt SLU inte till 100 % till att principerna för ekologiskt lantbruk efterföljs. Ett annat faktum som sägs skapa ett sådant glapp är att regelverket har flera funktioner. Det ska fungera som en instruktion till producenterna och samtidigt som en garanti för konsumenterna att varan uppfyller de uppsatta målen.

Kretsloppstänkandet är en viktig del av det ekologiska lantbruket och en fråga som skapar en målkonflikt. För att uppnå fungerande kretslopp i livsmedelsproduktion anser SLU i rapporten att mer restprodukter från samhället måste återföras till lantbruket. Detta menar vissa blir svårare och svårare ju mer urbaniserade vi blir och kräver därmed stor resursåtgång i form av framförallt energi. En lösning på denna konflikt sägs vara att satsa på småskalig lokal produktion och därmed få kortare kretslopp.

Även fossil energianvändning är viktig att diskutera då det gäller ekologisk produktion. Klimatpåverkan och användningen av fossil energi är ett stort problem, både globalt och regionalt. Att minimera denna användning skulle leda till ett mer uthålligt lantbruk, ett av det ekologiska lantbrukets principer. I KRAV:s regler finns rekommendationer om att energiförbrukningen ska minimeras och att förnyelsebar energi ska användas om detta är möjligt. Konkreta regler saknas dock helt. Detta menar SLU i granskningen är ett tydligt exempel på en kompromiss mellan det ekologiska lantbrukets principer och de verklighet som råder. Beroendet av fossila drivmedel är i stort sett lika omfattande i det ekologiska lantbruket som i det konventionella. Dock finns det faktorer som gynnar det ekologiska lantbruket vid en jämförelse av energianvändning. Användandet av stallgödsel och grovfoder är två exempel. Samtidigt utgör energiförbrukningen vid produktion en liten del av den totala för en produkts påverkan. Den förädlade KRAV-märkta produkten som når konsumenten har enligt SLU ofta transporterats långt mellan olika förädlingssteg, och man ställer frågan om detta är försvarbart utifrån principerna för ekologisk produktion.

En annan målkonflikt konstateras av SLU finnas rörande ekologiska djurs hälsa och hänsyn till miljön. För det enskilda djuret kan en antibiotikakur exempelvis lindra dess lidande, samtidigt som en för stor antibiotikaanvändning kan leda till resistens hos skadliga organismer och påverka våra ekosystem. Djurens rätt till ett naturligt beteende och därmed

mer utvistelse är också en viktig princip för ekologisk produktion. Detta i motsats till konventionell, där mer fokus ligger på den individuella djurhälsan. Djur som är ute mycket utsätts dock mer för parasiter och de sjukdomar dessa sprider, detta är det största djurhälsoproblemet med ekologisk produktion. Parasiterna kan behandlas, men då får man en konflikt med målet om att inga naturfrämmande medel får användas. KRAV:s regler förbjuder rutinmässig förebyggande behandling med läkemedel då vissa av dem passerar genom djuret utan att brytas ner och sen skadar organismer i gödseln.

Sammanfattningsvis menar SLU att KRAV:s regler behöver bli tydligare och mer mätbara. Risken att regelverket blir urvattnat och hamnar längre och längre ifrån den ursprungliga målsättningen bedöms annars som stor från flera håll. Till detta bidrar också att den ekologiska marknaden växer så fort att principerna om närproducerat, kretslopp och självförsörjning blir svåra att vidhålla.¹

2.5 Miljöeffekter av ekologisk produktion

År 2001 gjorde SLU en sammanställning av tidigare genomförda studier där konventionell och ekologisk produktion jämförts.² Sammanställningen gjordes utifrån fyra europeiska inventeringar av miljöeffekterna av ekologisk produktion. Det övergripande resultatet blev att ekologisk produktion har en mindre negativ inverkan på miljön än konventionell, dock skiljer sig resultatet lite beroende på vilken typ av miljöeffekt som studeras.

Produktionsnivån visade sig enligt studien vara en viktig faktor då ekologisk och konventionell produktion jämförs. Enligt den aktuella sammanställningen ger ekologisk odling mindre avkastning, upp till 30 %. Då det gäller animalier som nöt finns få genomförda studier av produktionsnivån, men de som finns tyder på ca 20 % lägre produktion då denna är ekologisk. Då det gäller biologisk mångfald är de sammanställda studierna entydiga i sina resultat, ekologisk produktion gynnar den biologiska mångfalden. Detta sägs bero på bland annat frånvaro av kemiska bekämpningsmedel och varierande växtföljder. Även näringsämnesbalansen sägs gynnas av ekologisk produktion. En bättre regional balans mellan gårdar med djur och växtodling nämns som en faktor som är viktig för att få denna balans att fungera, detta då en stor del av näringsämnena för växter cirkulerar via djuren. Här sägs den ekologiska produktionen kunna bidra till förbättring då stallgödsel används i växtodlingen. Resultaten då effekterna av ekologisk produktion på näringsämnesläckage sammanställs varierar enligt studien. Även om alla visar att ekologisk produktion innebär mindre läckage i olika utsträckning varierar resultaten beroende på olika faktorer som exempelvis skala. En viktig faktor som påverkar resultatet är om man tittar på läckage per ytenhet eller per kilo produkt. Den fördel som ekologisk mark har genom mindre läckage per ytenhet äts enligt vissa studier upp av den lägre produktionsnivån. Resultatet blir lika mycket eller mer läckage per kilo produkt.

¹ SLU, 2004

² SLU, 2001

Även effekter på energianvändning och klimatpåverkan har sammanställts i SLU:s studie från 2001. Energianvändningen konstateras vara generellt mindre vid ekologisk produktion, specifikt för nötköttsproduktion cirka 40 % per kilo producerat kött. Detta förklaras av mindre mängd foderkoncentrat, och för odling beror effekten på att mindre mineralgödsel används. Detta kräver mycket energi vid tillverkning. För klimatpåverkan sägs studierna också lägre sammanlagda växthusgasutsläpp vid ekologisk produktion, dock sägs dataunderlaget vara litet. För nötköttsproduktion visar studier större utsläpp av metan vid ekologisk produktion, då mer grovfoder konsumeras här.¹

Vilken livsmedelstyp som är bäst ur miljösynpunkt är på grund av dessa varierande resultat svårt att helt klargöra. Hänsyn måste tas till vilka aspekter som är viktiga för den enskilde konsumenten. Etiska aspekter som djurhållning viktigt för vissa medan andra exempelvis prioriterar varor med låg klimatpåverkan.²

Klimatmärkning

Ekologiska produkter har i studier visat sig ha vissa miljömässiga fördelar, dock har kritik riktats mot det faktum att KRAV inte tar hänsyn till klimatpåverkan i sin bedömning av produkter. Något av problematiken kring denna fråga behandlades ovan. Ekologiska produkter kan fraktas långt från andra länder för att säljas i Sverige, något som givetvis kräver energi och därmed kan påverka vårt klimat. Vissa konsumenter har upplevt det som de blivit lurade, trots att KRAV aldrig påstått att deras varor har en mindre negativ effekt på klimatet än konventionella.³ Från KRAV:s sida har man tidigare arbetat med att ta fram en klimatmärkning av mat, i samarbete med bland annat Svenskt Sigill, Lantmännen och Skånemejerier. Syftet var att ta fram en märkning som underlättar för konsumenten att göra ett bra val ur klimatsynpunkt. Idén om en klimatmärkning blev dock aldrig genomförd, KRAV jobbar istället med en metod för att lyfta in klimatregler i den vanliga KRAV-märkningen.⁴

2.5.1 Kritik mot ekologisk produktion

Det råder delade meningar om i vilken utsträckning ekologisk produktion gynnar miljön, då studier beroende på skala och avgränsningar ger olika resultat.

Bland svenska forskare råder det delade meningar. Vissa menar att föreställningen om ett naturligt jordbruk som det miljömässigt skonsammaste är felaktig och saknar vetenskaplig grund. Vi bör enligt dessa inte alls undvika exempelvis mineralgödsel och bekämpningsmedel. Att kalla detta för konstgödsel och gift anses bara vara ett medel för att ytterligare spä på denna föreställning. Det poängteras istället att just mineralgödseln bidragit till den höga bördighet som åkermarken i Sverige har idag, och att framställandet av mineralgödsel var en av förra århundradets viktigaste upptäckter. Tack vare denna upptäckt har vi skördar som idag är fem gånger större än tidigare, vilket haft stor effekt på

¹ SLU, 2001

² SIK, 2005

³ Wetterstrand, 2007

⁴ KRAV, 2007

livsmedelsförsörjningen i världen. För att uppehålla denna skördenivå anses gödsling och kalkning av marken vara nödvändig. Man menar att de jämförelser mellan ekologisk och konventionell odling som idag görs blir missvisande till den ekologiska markens fördel, eftersom även denna drar nytta av bördigheten som mineralgödseln hjälpt till att bygga upp. För att få studier som ger en mer rättvis bild av den långsiktiga skördenivån på ekologiskt odlad mark bör man enligt dessa använda sig av ett längre tidsperspektiv.¹ Det poängteras att de mindre skördar som den ekologiska odlingen sägs ge innebär att större arealer mark krävs för att producera samma mängd som med konventionell produktion. Detta innebär även att eventuella fördelar av mindre kväveläckage från ekologisk odling "äts upp" av det faktum att mer mark krävs. Man menar att resultatet då blir mer eller lika mycket kväveläckage per kilo producerat livsmedel. Det faktum att mer mark krävs sägs också påverka den biologiska mångfalden. Denna är större i betes- och naturmark än på odlad mark, så om mer mark måste användas till just odling menar man att det ekologiska jordbruket istället får en negativ effekt på den biologiska mångfalden.²

Kretsloppstänkandet, som är en viktig del av det ekologiska jordbruket, menar vissa forskare inte alls ger den långsiktiga hållbarheten som eftersträvas. Istället anser man att det viktiga är vad man får ut i förhållande till insatsen, och att mineralgödsel här exempelvis ger högre utbyte än organisk gödsel. Resultatet av ett ekologiskt jordbruk sägs därmed bli att växtnärbalansen till slut inte går ihop för dessa odlare, och att de därför tvingas ta till höngödsel, växt- och köttmjöl för att återföra näringsämnen till marken. Detta sägs vara ett problem ur hygienisk synpunkt. Det ska även innebära ett problem eftersom dessa produkter kan härstamma från gårdar som i sin tur använder till exempel mineralgödsel, och att det ekologiska konceptet därför misslyckas. Man menar istället att effektivare system för omhändertagande av stallgödsel och organiskt avfall behövs, där energiutvinning genom biologisk nedbrytning eller rötning kan ske. Efter detta kan näringsämnen i resterna tas tillvara och återföras till marken.³

Förespråkarna menar istället att det finns ett antal vetenskapliga studier som visar fördelar för miljön vid ekologisk produktion. Detta gäller till exempel biologisk mångfald, som sägs gynnas. Även kväveläckaget sägs minska tack vare mindre tillsatt mängd kväve och lägre intensitet i djurhållningen. Då det gäller kemiska bekämpningsmedel talar förespråkarna om regeringens uppsatta mål på området, som innebär att halterna av naturfrämmande ämnen i miljön år 2020 ska vara nära noll. Trots detta menar man att de riktvärden som finns för halter av dessa ämnen i våra vattendrag ofta överskrids, och att det ekologiska jordbrukets principer är ett bra sätt att minska bekämpningsmedelsanvändningen.⁴

¹ Andren et al, 2006a

² Andren et al, 2006b

³ Andren et al, 2006a

⁴ Bengtsson et al, 2006

2.6 Ekologisk nötköttproduktion

Köttproduktion är resurskrävande, samtidigt som köttprodukter ger människan många viktiga näringsämnen. Vid en jämförelse sägs det ekologiska köttet inte skilja sig från konventionellt producerat då det gäller kvalitativa egenskaper som smak och just näringsinnehåll.¹

2.6.1 Bakgrund

I Sverige har nötköttsproduktionen historiskt sett varit starkt integrerad med mjölkproduktionen. Idag kommer 70 % av det nötkött vi konsumerar från mjölkkor, även om antalet mjölkkor minskat drastiskt sedan 1990-talet. Istället har en mer specialiserad nötköttsproduktion växt fram.² Om köttet kommer från speciella köttraser använder man oftast unga tjurar, stutar eller kvigor till köttet. Då nötkötts- och mjölkproduktionen är integrerad är det mest tjurarna som används för kött. Men även kor och kvigor som inte passar in i mjölkbesättningen eller blivit för gamla går till slakt.³

Under de senaste decennierna har köttkonsumtionen ökat kraftigt i Sverige, från 46 kg/person och år 1960 till 85 kg/person och år 2006. Konsumtionen av just nötkött fördubblades under slutet av 1900-talet i Sverige, efter att tidigare hållit en relativt jämn nivå sedan 1960-talet.⁴ Under 2000-talet har ökningen fortsatt. Detta i kombination med den minskade produktionen har lett till en större import av nötkött, år 2006 var den svenska självförsörjningsgraden 59 % för detta livsmedel, jämfört med 84 % tio år tidigare.⁵

Ofta diskuteras ur resurssynpunkt jämförelsen mellan att äta kött eller vegetariskt, för att producera ett kilo kött krävs upp till tio kg spannmål i foder. Den ökande köttkonsumtionen har därför indirekt medfört en ännu större ökning av spannmålskonsumtionen/produktionen.⁶

2.6.2 Villkor

Vid ekologisk köttproduktion ska djurhållningen anpassas så att mängden djur matchar gårdens förmåga att producera foder, för att öka självförsörjningsgraden. Djurtätheten ska också anpassas till spridningsmöjligheterna för stallgödseln, för att undvika förluster av näringsämnen. Djur i ekologisk produktion äter till stor del ekologiskt producerat foder.⁷ Diskussioner har funnits kring att höja kraven på andelen ekologiskt producerat foder, och sedan den 1 januari 2008 ska alla idisslare i ekologisk produktion utfodras med 100 % ekologiskt foder.⁸ Vid ekologisk odling för denna foderproduktion används varierad växtföljd och mekanisk ogräsbekämpning istället för mineralgödsel och kemiska bekämpningsmedel. Att inte använda mineralgödsel vid foderproduktionen bidrar till en lägre energiåtgång än vid konventionell odling.

¹ Konsumentverket, 2003

² Jordbruksverket, 2007a

³ KRAV, 2009

⁴ Jordbruksverket, 2008a

⁵ Jordbruksverket, 2007a

⁶ Konsumentverket, 2003

⁷ Regeringens skrivelse 2005/06:88

⁸ Jordbruksverket, 2008c

Begreppet ekologiskt innebär vid köttproduktion även krav på den etiska biten av djurhållningen, såsom miljö i stall och utevistelse.¹ Då produktionen av mjölk och nötkött i Sverige är starkt integrerat bör det nämnas att kraven på ekologisk produktion av dessa livsmedel är i stort sett desamma.

KRAV

Nedan följer en sammanfattning av KRAV:s bestämmelser för ekologisk nötköttsproduktion, hämtad från organisationens hemsida. Enligt dessa bestämmelser ska: *”ekologisk djurhållning baseras på lantbruk där marken brukas enligt KRAVs målsättning med ekologisk produktion definierad i KRAVs stadgar. Djurhållning enligt KRAVs regler ska kännetecknas av mycket god djurvälstånd och respekt för djurets artspecifika egenart och behov när det gäller fysiologi, beteende, foder och närmiljö.”*² Då en producent vill få sina djur KRAV-godkända görs först en kontroll av certifieringsorganet och om detta ger sitt godkännande genomgår djuren den tidigare nämnda karenstiden för övergång till ekologisk produktion. För alla typer av köttproduktion är denna period ett år. Under tiden sköts djuren enligt KRAV:s regler och eventuella kalvar blir direkt KRAV-godkända om de föds efter minst två månaders karens. Dokumentation över djurhållningen är viktig för KRAV:s kontroll, dokumentation ska föras över bland annat:

- födda, inköpta, sålda och döda djur
- skador och sjukdomar hos djuren
- behandlingar
- kastrering

Bestämmelser om djurens levnadsmiljö utgör en stor del av regelverket för djurhållning. Viktigt här är att djuren får utlopp för sina arttypiska behov och beteendemönster. Det poängteras att kalvar vid förlossning ska ha möjlighet till nära kontakt med modern under den första levnadstiden. Kor har instinkten att dra sig undan från flocken vid födsel och detta ska det ges möjlighet till.

Under betesperioden ska djuren kunna vistas ute på betesmark under större delen av dygnet. Under den så kallade utevistelseperioden ska djuren få möjlighet att vistas ute någon gång under dagen, om mark- och väderförhållande tillåter detta. För nötkreatur ska utvistelseperioden vara minst två månader längre än betesperioden. Regler finns för undantag, till exempel vid sjukdom eller betäckning. För djurens inhägnad ska taggtråd undvikas och stängsel får inte vara strömförande. Även utöver betes- och utevistelseperiod bör djuren vara ute då mark- och väderförhållande tillåter detta. För djurens stallar finns uppsatta minimimått och de får inte vara uppbundna utan ska kunna röra sig fritt och ha tillgång till dagsljus. Kalvar ska alltid hållas i grupp.

¹ Regeringens skrivelse 2005/06:88

² KRAV, 2008d

För foder är målsättningen som ovan nämnt att 100 % KRAV-certifierat foder ska användas. GMO är inte tillåtna varken som foder eller vid framställningen av detta. Även självförsörjningsgraden för foder är reglerad, minst 50 % sett till ett år. Allt foder ska vara framställt enligt KRAV:s regler för förädling. Djuren ska ha fri tillgång till grovfoder, detta sägs ge dem sysselsättning och dess näring och struktur är viktig för idisslingen. Högst 30 % av det dagliga torrfoderintaget får vara kraftfoder och för nötkreatur måste betet utgöra minst 50 %. Kalvarna ska få dia under minst hela råmjölkperioden.

Gällande hälso- och sjukvård för djuren finns också bestämmelser. Det står att *”djurhållningen ska vara sådan att den genom goda djurmiljöer, skötsel och utfodringsrutiner befrämjar en god hälsa och håller sjukdomsnivån låg. Ett gott hälsotillstånd är en förutsättning för att djurproduktionen ska kunna KRAV-certifieras. Skötaren ska ha god tillsyn över alla djur.”*¹ Rutinmässig, förebyggande behandling med mediciner eller kemiska bekämpningsmedel får inte ske, undantag får ske och följs i så fall av en viss karenstid.²

Miljöersättning

För den ovan nämnda miljöersättningen för ekologisk produktion ställs vissa specifika krav på djurhållning. Djurhållningen ska vara dokumenterad och producenten ska i första hand ta in ekologiskt uppfödda djur. Andra villkor ska också uppfyllas. Dessa gäller områden som djurmiljö, stallmiljö, bete, foder, hälsovård och fortplantning.³ Som ovan nämnt kan producenten få miljöersättning för ekologisk produktion utan att vara certifierad.

2.6.3 Utveckling

Generellt är andelen djur i ekologisk produktion större för nöt än exempelvis gris och fjäderfä totalt sett. År 2005 var till exempel andelen djur i ekologisk produktion 5,5 % för nöt och under 1 % för gris. Detta beror på att övergången från konventionell till ekologisk produktion här kräver mindre förändringar, vilket leder till en större andel ekologiska producenter.⁴ År 2007 hade siffran stigit till 7 % för nöt.⁵

Gällande köttproduktion talades det från regeringens håll redan 1994 om att ekologisk produktion är en förutsättning för en hållbar utveckling av det svenska jordbruket, detta i propositionen Hållbart fiske och jordbruk⁶. Detta följdes 1999 upp av en målsättning som sa att tio procent av nöt och lamm till slakt skulle vara ekologiska år 2005.⁷ Detta uppfylldes sett till antal djur i båda kategorierna, dock var siffran för nötkött lägre. Någon exakt uppgift på antal nötkreatur i ekologisk produktion fanns inte att tillgå men andelen certifierade nötkreatur för slakt var detta år 5,5 %.

¹ KRAV, 2008d

² KRAV, 2008d

³ Jordbruksverket, 2007b

⁴ Jordbruksverket, 2007a

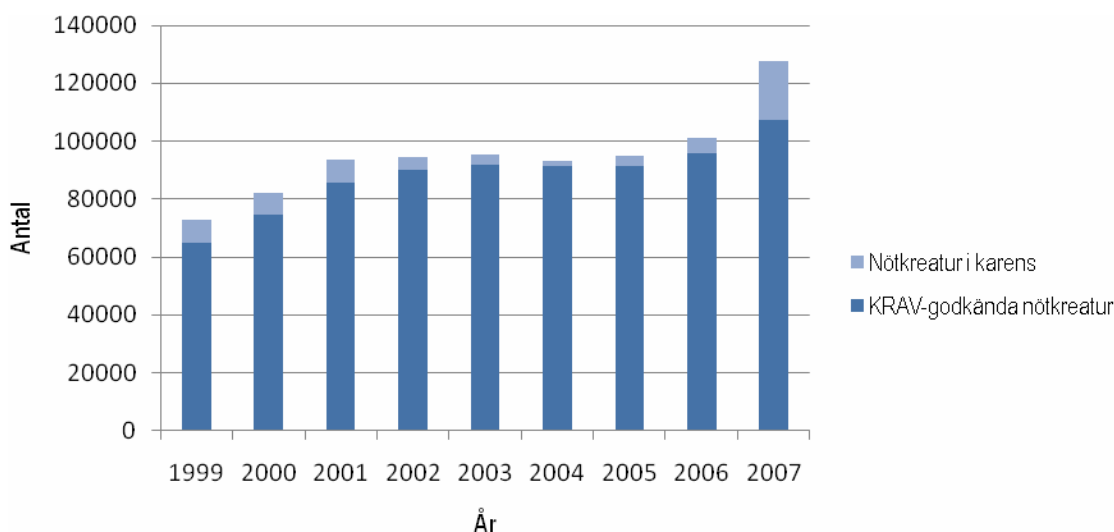
⁵ Jordbruksverket, 2008b

⁶ (prop. 1997/98:2, bet. 1997/98:JOU09).

⁷ 1999/2000:14, bet. 1999/2000:MJU2, rskr. 1999/2000:91

Tidigare nämndes regeringens målsättning om att 20 % av jordbruksmarken ska vara ekologiskt odlad år 2010. Målet för mjölk, ägg och kött från idisslare är inte lika tydligt. Här talar man istället om att den ekologiska produktionen ”*bör öka markant*”. Vidare konstateras att denna utveckling till största del är beroende av efterfrågan och därmed marknadsutvecklingen för just ekologiska produkter. För att stimulera denna utveckling bör enligt regeringen konsumtionen av certifierade ekologiska livsmedel i den offentliga sektorn öka till 25 % år 2010.¹ Även mot vanliga konsumenter har insatser gjorts för att öka den ekologiska andelen av vår nötköttskonsumtion. En butiksnära kampanj med ekonomiskt stöd från staten och EU drogs igång 2006 i samarbete med Scan och Ekokött.

Antalet KRAV-godkända nötkreatur har nästan konstant ökat under 2000-talet, se figur 2.3. (Dessa siffror innefattar även mjölkkor.) Samtidigt har antalet KRAV-anslutna producenter med nötkreatur minskat något. Detta visar att ökningen av antalet nötkreatur inte beror på att fler producenter ansluter sig till KRAV, utan på att de befintliga KRAV-producenterna utökar sin verksamhet.²



Figur 2.3. Antal KRAV-godkänd nötkreatur 1999-2007 (KRAV, 2008c)

Marknaden för ekologiskt nötkött

I januari 2009 fanns det 50 KRAV-godkända livsmedel av nötkött på marknaden.³ Det finns dock inte så mycket data för ekologisk nötköttsproduktion att tillgå då det gäller marknadsandelar. I Sverige är det Swedish Meats som är störst gällande slakt av ekologisk ungnöt med drygt 80 % av marknaden. Under 2006 upplevde man en ökning av försäljningsvolymen styckad vara med 14,4 % för nötkött. Även mindre aktörer på marknaden sägs ha upplevt samma ökning, vilket innebär en överlag positiv utveckling för branschen. Under samma år var 5 % av den totala slakten av storboskap vid Swedish Meats KRAV-godkänd.⁴ Jämfört med 2005 (4,8 %) har en lite ökning gjorts.

¹ Regeringens skrivelse 2005/06:88

² Jordbruksverket, 2007a

³ KRAV, 2008e

⁴ Ekolantbrukarna, 2007

Inte alla ekologiskt uppfödda nötkreatur säljs som ekologiska på marknaden. I de fall som de inte säljs som ekologiska går man därför miste om den så kallade merbetalning som ekologiska produkter ger. År 2005 var den så kallade nyttjandegraden (andelen ekologiskt kött som säljs som ekologisk) mellan 60 och 80 % på Swedish Meats.¹ Sedan dess har den ökat för varje år och uppges i nuläget vara nära 100 %. Att nyttjandegraden tidigare varit lägre beror på att efterfrågan på vissa detaljer på djurkroppen är större än på andra. Under en uppbyggnadsfas av ekologisk köttförsäljning har man därför sålt det som går att sälja som ekologiskt, och låtit övrigt följa med produktionsströmmarna för konventionellt producerat kött. Detta kan ses som ett slöseri med ekologiskt uppfödda djur, men förklaras med att man utan detta tillvägagångssätt inte ansåg sig kunna få igång en storskalig försäljning av ekologiskt kött överhuvudtaget. Fenomenet har bidragit till att höja priserna på ekologiskt kött. De delar av slaktkroppen som såldes som ekologiska produkter har fått finansiera även de delar som såldes som konventionella sådana, då producenten ändå har alla de extra kostnader som ekologisk produktion innebär.²

Tidigare har bristen på KRAV-godkända slakterier varit ett problem för att öka andelen ekologiskt producerat nötkött till försäljning. En obalans skapas när slakterierna väntar med att övergå till ekologisk verksamhet innan man är säker på att råvara i form av ekologiskt kött finns att tillgå och att marknaden är mottaglig. Detta ledde till att ett antal ekologiskt uppfödda djur inte slaktades ekologiskt. Tack vare den ökade efterfrågan på ekologiskt kött de senaste åren har detta problem i stort sett försvunnit. Dock finns det en stor reserv av djur som snabbt skulle kunna sättas i karens och slaktas som ekologiska om bara marknadssignalerna till uppfödarna blir tillräckligt säkra.³ Vissa producenter av ekologiskt nötkött har ett så kallat återtagskontrakt. Detta innebär att de efter slakt själv säljer sitt kött och därför inte är beroende av slakteriernas egna möjligheter att sälja köttet vidare. De driver därmed in sin merbetalning på egen hand. Övriga producenter får ett KRAV-tillägg vid leverans till slakterierna av ekologiska djur, på grund av de merkostnader som ekologisk produktion innebär. Vid tillfällena då det är brist på nötkött tvingas slakterierna betala detta tillägg även för kött som sedan inte säljs som ekologiskt, för att få in större volymer. Producenterna vill givetvis inte gärna sälja sitt ekologiskt producerade kött utan att få denna tilläggsbetalning, då de måste täcka sina merkostnader och utöver det göra en vinst. År 2005 innebar detta tillägg en merbetalning till producenten på 16,5% för ekologiskt producerat nötkött jämfört med konventionellt.⁴

Situationen på marknaden för ekologiskt kött diskuteras både i media och bland aktörerna på marknaden. Samtidigt som vissa anser det vara en bristvara, exempelvis den stora matvarukedjan Coop, nämns det på andra håll att producenter står i kö för att få leverera ekologiskt kött. För att kunna öka försäljningen här rör problemen mer vilken produkt man gör av slaktkroppen, exempelvis efterfrågas mindre förpackningar.⁵

¹ Ekolantbrukarna, 2006

² Karlsson L., personligt meddelande

³ Regeringens skrivelse 2005/06:88

⁴ Ekolantbrukarna, 2006

⁵ Coop:s Mersmak, 2008

3. Livscykelanalys som metod

Den ökande medvetenheten om miljön och miljöfrågor har skapat en stor marknad för miljöanpassade produkter. Metoder krävs för att hjälpa oss att miljömässigt utvärdera och jämföra produkter och livscykelanalys är ett exempel på en sådan metod.

Livscykelanalys används för att utvärdera miljöpåverkan av varor och tjänster. En produkts liv beskrivs från materialutvinning, tillverkning och användning till resthantering, något som i LCA-sammanhang ofta beskrivs som ”från vaggan till graven”. All miljöpåverkan under dessa faser sammanställs i ett antal miljöpåverkanskategorier. Då produktens hela livscykel analyseras fås ett helhetsperspektiv som vissa andra metoder saknar. Viktigt är att produktens funktion står i centrum då man utför en LCA. Det är nyttan man får av produkten som är viktig och genom att utgå från funktionen produkten fyller kan man med hjälp av LCA jämföra olika produkttyper som fyller just samma funktion. Detta görs med hjälp av en så kallad funktionell enhet, mer om detta nedan.

Det finns olika typer av livscykelanalyser. På engelska står förkortningen för Life Cycle Assessment, något som bättre beskriver metoden eftersom ordet analys antyder att metoden är helt objektiv. Så är inte alltid fallet. Begreppet livscykelanalys kan användas dels som ett samlande begrepp och dels för att beskriva en speciell typ av studie. Det innefattar egentligen två typer av studier, LCI (livscykelinventering) och fullständig LCA. Vid utförandet av en LCI sammanställs in- och utflöden av materia och energi under produktens livscykel. Vid utförandet av en fullständig LCA följs denna sammanställning även av en miljöpåverkansbedömning av dessa flöden. På engelska står LCI för Life Cycle Inventory och en fullständig LCA, med miljöpåverkansbedömning, inkluderar även en LCIA (Life Cycle Impact Assessment). Detta motsvarar begreppet miljöpåverkansbedömning.¹

3.1 Historia

LCA är en relativt ung metod. Detta, tillsammans med det faktum att LCA-studier görs på så olika sätt gällande studieobjekt och omfattning, gör att det inte finns någon fullständig enighet i vad som är rätt och fel i metodiken. Den är på många sätt fortfarande under utveckling.²

Redan i slutet av 60-talet gjordes de första kända livscykelanalyserna av The Coca-Cola Company, i syftet att jämföra olika förpackningsalternativ. Man ville minska sina avfallsmängder, maximera resursanvändningen och reducera kostnaderna. Metodiken kallades då REPA (Resource and Environmental Profile Analysis). Energi- och oljekrisen under 1970-talet innebar att metoden användes för att jämföra olika energiformer och den utvecklades till att även inkludera föroreningsutsläpp. Samtidigt började den användas även på andra produktsystem, och den snabba ökningen ledde till en snabb utveckling av metodiken. Under 1980-talet låg sedan mycket fokus i miljösammanhang på avfallsfrågor. Vårt behov av

¹ Lindahl et al, 2002

² Ekvall et al, 2004

deponier blev större och ett intresse för materialåtervinning och återanvändning växte därför fram. LCA användes för att jämföra exempelvis olika förpackningsalternativ.

LCA-metodiken användes allt mer och ett internationellt ramverk för dess utveckling skapades under 1980-talet. Under 1990-talet började även regeringar använda sig av LCA som beslutsunderlag och det var nu som användandet av metoden tog fart på allvar. Metoden utvecklades från att vara en inventering av material- och energiflöden till att även innehålla en bedömning av miljöpåverkan. Nu kom även det internationella standardiseringsorganet ISO in i bilden. Det togs så småningom fram en standardiserad beskrivning av LCA-metodiken, och 1997 publicerades ISO14040.¹ Denna kompletterades sedan av ISO 14041-43. Dock påbörjades 2004 en revidering av standarderna för LCA, vilket blev klart 2006. Resultatet blev att ISO 14041-43 upphävdes igen och samtlig information om LCA-standardisering finns numera i ISO 14040 (Livscykelanalys – Principer och struktur) och ISO 14044 (Livscykelanalys – Krav och vägledning).² I dessa nya standarder har alla så kallade skallkrav och tekniska krav samlats i ISO14044, medan ISO14040 utgör ett ramverk för LCA-metodiken. Revisionens mål var inte i så stor utsträckning att ändra innehållet i bestämmelserna, utan att göra dem mer lättförståeliga och lättare att följa.

Standardiseringen har gjort att metoden fått en större spridning och gjort det lättare att kommunicera och jämföra resultat.³ Den sägs i stor utsträckning ha bidragit till metodens internationella acceptans hos olika aktörer.⁴

3.2 Metodik

I ISO 14040 behandlas principerna för en LCAs metodik, och livscykelperspektivet och helhetstänkandet är de viktigaste. De ska säkerställa att lösningar som bara förflyttar miljöproblemen från en produktionsdel till en annan kan genomskådas och suboptimering undvikas. LCA ger på så sätt en möjlighet att jämföra olika produkter miljömässigt utifrån deras funktion tack vare den så kallade funktionella enheten. Det är alltså inte produkten eller tjänsten i sig som står i fokus utan den nytta som denna ger. Andra viktiga principer gäller dess omfattning och tydlighet. Alla aspekter som rör miljöpåverkan, hälsofrågor och resursanvändning kan tas med, vilket innebär komplexa studier. Därför blir tydligheten också viktig för att resultaten ska tolkas på rätt sätt.

Vid utförandet av en LCA är det de miljömässiga frågorna som ska stå i fokus. Ekonomiska och sociala aspekter ligger vanligtvis utanför en LCA:s omfång.⁵ En annan sak som oftast exkluderas ur en LCA är miljöpåverkan under design och utveckling av produkten, då den i de flesta fall är försumbar. Det ska dock poängteras att många av de beslut som tas under denna fas har stor inverkan på en produkts miljöpåverkan under resten av dess livscykel. Av

¹ Lindahl et al, 2002

² SIS, 2008

³ Lindahl et al, 2002

⁴ Christiansen et al, 2006

⁵ Christiansen et al, 2006

denna anledning är det viktigt att en LCA utförs så tidigt som möjligt i utformningsprocessen för att minimera produktens miljöpåverkan.¹

En LCA består av fyra faser; mål och omfattning, inventering, miljöpåverkansbedömning och tolkning. Dessa beskrivs nedan.²

3.2.1 Mål och omfattning

En LCA är inte alltid en studie av alla för produkten relevanta miljöaspekter. Metoden är flexibel och dess omfattning och mål styr vilka aspekter som behandlas. Under mål och omfattning ska det beskrivas varför analysen görs och vad resultatet ska användas till, utifrån detta bestäms sedan omfattningen av livscykelanalysen. Vilka aspekter ska det fokuseras på och hur omfattande måste studien vara för att uppfylla målsättningen?³ De val och antaganden som görs här är ofta avgörande för resultatet av studien. Man kan säga att det gällande mål och omfattning för LCA-studier generellt finns två typer av studier; de som fokuserar på att beskriva ett produktsystem och dess miljöpåverkan (beskrivande LCA) eller de som fokuserar på att beskriva hur produktsystemets miljöpåverkan skulle förändras vid eventuella förändringar i systemet (påföljds-LCA).⁴

Funktionell enhet

I denna del av processen ska även studiens funktionella enhet bestämmas. Det är viktigt främst för att resultatet ska kunna jämföras med livscykelanalyser av andra produkter som fyller samma funktion. I en LCA-studie beräknas och anges all miljöpåverkan per funktionell enhet. Den funktionella enheten ska beskrivas utifrån tre egenskaper; kvantitet, hållbarhet och kvalitet. Kvantitet då den funktionella enheten måste vara mätbar, till exempel i form av massa, sträcka eller area. Detta för att flöden av energi och resurser och eventuella utsläpp i sin tur ska kunna kvantifieras. För vissa produkttyper måste även den funktionella enheten beskrivas utifrån ett hållbarhetsperspektiv, att produkten ska fylla sin funktion under en viss tidsperiod. De kvalitativa egenskaperna för funktionen kan också beskrivas. Det innefattar exempelvis pris och utseende. Utifrån dessa tre delar kan ett exempel på funktionell enhet vara ett kilo nötfärs med 10 % fetthalt. Här definieras kvantiteten till ett kilo och en kvalitetsmässig beskrivning anger att fetthalten ska vara 10 %. Att inte vara för snäv vid definitionen av den funktionella enheten är viktigt, eftersom man då kan begränsa möjligheterna att jämföra olika system på ett rättvist sätt.

Om målet är att göra en beskrivande LCA kan miljöpåverkan antas öka linjärt med en ökande produktion av funktionella enheter. Om man däremot gör en så kallad påföljds-LCA är det inte säkert att miljöpåverkan ökar linjärt, därför är det här lämpligt att låta den funktionella enheten utgöras av förändringen i sig.⁵

¹ Ekvall et al, 2004

² Lindahl et al, 2002

³ Lindahl et al, 2002

⁴ Ekvall et al, 2004

⁵ Lindahl et al, 2002

Systemgränser

Systemet som studien omfattar måste avgränsas så att de relevanta miljöbelastande processerna tas med. Avgränsningarna gäller geografiska, tidsmässiga och tekniska aspekter. Idealt hade varit om alla processer hade kunnat behandlas utan avgränsningar, något som dock hade inneburit alltför komplexa studier. En översiktlig analys kan göras innan detaljerad data samlas in för att hitta de relevanta processerna och så kallade cut-offvärden kan användas för att bestämma vilka dessa är. Detta är en procentsats som anger en gräns för vilken data som ska tas med, exempelvis kan det bestämmas att material som utgör mindre än en procent av en produkts massa inte ska tas med i studien. Viktigt är att ha i åtanke att olika produkttyper har sin största belastning i olika delar av sin livscykel. Tas inte hänsyn till detta är risken stor att man missar relevanta processer. Generellt görs avgränsningar på fyra nivåer; mot natursystem, mot andra produkters livscykler, geografiskt och tidsmässigt.

I avgränsningar mot natursystem måste man avgöra hur långt material- och energiflöden ska följas. Var börjar och slutar produktens livscykel? Här behandlas frågor som rör exempelvis miljöpåverkan under deponering. Avgränsningar mot andra produkter livscykler kan vara komplicerat, då olika produkters livscykler ofta går in i varandra. Till exempel, ska miljöpåverkan från tillverkningen av maskiner för växtodling belasta grödan vid en LCA? Systemet ska avgränsas så att de processer som har en relevant koppling tas med. Geografiska avgränsningar måste göras då regionspecifika data ska användas vid en LCA. Exempelvis skiljer sig elproduktionsdata mellan olika regioner, men även olika utsläpps miljöeffekter varierar beroende på geografiskt läge. Även den tidsmässiga avgränsningen är viktig. Den ska göras så att fokus ligger på nuvarande och framtida miljöpåverkan, inte på sådan som redan skett. Sammantaget finns det en del faktorer som på grund av ovan nämnda avgränsningsprinciper ofta utelämnas ur en LCA. Dessa är exempelvis tillverkning av maskiner och miljöpåverkan av onormal drift.¹

Vid en beskrivande LCA bör alla för produktsystemet relevanta processer inkluderas, och alla flöden anses öka proportionellt med en ökning av produktionen. Vid en påföljds-LCA kan fokus istället ligga på just de processer som förändringen påverkar.²

Data

Kvaliteten på data är avgörande för en LCA-studies relevans. För att studiens resultat ska vara till någon nytta är det viktigt att de överensstämmer med verkligheten. Det talas om tre viktiga egenskaper hos data, deras tidsmässiga, geografiska och teknologiska täckning.³

Allokering

Många processer vid produkttillverkning genererar mer än en produkt och det gör även förädling av flesta råvaror. Exempelvis har man vid produktion av nötkött biprodukter som hud och tarmar. Ibland finns det en tydlig huvudprodukt och biprodukt och ibland inte, och i vissa produktsystem kan material återvinnas eller återanvändas. Därför uppstår problem

¹ Lindahl et al, 2002

² Ekvall et al, 2004

³ Lindahl et al, 2002

gällande hur miljöpåverkan ska fördelas mellan dessa produkter vid en livscykelanalys. Denna fördelning kallas allokering och kan göras baserat på olika aspekter.¹ Frågan om allokering är en av de mest kontroversiella i LCA-metodik, då valet av allokeringmetod får stor påverkan på resultatet.²

LCA-standarden rekommenderar ett visst tillvägagångssätt vid bestämmande av allokeringmetod. Vilken typ av allokering som används i en LCA ska redovisas tydligt och motiveras. Ett alternativ är att inte allokera alls, detta kan göras om det inte finns några tydliga samband till andra produkter. Allokering bör undvikas, något som kan göras genom att försöka urskilja de strömmar av energi och resurser som gäller just den aktuella produkten. Om detta inte går kan allokering undvikas genom en så kallad systemutvidgning. Då utvidgas produktsystemet till att även innefatta den funktion som de parallella produkterna ger, om detta är möjligt med tanke på studiens mål och omfattning.

Då allokering inte kan undvikas kan den baseras på i första hand fysikaliska samband, till exempel vikt hos huvud- och biprodukt. Om huvudprodukten väger fyra gånger mer ska den då belastas med 80 % av miljöpåverkan från den process som ska allokeras. Då allokering utifrån sådana samband inte är möjlig kan den ske utifrån andra förhållande mellan huvud- och biprodukt.³ Här är ekonomisk allokering den enda metod som i nuläget anses fungerande.⁴ Denna allokeringmetod har tidigare använts i LCA-studier av nötkött och kommer även användas i studien av Högestad.

3.2.2 Inventering

Då studiens mål och omfattning är klar kan inventeringen påbörjas. Detta innebär att data samlas in och beräkningar görs för produktens livscykel. Alla studerade in- och utflöden, kallade datakategorier, fördelas sedan på ett antal miljöpåverkanskategorier beroende på deras effekt på miljön. Datakategorier kan vara koldioxidutsläpp och elanvändning, och exempel på miljöpåverkanskategorier är resursanvändning och utsläpp av växthusgaser. Vilka datakategorier som tas med bestäms av avgränsningarna för studien. För att få en överblick över det studerade processsystemet är ett processträd ett bra och ofta använt hjälpmedel.⁵ Produktsystem innehåller ofta processer som är gemensamma för alla LCA-studier, processer som de för energiförsörjning, transporter och produktion av kemikalier och material. Dessa är ofta likadana eller likvärdiga i olika produktsystem, och därför är databaser med högkvalitativ data för vanligt förekommande processer ett användbart hjälpmedel vid LCA. Speciellt om studier ska utföras rutinmässigt inom exempelvis ett producerande företag.

Datainsamlingen innebär att relevant data samlas in och beskrivs, och det är oftast den mest tids- och arbetskrävande delen av en LCA.⁶ Detta kan ske genom litteratur, frågeformulär, beräkningar eller mätningar. Det är som tidigare nämnt viktigt att använd data är representativ

¹ Lindahl et al, 2004

² Ekvall et al, 2004

³ Lindahl et al, 2002

⁴ Ekvall et al, 2004

⁵ Lindahl et al, 2002

⁶ Ekvall et al, 2004

för systemet. Om studien är generell kan generell branschdata användas, men vid en specifik studie bör inventeringsdata från det specifika systemet användas i så stor utsträckning som möjligt. Svårigheterna ligger i tidsbrist hos den personal som har tillgång till data, att denna inte finns att tillgå på grund av bristande mätningar eller att data är sekretessbelagd.¹ Kanske har den ansvarige för en process ingen erfarenhet av den faktasammanställning som behövs, eller så är den som utför LCA obekant med processen. För de som utför en LCA är ett problem också att datainsamlingen måste göras för så många processer, oftast utspridda bland olika aktörer. Detta kräver kommunikation på flera håll och kanske en typ av kommunikation som inte är vanlig på marknaden.²

Viktigt är att metadata följer med ett datavärde för att göra studien tydlig. Med hjälp av denna kan resultaten av en studie också bedömas av en utomstående, exempelvis vid jämförelser med andra studier.³ Tidigare var metadata sällan inkluderad. Under 1990-talet blev dock medvetenheten om metadata betydelse större och 2001 publicerade ISO en standardtext om hur inventeringsdata för en LCA skulle dokumenteras (ISO 14048). Här kan man läsa om vilken typ av metadata som ska följa med ett värde och om hur processer och liknande av värde för studien ska beskrivas.⁴

Energi

Energiberäkningar är en del av inventeringen i en LCA. Viktigt är att hänsyn tas till vilken bränsle- eller elektricitetstyp som används för rätt miljöpåverkan ska komma fram. Det spelar givetvis stor roll för resultatet om den använda elen kommer från en fossil eller förnybar källa. Hänsyn måste här tas till var produktionen sker, exempelvis skiljer sig miljöpåverkan om data används för europeisk eller svensk så kallad medel.⁵

3.2.3 Miljöpåverkansbedömning

Efter inventeringen måste resultaten härifrån vägas samman för att ge en överblick av produktsystemets miljöpåverkan. Detta görs först genom en klassificering, där de olika datakategorierna från inventeringen kopplas samman med en miljöpåverkanskategori.⁶ Dessa kan generellt delas in i tre typer av kategorier; resursförbrukning, mänsklig hälsa och ekologiska effekter.⁷ Exempel på miljöpåverkanskategorier är försurande ämnen, övergödande ämnen och växthusgaser, och här framkommer således vilken egentlig miljöpåverkan som orsakas av produktens livscykel. Givetvis kan data i en kategori bidra till flera miljöeffekter.

Efter detta kan en karakterisering ske för att förenkla den stora mängden data till färre siffror. Genom att multiplicera data från inventeringen med en karakteriseringsfaktor kan olika emissioner inom samma miljöpåverkanskategori jämföras med varandra. Ett exempel är

¹ Lindahl et al, 2002

² Ekvall et al, 2004

³ Lindahl et al, 2002

⁴ Ekvall et al, 2004

⁵ Lindahl et al, 2002

⁶ Lindahl et al, 2002

⁷ Finnveden et al, 2004

Global Warming Potential (GWP), som ger en möjlighet att jämföra olika typer av växthusgasutsläpp med varandra. På så sätt kan utsläpp av koldioxid och metan från en produkts livscykel jämföras med varandra för att se vad som bidrar mest till växthuseffekten. Karakteriseringsfaktorerna baseras oftast på modeller över naturvetenskapliga samband och ger ett linjärt samband mellan inventeringsdata och miljöpåverkan.

Även viktning är en del av miljöpåverkansbedömningen i en LCA, det är dock en omdiskuterad procedur. Viktningen går ut på att olika typer av miljöpåverkan jämförs med varandra genom att inventeringsdata läggs ihop. Metoderna för denna summering utgår från en subjektiv värdering av olika typer av miljöpåverkan som kan baseras på exempelvis politiska målsättningar. På så sätt kan man få fram ett totalt värde för en produkts miljöpåverkan. Jämfört med karakteriseringen som baseras på naturvetenskapliga samband blir viktningen en mer subjektiv granskning. Enligt ISO-standarderna får resultatet av en sådan inte presenteras offentligt om två produkter jämförs.¹

LCI, den tidigare nämnda typen av LCA-studie, hoppar över miljöpåverkansbedömningen och går direkt till tolkningsdelen. Även utifrån en LCI kan vissa slutsatser dras, till exempel om två produktalternativ jämförs och man redan vid inventeringen ser att ett alternativ innebär större åtgång av resurser och energi per funktionell enhet. Vill den som utför studien få en mer nyanserad bild av alternativen utifrån olika miljöpåverkanskategorierna måste en fullständig LCA göras.²

3.2.4 Tolkning

Efter att data har samlats in och bedömts är det dags att tolka resultatet. Syftet är att analysera och utvärdera detta för att komma fram till slutsatser utifrån studiens målsättning. Detta är därför den viktigaste delen av en LCA. Slutsatserna kan bli förslag på förändringar i tillverkningsprocesser hos eller användningen av den aktuella produkten. I tolkningen ska även en kontroll av tillvägagångssätt och data i studien ske. Givetvis underlättas tolkningen om data och resultat presenteras på ett överskådligt sätt. Då två olika system ska jämföras kan det vara svårt att dra några slutsatser av resultaten om datakvaliteten inte är god nog. För att bedöma resultaten kan en osäkerhets- eller känslighetsanalys göras. En osäkerhetsanalys innebär att de osäkerheter som finns i studien uppskattas kvantitativt, och i en känslighetsanalys analyseras vilken påverkan på resultatet det får om nyckelparametrar i studien varierar.³

3.3 Användningsområden

LCA kan användas för att utvärdera alla typer av produkter, tjänster och beslut där miljöpåverkan i delar av eller hela livscykeln är intressant. Metoden kan användas av olika intressenter eller aktörer som är inblandade i produktens livscykel såväl som beslutsfattare i statliga och icke-statliga organisationer.

¹ Lindahl et al, 2002

² Ekvall et al, 2004

³ Lindahl et al, 2002

För stora företag är LCA en bra metod då de oftast har de resurser som krävs för att utföra en sådan med användbart resultat. I många större företag finns en grupp eller avdelning som ansvarar för LCA-studier och deras utförande i företaget. Då kan en intern databas byggas upp för att underlätta arbetet. Resultaten kan sedan användas i kommunikation med leverantörer, kunder och andra.

Även för mindre och nystartade företag är LCA en användbar metod, även om fokus vid utveckling av metodiken ofta ligger på större företag. Med en förenklad LCA-metodik och med hjälp av databaser kan även mindre aktörer ha nytta av metoden. För dessa är den ekonomiska aspekten viktigare än för multinationella företag på så vis att resurstillgången är mindre. Förutom de miljövinster som görs kan dock fördelar med LCA för mindre företag vara minskade materialkostnader, förbättrade relationer med myndigheter och PR-mässiga vinster.

Statliga myndigheter påverkar genom sina beslut i stor utsträckning de produktions- och konsumtionsmönster som finns i samhället. Här är LCA ett användbart verktyg för att ta fram strategier för att minska utsläpp och resursslöseri. Deras roll är ofta att ge stöd till olika projekt, som exempelvis att bygga upp nationella databaser för LCA-data. Internationellt används LCA på EU-nivå i frågor som rör minskad avfallsproduktion och återvinning.¹

3.4 Kritik mot LCA

LCA har med sin detaljrikedom växt fram som en kraftfull och pålitlig metod för att utvärdera produkter. Dock anses det av samma anledning ibland vara för tidskrävande och kostsamt att utföra en fullständig LCA. Resultaten av studierna motiverar inte alltid denna resursåtgång, och vissa har till och med uttryckt oro för att man genom LCA har utvecklat en metod som är för omfattande för de flesta användare. Speciellt när resultaten av en studie ska användas i beslutssammanhang kan det vara önskvärt med en metod som ger snabba svar.

För stora företag ligger svårigheterna i LCA-metodiken i att försöka reda ut vad fokus ska ligga på och i att vikta olika typer av miljöpåverkan mot varandra. Då deras verksamhet är spridd över olika kontinenter påverkar detta viktningen där lokala förutsättningar styr resultaten. Olika miljöfrågor är viktiga i olika länder beroende på geografiskt läge, kultur, lagstiftning med mera. Även om LCA-metodiken har bidragit mycket till hållbarhetstänkande hos multinationella företag finns det en del arbete kvar att göra. Postivt är att LCA-metodiken tvingar aktörer att ta ett större ansvar för en produkts miljöpåverkan under hela livscykeln och att ansvaret för exempelvis resthantering inte kan undvikas.²

Karakteriseringen och de modeller som denna grundar sig på är fortfarande under utveckling genom forskning och diskussioner på internationell och nationell nivå. Modellerna behöver förbättras med avseende på jämförbarhet och relevans. Dessutom måste de osäkerheter som

¹ Ekvall et al, 2004

² Ekvall et al, 2004

finns i modellerna utredas mer.¹ För att ytterligare utveckla metodens användbarhet krävs att det gemensamma regelverket respekteras och att fler lär sig använda det. Fler användbara och pålitliga verktyg som databaser måste utvecklas.²

År 2008 publicerades en artikel av Bras et al.³ som sammanställer och diskuterar några av de problem som i tidigare studier har påpekats i LCA-metodiken. Man menar att LCA är den mest framstående metoden för att utvärdera en produkts totala miljöpåverkan, men att vissa förbättringar behövs. Studien är tänkt att fungera som en grund för dessa förbättringar och hjälpa de som utför en LCA att undvika de "fällor" som man menar finns i metodiken. Gällande definitionen av mål och omfattning sägs problemen främst ligga i gränsdragningar för studien och i bestämmandet av en funktionell enhet. Det faktum att sociala och ekonomiska aspekter ofta utelämnas i en LCA diskuteras, och det sägs att om metoden ska användas som ett verktyg för att nå hållbarhet i samhället är det ett stort problem att dessa faktorer utesluts. I många produktsystem görs avvägningar mellan miljömässiga, ekonomiska och sociala faktorer, något som det inte tas hänsyn till i de flesta LCA-studier. Man menar att det krävs nya verktyg för att integrera alla dessa faktorer i studier av en produkt.

Även den funktionella enheten diskuteras i Bras et al. Att denna definieras på rätt sätt är väldigt viktigt för studien, då den ska utgöra grunden för jämförelse med andra studier. Olika funktionella enheter kan ge olika resultat för samma produktsystem. Ett problem sägs vara att inte alla produktens funktioner tas med i den funktionella enheten. Även om två produktsystem har samma huvudprodukt kan biprodukterna skilja sig åt och det är viktigt att även dessa tas med i den funktionella enheten. Annars får man en sådan som inte speglar verkligheten. Ett annat problem ligger i att vissa produkter har funktioner som är svåra att kvantifiera i en funktionell enhet. Samtidigt innebär en alltför detaljerad funktionell enhet att jämförelser med andra system blir svåra, då två produktsystem ska fylla samma funktion för att kunna jämföras.

I artikeln menar man även att en rad problem finns vid gränsdragningarna i en LCA. Svårigheterna här ligger i att göra detta på ett sätt som gör studien vetenskaplig, objektiv och lätt att följa och upprepa. Gränsdragningarna ska ge studien rätt bredd och djup, och om detta inte görs på ett försvarbart sett menar man att problem uppstår med studien. Kanske speglar den inte verkligheten på ett korrekt sätt och resultaten blir en felaktig grund för jämförelser, tolkningar och beslut. Tidigare nämndes användandet av så kallade cut-offvärden i en LCA, värden som säger att till exempel miljöpåverkan från alla material som utgör mindre än fem procent av en produkts totala massa kan försummas. Dessa behandlas också i artikeln och är något som ISO-standarden förespråkar. Användandet av cut-offvärden innebär dock enligt artikeln svårigheter. Man menar att även om exempelvis ett material utgör en liten del av en produkts totala massa, innebär det inte alltid att miljöpåverkan från detta material kan försummas. Och även om flera små materialflöden kanske är försumbara var och en för sig, innebär de tillsammans en miljöpåverkan som inte bör bortses från i en LCA.

¹ Finnveden et al., 2004

² Ekvall et al., 2004

³ Bras et al., 2008a

I inventeringsdelen av en LCA menar Bras et al. att det största problemet gäller fördelningen av data genom allokering. Detta har kallats en av LCA-metodikens mest kontroversiella frågor, och en ogenomtänkt allokeringmetod kan leda till felaktiga och oanvändbara resultat. I första hand ska allokering undvikas enligt ISO-standarderna och i andra hand ska en så kallad göras. Problemen med systemutvidgning ligger i att de är beroende av att det finns alternativa produktsystem och att det finns tillgänglig data för dessa. Även om data finns att tillgå innebär systemutvidgning en större och mer komplicerad modell för det studerade systemet. Då systemutvidgning inte är möjlig ska allokering ske baserat på fysiska samband. Här pekar man i artikeln på problem som främst rör okunskap hos dem som utför en LCA-studie, att dessa inte alltid är införstådda i exempelvis de kemiska reaktioner som sker i vissa produktsystem. Den sista typen av allokering sker baserat på andra förhållanden mellan de aktuella produkterna, till exempel energiinnehåll eller ekonomiskt värde. Forskare har enligt artikeln påpekat att denna typ av allokering inte alltid ger tillförlitliga resultat, trots att detta är denna allokeringstyp den vanligaste i LCA-studier.

För datainventeringen menar man att ett stort problem ligger i tillgången på tillförlitlig lokal data. Till exempel beror miljöpåverkan av elanvändning och resthantering i stor utsträckning på var detta sker och lokal data finns inte alltid att tillgå för sådana processer. Detta påverkar resultatet av studien, som kanske inte speglar den verkliga miljöpåverkan om generell data används.¹

Även då det gäller miljöpåverkansbedömnings- och tolkningsfaserna av en LCA pekar författarna² på en del problem. Ett av dessa rör frågan om vilka miljöpåverkanskategorier som ska tas med i en studie. Till exempel konstateras det att kategorier som markanvändning, biodiversitet och arbetsmiljö ofta utelämnas. Dessa är kategorier som i vissa fall kan vara relevanta, och entydigare styrning från standardtexterna önskas för att komma till rätta med problemet. Man tar även upp andra faktorer, utöver brist på standardisering, som kan leda till att den som utför en LCA utelämnar vissa viktiga miljöpåverkanskategorier. Detta kan bero på brist på tillförlitlig data för kategorin eller en felaktig tro att kategorin inte är relevant för studien. Om relevanta miljöpåverkanskategorier utelämnas påverkas studiens resultat och dess användbarhet negativt. Problemet med tillförlitlig data menar man bäst skulle lösas med fler och mer kompletta databaser.

I tolknings- och miljöpåverkansbedömningsfasen diskuteras även problem med variation i miljöpåverkan mellan olika platser. För global miljöpåverkan, som på klimatet, kan generella modeller användas, men då det gäller regional och lokal påverkan behövs en modell som tar hänsyn till de lokala förutsättningarna. Samma mängd förorening kan få olika påverkan beroende på var utsläppet sker. Saker som befolkningsfördelning och atmosfäriska, topografiska och hydrologiska förhållanden har här stor inverkan. Även den markanvändning som sker på grund av det studerade systemet kan ha inverkan på hur påverkan blir av ett visst

¹ Bras et al, 2008a

² Bras et al., 2008b

utsläpp, något som också bör tas hänsyn till. Tidpunkten för exempelvis ett visst utsläpp nämns också som en faktor som ofta glöms bort. När ett utsläpp sker kan ha effekt på storleken av dess miljöpåverkan.

Även viktningen är en omdiskuterad fas i LCA-metodiken och det fastslås av Bras et al att det idag inte finns någon tillförlitlig generell metod för detta. Många metoder baseras på ekonomiska faktorer där man utgår från att ett värde sätts på varje miljöpåverkan, här uppstår problem med viktningen på grund av bland annat olika individuell betalningsvilja och variationer på marknaden. Det är också svårt att värdesätta framtida miljöpåverkan.

De osäkerheter som finns i en LCA-studie kan som tidigare nämnts utvärderas genom en känslighets- eller osäkerhetsanalys. I standarden nämns dessa båda metoder kortfattat men den ger ingen information om hur de ska användas. Författarna av den aktuella artikeln menar att det finns fyra huvudsakliga problemområden vid värdering av osäkerhet i en LCA-studie; vilken modell som ska användas, hur flera olika osäkerheter ska kombineras, huruvida värderingen är heltäckande och kostnaderna för värderingen.

Sammantaget sägs bristen på tillförlitlig data och modeller av bra kvalitet vara det genomgående största problemet med LCA-metodiken.¹

¹ Bras et al, 2008b

4. LCA av nötköttsproduktion

Studier har visat att den jordbruksrelaterade produktionen ofta utgör ett så kallat hotspot i ett livsmedels livscykel, här sker mycket av miljöpåverkan. LCA ses som ett verktyg som kan användas för att förbättra hållbarheten i denna produktion genom att hitta alternativa produktionsformer. Allt eftersom metodiken har utvecklats har användningen av LCA på livsmedel ökat. Generellt sträcker sig LCA-studier av köttproduktion sällan längre än gårdsgrunden, dock har det i de mer heltäckande studierna visat sig att det är just där som den största miljöpåverkan sker. Sett till proteininnehåll som funktionell enhet är kycklingköttproduktion mest miljömässigt effektiv, följt av griskött och med nötköttsproduktion som minst effektivt. Ofta används i dessa studier flera funktionella enheter som kilo färdig produkt, energi- eller proteininnehåll för att ge en bättre bild av resultaten. Miljöpåverkanskategorin som markanvändning, som ofta utelämnas ur en LCA, bör också inkluderas för att göra LCA-studier av jordbruksproduktion mer användbara.

Flera LCA-studier har utförts på köttproduktion och resultaten av några behandlas i en artikel av Nakamura et al. i Journal of Food Engineering från 2008¹. För nötköttsproduktion visade sig miljöpåverkan bero främst på foderrelaterade faktorer som uppfödningstid, hur fodret produceras och fodertyp. Djurens inhysning spelar också roll, och hur deras spillning/gödsel förvaras. Påverkan under uppfödningstiden är dominerande i livscykeln och faktorer som rör infrastruktur visade sig vara betydelsefulla för energiåtgång och påverkan på mänsklig hälsa. Då det gäller klimatpåverkan är metanutsläpp från idisslade djur och lustgasutsläpp från fodergrödor de faktorer som har störst påverkan. Tidigare utförda studier på ekologisk nötköttsproduktion visar att miljöpåverkan från bekämpningsmedel minskar, men att markanvändning och klimatpåverkan ökar. En konflikt som nämns då det gäller markanvändning är den mellan mat- och biobränsleproduktion. Vissa menar att en ökad produktion av biobränslen och dess markanvändning är ett hot mot den globala livsmedelsförsörjningen.²

En omfattande studie av LCA-typ över miljöpåverkan från olika produktsystem genomfördes 2008 inom EU, av European Commission Joint Research Centres Institute for Prospective Technological Studies.³ Målet var att skapa en bild av hur påverkan från mejeri- och köttprodukter såg ut, och vad som kan göras för att minska denna. Man tog hänsyn till produkternas hela livscykel. Studien visade att av den totala miljöpåverkan av varuförbrukning inom EU kom 24 % från mejeri- eller köttprodukter, medan dessa produkter bara utgjorde 6 % av det ekonomiska värdet. I studien användes 15 miljöpåverkanskategorier, bland annat försurning, övergödning, ekotoxicitet, klimatpåverkan, icke-förnybar energi och påverkan på mänsklig hälsa. I varje enskild kategori varierade påverkan från mejeri- och köttprodukter mellan 6 och 47 %. För de enskilda produkttyperna var påverkan störst från mejeriprodukter, mellan 33 och 41 %, för nötkött var bidraget mellan 16 och 39 % i de olika kategorierna. Nötköttsproduktionen hade procentuellt sett störst andel av miljöpåverkan i

¹ Nakamura et al., 2008

² Nakamura et al., 2008

³ European Scientific and Technical Reports, 2008

kategorin som gällde markanvändning. Den miljöpåverkan som produkterna gav översattes även till ett ekonomiskt värde. Här visade det sig att det sammanlagda ”priset” på miljöpåverkan från produktion av ett kilo nötkött var högre än försäljningspriset, det vill säga det konsumenten betalar. Sett till ett kilo slaktat kött var miljöpåverkan från nötkött flera gånger större än för gris och kyckling.¹

För att minska miljöpåverkan från dessa produkttyper föreslås i rapporten insatser för att minska utsläppen till luft och vatten, då främst av övergödande och försurande ämnen och av metan. Även insatser för att minska miljöpåverkan av markanvändning föreslås. Förslagen innefattar annorlunda foder till nötboskap för att minska metanutsläpp, plantering av växter som under vintern binder till sig näringsämnen och åtgärder för att minska energiförbrukning i jordbruket. Genom att ge boskapen ett näringsmässigt mer koncentrerad, mer fiberfattigt och fetare foder kan man minska metanutsläppen från deras matsmältning med upp till 17 %. Om alla dessa åtgärder genomförs räknar man med en minskning av miljöpåverkan från mejeri- och köttproduktion med mellan 17 och 68 % i de olika miljöpåverkanskategorierna, och sammantaget inom EU en minskning av miljöpåverkan från dessa produkter med cirka 20 %. Dock innebär detta att mejeri- och köttprodukterna fortfarande utgör 19 % av miljöpåverkan från produkter inom EU, jämfört med nuvarande 24 %. Av detta dras slutsatsen att en radikal minskning av dessa produkters miljöpåverkan inte enbart kan ske genom de föreslagna åtgärderna. För att nå ytterligare minskningar krävs att insatser görs för att förändra våra konsumtionsmönster.²

¹ European Scientific and Technical Reports, 2008

² European Scientific and Technical Reports, 2008

DEL II. STUDIE AV PRODUKTIONEN PÅ HÖGESTAD

5. Studiens omfattning

Studien är en fallstudie ur ett LCA-perspektiv av den ekologiska nötköttsproduktionen på Högestads gårdar. Högestad och Christinehof Förvaltnings AB, som driver verksamheten, är ett jord- och skogsbruksföretag som brukar en och en halv procent av Skånes yta, drygt 13 000 hektar. Av dessa är drygt 2 000 hektar skyddade som naturreservat eller Natura 2000-områden. Marken är belägen kring Högestad och Christine hof i sydöstra Skåne. Verksamheten består av jord- och skogsbruk, vård av landskapet och skogen och fastighetsförvaltning. I företagets miljöpolicy kan man läsa att *”en av de viktigaste uppgifterna är att söka återskapa den ekologiska balansen som har rubbats av människan”*.

Jordbruket är sedan 1998, som en av de första jordbruksverksamheterna i Sverige, miljöcertifierat enligt ISO 14001. Sedan dess drivs jordbruket allt mer i en ekologisk anda men både ekologiska och konventionella metoder används. Mer än 6 000 hektar av den förvaltade marken är jordbruksmark, och denna är koncentrerad kring Högestad. Arrendatorer driver jordbruk på 75 % av marken och resten odlas i egen regi.¹

I början av 2000-talet upphörde den mjölkproduktion som tidigare bedrivits på Högestad, och en ekologisk köttproduktion byggdes istället upp. Denna är idag KRAV-certifierad. Djuren i den aktuella verksamheten är uppstallade på två olika platser i och vid Högestad. Verksamheten på båda dessa uppställningsplatser inkluderas i studien. Inledningsvis kommer förhållandena på de båda gårdarna beskrivas var för sig, men efter det benämns båda gårdarna och den studerade gemensamma verksamheten som Högestad. På gårdarna sker även annan verksamhet som konventionell produktion av vall och spannmål.²

5.1 Avgränsningar

Vanligtvis talar man i LCA-sammanhang om en studie av miljöpåverkan ”från vaggan till graven”, det vill säga under produktens hela livscykel. Denna studie omfattar endast den del av produktionen som sker fram till djuren skickas till slakt, något som istället kan kallas ”från vaggan till grinden”. Alla delar av produktionen fram till djuren lämnar gårdarna inkluderas, det vill säga även produktion av förbruknings- och insatsvaror som foder och liknande. Avgränsningen vid gårdsgrinden görs dels på grund av den begränsade tid som finns för studien, men även eftersom dessa resultat är möjliga att jämföra med andra studier.

Djurhållning och de etiska frågor som detta rör är en betydande aspekt för verksamheter med djurproduktion. Det är dock ett område som inte utvärderas inom ramarna för en studie av LCA-typ. Inte heller biologisk mångfald kommer behandlas, dels av tidsskäl, men även eftersom bra metoder saknas för detta.

¹ Högestad och Christinehof förvaltnings AB, 2004

² Lindström C., muntlig källa

5.2 Funktionell enhet

Studiens funktionella enhet är det som är utgångspunkten för alla beräkningar och redovisade resultat, alla typer av miljöpåverkan anges per funktionell enhet. I denna studie är den funktionella enheten på grund av ovan nämnda avgränsning ett kilo benfritt kött vid gårdsgrinden.

På Högestad kommer köttet dock från slakt av djur vid olika ålder; tjurkalvar (~1 år), kvigor (~2 år) och dikor (7-8 år). Verksamheten i ett självrekryterande system kan inte styras till endast en typ av produktion, och alla djurtyper måste finnas för att verksamheten ska fungera. Så i den funktionella enheten ett kilo benfritt kött ingår kött från både tjurkalvar, kvigor och dikor. Sammantaget utgör kött från tjurkalvar 54 % av den totala produktionen, från kvigorna och korna kommer 27 respektive 19 %. Se avsnitt 6.2 för produktionsdata. Miljöpåverkan under året fördelas på den producerade köttmängden under ett år.

Läckage av näringsämnen som kväve och fosfor kommer utöver per funktionell enhet även att anges per hektar och år.

5.3 Systemgränser

Trots att studien ska innefatta alla aktiviteter fram till gårdsgrinden görs vissa undantag. Vid denna typen av studier är det vanligt att produktion och underhåll av byggnader och maskiner inte inkluderas, så är fallet även här. Inte heller vattenanvändning inkluderas då det inte ses som en begränsad resurs.

Medicinanvändning sker endast i liten mängd på Högestad, då det rör sig om ekologisk produktion. Detta i kombination med bristande underlag för miljöpåverkan av dessa mediciner gör att de inte inkluderas här.

5.4 Allokeringar

Då djuren går till slakt tas även andra delar än köttet till vara på. För att studiens resultat ska ligga så nära sanningen som möjligt måste den miljöpåverkan som produktionen av slaktkroppen medför allokeras (fördelas) mellan köttet och dessa övriga produkter. I tidigare studier på nötkött har miljöpåverkan fördelats utifrån ekonomiskt värde, 90 % för köttet och 10 % för övriga produkter.¹ Denna allokering används även här, och därför kommer nötköttet belastas med 90 % av miljöpåverkan i produktionen.

5.5 Data och modeller

Data i studien kommer från den faktiska produktionen på Högestad under ett år. Produktionen av foder är dock till viss del integrerad med spannmålsproduktion, exempelvis används samma maskiner. Detta innebär att fördelningen av dieselanvändning mellan dessa två verksamheter har uppskattats av den ansvarige på gården.

¹ Cederberg et al, 2004

Emissioner från gödsel och gödselhantering har beräknats med hjälp av framtagna modeller från FN:s Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) och Naturvårdsverket. Naturvårdsverket använder sig av IPCC:s beräkningsmetodik, men har i vissa fall tagit fram schablonvärden till dessa som är mer anpassade till svenska förhållanden. I de fallen har dessa värden använts i beräkningarna. Storleken av dessa emissioner är i vissa fall beroende av kväveinnehållet i djurens gödsel, vilket har beräknats direkt från gödselanalys på Högestad.

Genom befintliga modeller för beräkning av kväve- och fosforläckage är det svårt att få fram värden som är helt överensstämmande med verkligheten på den verksamhet som studeras. Kväveläckaget har beräknats med hjälp av en gårdsmodell framtagen av Albertsson et al (1999), som i alla fall ger en fingervisning om läckagets storlek. För fosforläckaget har generella medelvärden för landet använts.

Data för produktion av insatsvaror finns med varierande kvalitet. För el- och dieselproduktion finns mycket och pålitlig data, och för el har beräkningarna gjorts utifrån produktionen av svensk el från Vattenfall. För insatsvarorna utsäde och mineraler var datatillgången mer begränsad. Miljöpåverkan från produktionen av utsäde har därför beräknats utifrån information i en tidigare studie av ekologisk nötköttsproduktion (Cederberg 2004). Grödorna är inte exakt desamma, men då miljöpåverkan visade sig skilja lite mellan produktion av olika utsädestyper, och då denna produktion utgör en så liten del av systemets totala miljöpåverkan, har detta bedömts vara en acceptabel lösning. För mineralproduktionen har miljöpåverkan uppskattats utifrån produktionsdata för de viktigaste råvarorna fosfor och kalcium. För insatsvarorna halm och spån, som används som underlag i djurens stallar, har miljöpåverkan endast inkluderats i form av transport till Högestad. Detta då de bidrar med en relativt liten del av den totala miljöpåverkan och kan ses som biprodukter i andra produktsystem.

Miljöpåverkan från transport av insatsvaror till Högestad har beräknats med hjälp av beräkningsmodellen NTM Calc från NTM (Nätverket för Transporter och Miljön). Denna finns tillgänglig på NTM:s hemsida.¹

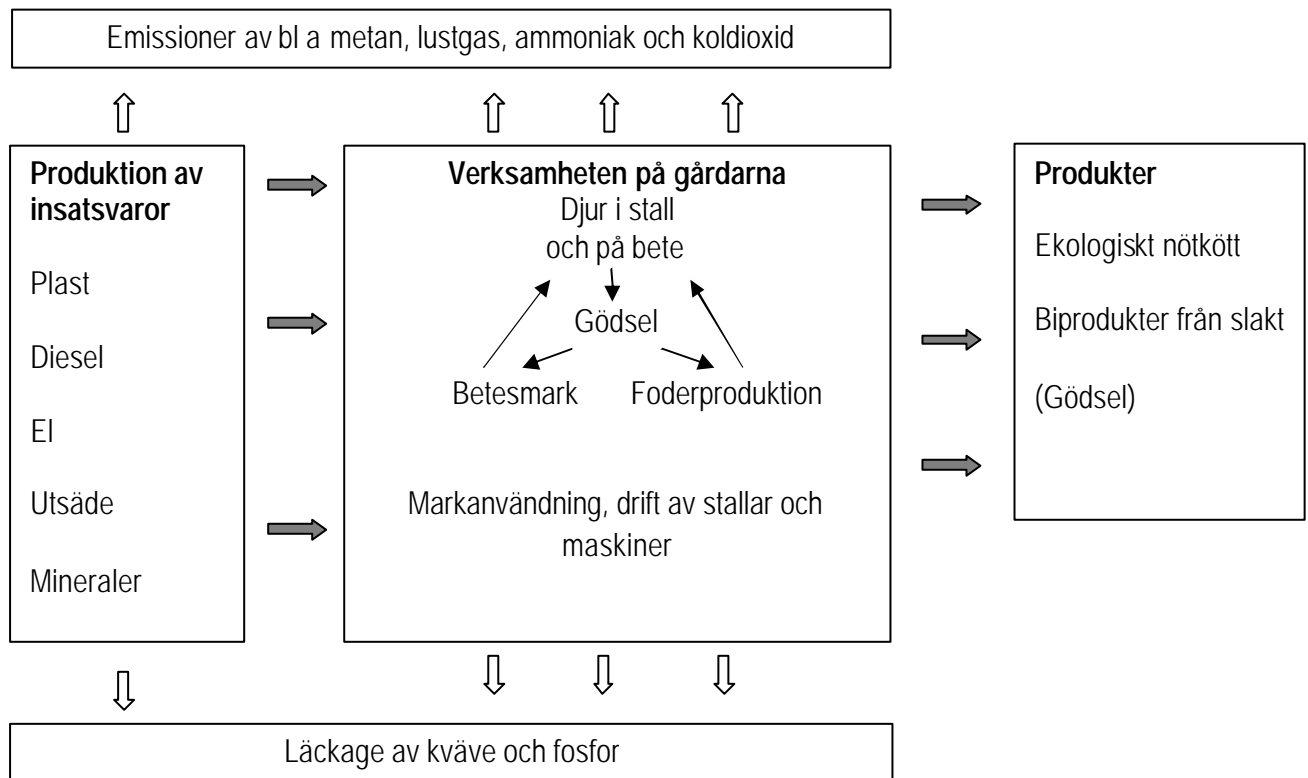
LCA-metodiken enligt ISO-standarden följs i så stor utsträckning som möjligt. Dock görs ingen viktning, den procedur där resultaten i de olika miljöpåverkanskategorierna viktas mot varandra. Dels då det inte anses behövas för att kunna dra relevanta slutsatser av resultaten, men även eftersom det är ett tillvägagångssätt med många osäkerheter.

¹ NTMCalc, 2009

6. Inventering

Nedan följer en inventering och datasammanställning för nötköttsproduktionen på Högestad. Först beskrivs verksamheten översiktligt och sedan mer i detalj för djur- och foderproduktion och för övriga delar av verksamheten. Information om och data för produktionen har erhållits skriftligen och muntligen från Charlotte Lindström, godsekolog på Högestad och Hans-Åke Grahm, ansvarig för den aktuella verksamheten. Inventeringsdata finns sammanställd i avsnitt 7, Inventeringsresultat.

För att inventeringen av köttets livscykel fram till gårdsgrunden ska bli mer överskådlig har ett flödesschema upprättats för systemet. Detta ses i figur 6.1. Då i stort sett allt foder produceras internt sker cirkulationen av energi och näringsämnen till stor del också internt. Det som behöver tillföras systemet är mineraler, utsäde, el, diesel och plast. Cirka var femte år köps även en ny tjur in. Detta sker dock relativt sällan och kommer därför bortses från i studien. Ut ur systemet kommer produkten nötkött, men även biprodukter i form av slaktrester och gödsel till andra produktsystem. Ut kommer också en rad emissioner som ammoniak, lustgas och metan.



Figur 6.1 Översiktligt flödesschema för verksamheten

6.1 Verksamheten

De cirka 250 djur som utgör den ekologiska nötköttsproduktionen är uppstallade på två platser, dels i Högestad och dels på en gård med namnet Ödemarksgården, strax öster om Högestad. Djurens betesmarker är fördelade på drygt 300 ha och för foderproduktion används

drygt 200 ha. Djurbeståndet kommer inte att utökas, då man nu anser sig ha nått sin gräns i stallutrymme. Beståndet är självrekryterande, förutom tjurar som köps in vid behov.

Under vinterhalvårets sex månader står djuren i stall. De cirka två tredjedelar av djuren som är uppstallade på Högestad går på så kallad träspalt med sågspån, då stallet tidigare användes till mjölkdjur. De är inte uppbundna och har bås att gå in i om de vill. Djuren på Ödemarksgården står istället på djupströbädd av halm. De är inte heller uppbundna och har möjlighet att gå ut när de vill i en inhägnad på utsidan av stallet. Sågspånet köps in och halmen är egenproducerad, en rest från den konventionella spannmålsproduktionen. Under sommarhalvåret är djuren på bete från slutet av april till oktober eller november. De går då i grupper fördelade på olika betesmarker och går ofta på samma mark hela sommaren.

Under betesperioden äter djuren endast det de får genom betningen. Då de står i stall äter de egenproducerad ensilage. Under de fyra månaderna innan slakt får tjurkalvarna även spannmål i form av vårvete. Under stallperioden får alla ungdjur mineraler som köps in. Ensillaget kommer från vallen, som består av 20 % klöver och resten gräs. Vallen bryts och sås om vart tredje eller fjärde år.

Den gödsel som produceras av djuren används för att gödsla marken för foder- och spannmålsproduktion. Från djuren som står på spån kommer flytgödsel, och denna sprids på marken för foderproduktion. Från den mindre andelen djur som står på halm kommer fast gödsel och denna används i andra delar av verksamheten, som konventionell spannmålsproduktion.

Kalvningen sker under tidsperioden januari till och med mars. Moderdjuret och dess kalv är sedan tillsammans först då de står i stall och sedan även under den efterföljande betesperioden. Under denna period diar kalvarna. När de sedan tas in för vintern skiljs kalvarna och moderdjuren åt.

Från verksamheten på Högestad går djuren sedan till slakt. Detta sker mellan januari och april. Tjurkalvarna slaktas då de är mellan 11 och 14 månader gamla. Kvigorna har inte lika snabb tillväxt och slaktas då de är cirka 22 månader. De dikor som finns i verksamheten slaktas vid sju eller åtta års ålder. Varje år slaktas ca 20 % av dessa bort så att besättningen förnyas helt var femte år.

6.2 Djurproduktionen

Inventeringen av djurproduktionen innebär en genomgång av förhållandena på Högestad då det gäller djuren och deras miljöpåverkan i sin egen livscykel.

Tabell 6.1 Besättningen på Högestad under 2008¹

Tjurar	8
Dikor	154
Kvigor	74
Tjurkalvar	79
Totalt	315

För att kunna beräkna miljöpåverkan per funktionell enhet måste den totala mängden producerat benfritt kött under året tas fram. Detta görs med hjälp av slaktdata från Högestad för ett år, 2008. I tidigare studier av nötköttsproduktion² har det räknats med att 75 % av slaktvikten blir benfritt kött och att resten försvinner som ben, talg och senor. Samma antagande görs här och slaktdata med beräknad mängd benfritt kött återfinns i tabell 6.2.

Tabell 6.2 Slaktdata³

	Antal	Slaktvikt(kg)	Benfritt kött(kg)	% av total slaktvikt
Kor	20	9 000	6 760	19
Tjurkalvar	75	26 000	19 500	54
Kvigor	40	12 800	9 600	27
Totalt	135	47 800	35 900	100

Den totala mängden producerat benfritt kött under året är således 35 900 kg. Det är detta som all miljöpåverkan från köttets livscykel ska fördelas på, då den funktionella enheten är ett kg benfritt kött.

Djuren på Högestad går till största delen på naturbete. Naturbete är mark som inte går att använda som åker, medan åkerbete är mark som relativt nyligen använts som just åkermark. Den markanvändning som sker i samband med köttproduktionen ses i tabell 6.3.

Tabell 6.3 Markanvändning i ha under 2008⁴

Naturbete	290
Åkerbete	27
Vårvete	45
Vall	166
Totalt	528

¹ Lindström C., personligt meddelande

² Cederberg, 2004 och Cederberg och Dareljus, 2000

³ Lindström C., Grahm H-Å, personligt meddelande

⁴ Lindström C., personligt meddelande

6.2.1 Kväveinnehåll i stallgödsel

Stallgödsel är ett samlingsnamn för det djuren producerar i form av träck, urin, strömedel, foderrester och vatten. Beroende på halten torrsubstans i stallgödseln benämns den som exempelvis flyt-, klet eller fastgödsel.¹

Den stallgödsel djuren producerar ger genom sitt kväveinnehåll upphov till emissioner av ett antal ämnen. Hur stora dessa emissioner blir beror på mängden kväve i gödseln, och den måste därför bestämmas. Under stallperioden kan mängden gödsel som djuren producerar mätas och resultatet ses i tabell 6.4. Den producerade fasta gödseln används som tidigare nämnt för att gödsla mark som inte rör nötköttets produktionen. Miljöpåverkan från lagring av denna gödsel kommer att belasta nötköttet i denna studie, då gödseln skulle produceras av djuren oavsett och måste tas om hand. Däremot kommer de emissioner som uppkommer vid spridning av den fasta gödseln inte att belasta nötköttet, enligt rekommendation från Hushållningssällskapet Halland, 2009.

Dock kommer en systemutvidgning göras, där emissioner från spridning av all gödsel belastar nötköttet, men där ”nyttan” av den gödsel som lämnar systemet tillgodoräknas köttets livscykel. Detta görs genom att miljöpåverkan från produktionen av motsvarande mängd mineralgödsel dras ifrån den som sker i köttets livscykel. Om den aktuella mängden fast gödsel inte hade producerats av djuren och använts i annan produktion hade man i verksamheten varit tvungen att köpa in motsvarande mängd mineralgödsel. Data för produktion av mineralgödsel är tagen från Davis och Haglund, 1999 och ses i appendix B. Resultaten av systemutvidgningen ses i avsnitt 8.7.

Tabell 6.4 Gödselproduktion²

	Gödselproduktion (ton), uppmätt	N, stallperiod(kg)	N, betesperiod(kg)	N, totalt(kg)
Nöt(fast)	887	2 340	6 890	13 800
Nöt(flyt)	2 670	4 550		

Mängden kväve i flytgödseln har beräknats med hjälp av analysresultat för densamma (1,7 kg N/ton). Resultatet av denna gödselanalys har erhållits från verksamhetsansvarige Hans-Åke Graham. Någon gödselanalys för den fasta gödseln finns inte att tillgå, men kväveutsöndringen per djur antas vara lika stor i denna produktion. Två tredjedelar av djuren utgör som tidigare nämnt den del där flytgödsel produceras, och hälften så mycket kväve finns därmed i den fasta gödseln jämfört med flytgödseln. Totalt blir kväveinnehållet under stallperioden därför 6 890 kg. Att bestämma kväveinnehållet i gödseln under betesperioden går inte med denna metod då den mängden gödsel är okänd. Dock antas kväveinnehållet i gödseln vara samma per djur och månad som under stallperiodens sex månader. Detta innebär en total kväveutsöndring under året på 13 800 kg.

¹ Hushållningssällskapet Halland, 2009

² Lindström C., personligt meddelande

Naturvårdsverket har utifrån data om svenskt jordbruk räknat fram att den genomsnittliga årliga kväveutsöndringen är 45 kg per djur för nötkreatur.¹ Som en kontroll av det ovan framräknade värdet beräknas kväveutsöndringen även utifrån detta schablonvärde. Då fås för Högestad en årlig totalproduktion av kväve i stallgödseln på 14 175 kg, ett värde nära det tidigare framräknade. Det verksamhets specifika värdet på 13 800 kg kväve kommer att användas i studien.

6.2.2 Ammoniakemissioner

Från jordbruksverksamhet är djurhållning den största källan till ammoniakavgång. Här är det främst från stallgödseln som ammoniakavgång sker, i stallen, vid lagring och under spridning. Även från gödseln från betande djur sker denna avgång.²

Avgången av ammoniak (NH₃) skiljer sig således mellan stall- och betesperiod. För betesdrift under svenska förhållanden används en emissionsfaktor på 8 % av den totala mängden kväve³. Under stallperioden beror emissionsfaktorn på hur gödseln lagras och sprids. I studien används SCB:s emissionsfaktorer för beräkning av ammoniakavgång under dessa aktiviteter, emissionsfaktorer som anges som andel av totalt kväveinnehåll. För lagring av flytgödseln blir emissionsfaktorn 0,07 (flytgödsel med täckning, fyllning ovanifrån) och för spridning av den blir faktorn blir den 0,4 (bredspridning av flytgödsel i vall). För den fasta gödseln blir emissionsfaktorn för lagring 0,2 (gäller för all lagring av fast gödsel) och för spridning 0,33 (bredspridning).⁴ Då det behövs för senare beräkningar i systemutvidgningen presenteras även det kväveinnehåll som är kvar i gödseln efter ammoniakavgång. I tabell 6.5 presenteras all ammoniakavgång, dock ska allt enligt resonemang ovan inte belasta nötköttet i basfallet.

Tabell 6.5 Ammoniakavgång

	Kväve i gödsel (kg)	Emissionsfaktor ⁵ (andel av total-N)	Ammoniak- avgång(kg)	Kvarvarande kväve(kg)
Betesperiod	6 890	0,08	551	6 340
Stallperiod, lagring flytgödsel	4 550	0,07	318	2 540
Stallperiod, spridning flytgödsel	4 230 ⁶	0,4	1 690	
Stallperiod, lagring fast gödsel	2 340	0,2	468	1 260
Stallperiod, spridning fast gödsel	1 870 ⁷	0,33	618	
Totalt			3 650	10 100

¹ Naturvårdsverket, 2006

² Jordbruksverket, 1999

³ Hushållningssällskapet Halland, 2009

⁴ JTI, 2002

⁵ JTI, 2002

⁶ Kväve i flytgödsel efter avgång vid lagring (4 546 kg-318 kg)

⁷ Kväve i fast gödsel efter avgång vid lagring (2 342 kg-468 kg)

Av den totala ammoniakavgången på 3 650 kg är det 3 030 kg som ska belasta nötköttet, då emissionerna från spridning av fast gödsel inte ska inkluderas.

6.2.3 Lustgasemissioner

Emissionerna av lustgas (N₂O) från djurproduktionen kommer dels från stallgödseln i sig men även från marken efter att kväve tillförts den genom gödsling.

Hur mycket lustgas som avgår direkt från gödseln beror på den totala mängden kväve i stallgödseln efter ammoniakavgång vid lagring. Utifrån detta räknas mängden avgången lustgas fram med hjälp av emissionsfaktorer. Emissionsfaktorernas storlek påverkas av vilket gödselsystem som används, det vill säga om djuren står på bete eller i stall och vilket gödselsystem som i så fall används.

För betesperioden används faktorn 0,01 kg N₂O-N/kg N_{gödsel}. Denna faktor gäller enligt Naturvårdsverket vid bete på naturbetesmark, vilket till allra största del sker på Högestad. IPCC anger egentligen faktorn 0,02 N₂O-N/kg N_{gödsel} för betesmark, men Naturvårdsverket rekommenderar den tidigare nämnda lägre faktorn för just naturbete. Detta då naturbetesmark vanligen är surare och mer kvävefattig än åkermark. För stallperioden blir emissionsfaktorn istället 0,001 för fastgödseln och 0,02 för flytgödseln.¹ Se tabell 6.6 där även avgången från den fasta gödseln redovisas för senare beräkningar.

Tabell 6.6 Lustgasavgång från gödsel

	Kväve i gödsel(kg)	Emissionsfaktor ² (andel av N i gödsel)	Lustgas- avgång(kg)
Betesperiod	6 340	0,01	63,4
Stallperiod, flytgödsel	4 230	0,02	84,6
Stallperiod, fast gödsel	1 880	0,001	1,87
Totalt			150

Mängden avgången lustgas från gödselhanteringen kan även beräknas utifrån generella emissionsfaktorer per djur och år som Naturvårdsverket använder sig av. Även detta görs som en kontroll. Se tabell 6.7.

Tabell 6.7. Naturvårdsverkets emissionsfaktorer för lustgasavgång från stallgödselhantering

	N ₂ O/djur och år(kg)	Högestad, N ₂ O/år(kg)
Mjölkkor	1,24	0
Övriga nötkreatur	0,56	176

Med beräkning utifrån dessa faktorer blir lustgasavgången istället 176 kg N₂O. Ett värde som är högre än det tidigare beräknade, men i samma storleksordning. Det mer gårdsspecifika

¹ Naturvårdsverket, 2006

² Naturvårdsverket, 2006

värdet 150 kg N₂O kommer att användas i studien. Här kommer all avgång belasta nötköttet då den sker innan spridning.

Även avgången av lustgas från jordbruksmarken måste beräknas. Denna avgång sker eftersom kvävet i marken omsätts tillsammans med organiskt material och då kan lustgas bildas. Mängden beror av det årliga kväveflödet till och från marken och räknas fram med hjälp av emissionsfaktorer. De direkta emissionerna kommer från tillförsel av kväve med gödsel, kvävefixerande växter och skörderester. Indirekta emissioner har sitt ursprung i avgången kväve från jordbruket men blir först lustgas då detta genom nedfall av ammoniak eller kvävedioxid reagerar i andra ekosystem.¹ Emissionsfaktorer i tabell 6.8 kommer från Naturvårdsverket och anger hur stor del av kvävet som omvandlas till lustgas under ett år. Här ska enbart emissioner från flyt- och betesgödseln belasta nötköttet, men även emissioner från den fasta gödseln redovisas för senare beräkningar.

Tabell 6.8. Avgången av lustgas från mark

	Emissionsfaktorer ²	N ₂ O-avgång, flytgödsel(kg)	N ₂ O-avgång, fast gödsel(kg)	N ₂ O-avgång, betesgödsel(kg)
Direkta emissioner				
Stallgödsel	2,5 % av tillfört N	63,4	31,4	-
Betesgödsel	1,55 % av tillfört N	-	-	98
Indirekta emissioner				
Utlakat N	2,5 % av tillfört N	63,4	31,4	158
Deponerat N	1 % av tillfört N	25,4	12,6	63,4
Totalt		152	75,4	319

I Högestads verksamhet ger dessa emissionsfaktorer en lustgasavgång på 546 kg från marken, och av denna ska 471 kg belasta nötköttet (avgång från flyt- och betesgödsel).

Naturvårdsverket anger en genomsnittlig lustgasavgång från all svensk jordbruksmark på 5,58 kg/ha åkermark³. Som kontroll beräknas även detta för Högestad och lustgasavgången blir då 1 180 kg N₂O. Det är i samma storleksordning, men högre än det tidigare beräknade gårdsspecifika värdet. Det gårdsspecifika värdet kommer att användas i rapporten.

Med de gårdsspecifika värdena blir den totala lustgasavgången som ska belasta nötköttets livscykel 621 kg (150 kg från gödsel och 471 kg från mark).

6.2.4 Metanemissioner

Vissa djurtyper bildar metan (CH₄) i sina tarm- och magsystem då de bryter ner maten. Framst gäller detta idisslande djur som nöt och får, men i mindre utsträckning även för icke-

¹ Naturvårdsverket, 2006

² Naturvårdsverket, 2006

³ Staaf H., personligt meddelande

idisslare som grisar och hästar. Dock är bidraget från idisslare betydligt större då de i sin matsmältning kan bryta ner cellulosa. Mängden producerad metan beror på djurets fodertyp, kroppsvikt och på hur aktivt det är. Utöver detta sker det även en metanavgång från den gödsel som djuren producerar.¹

IPCC tog 1996 fram en modell med emissionsfaktorer för beräkning av metanemissioner från djurens matsmältning och gödselhantering. Dessa faktorer sägs gälla generellt för hela Europa. Efter det har Naturvårdsverket gjort en egen version av denna modell som sägs vara mer anpassad till svenska förhållanden. De uppgifter som återfinns i tabell 6.9 är de som används av Naturvårdsverket för beräkning av svenska metanutsläpp till UNFCCC, FN:s Klimatkonvention (Framework Convention on Climate Change). De togs fram år 2000 men ska enligt kontakt med Naturvårdsverket fortfarande vara aktuella. Mängden metan som avges från djurens matsmältning under året beräknas genom ett emissionsfaktorn multipliceras med antalet djur av varje slag.

Tabell 6.9. Emissionsfaktorer och beräkning av metanavgång från matsmältning²

	Emissionsfaktor (kg CH ₄ /djur år)	Metanavgång, Högestad(kg CH ₄ /år)
Mjölkkor	125	-
Am- och dikor	98	15 000
Övriga nötkreatur	50	8 100
Totalt		23 100

Utifrån emissionsfaktorerna i denna tabell kommer metanavgången från djurens matsmältning att beräknas. Med 154 dikor och 161 övriga djur blir metanavgången från matsmältningen 23 100 kg CH₄ per år.

Metanavgången från stallgödselhanteringen kan också beräknas med hjälp av liknande schablonvärden, men det finns även ett mer exakt sätt att beräkna denna avgång. Här tar man hänsyn till bland annat hur gödseln hanteras i det aktuella systemet och inkluderat är metanavgång från stallet, lagring och spridning. Dock utgör enligt expert vid Naturvårdsverket avgången vid spridning bara några få procent av den totala och alla emissioner kommer därför belasta nötköttets livscykel.³ Mängden avgången metan kommer beräknas enskilt för stall- respektive betesperiod, då förutsättningarna är annorlunda gällande hantering av gödseln. Den beräknas utifrån följande samband⁴:

$$EF(\text{gödsel}) = VS * B_0 * k * MCF \quad \text{där}$$

EF(gödsel)= kg CH₄ per djur och år av aktuellt djurslag

¹ IPCC, 1997

² Staaf H., personligt meddelande

³ Staaf H., personligt meddelande

⁴ Naturvårdsverket, 2006

VS=gödselproduktion; kg VS(volitaile solids)/djur, år och gödselhanteringssystem

B_0 =maximal metanproduktion; $m^3 CH_4/kg VS$

k= konstant, $0,67 kg/m^3$

MCF=metankonverteringsfaktor för olika gödselhanteringssystem

Värdet på VS kan beräknas utifrån de kända mängderna av producerad fast och flytgödsel. Det antas att i enlighet med tidigare studier att VS är 87 % av torrsbstansinnehållet i gödseln.¹ För verksamheten på Högstad blev emissionsfaktorn 3,2 kg $CH_4/djur$ för stallperioden. Metanavgången från gödselhanteringen i stallperioden blir därmed 1 020 kg.

Värdena på VS, B_0 , och k är för betesperioden samma som för stallperioden. Mängden VS som produceras antas vara samma under betesperiodens sex månader som för stallperiodens sex månader. Däremot ändras faktorn MCF, då gödseln inte hanteras alls när den släpps på bete. Mängden avgången metan från gödselhanteringen under betesperioden blir därmed 131 kg CH_4 .

Detta innebär en total metanavgång från matsmältning och gödselhantering på 24 300 kg. För beräkningar, se appendix A.

6.2.5 Koldioxidavgång

Förändringar i markens kolförråd på grund av jordbruksverksamhet inkluderas inte i denna studie. Det inte finns tillräcklig kunskap om hur dessa processer fungerar och därmed inga pålitliga emissionsfaktorer att använda.²

6.3 Foderproduktionen

Här redovisas den miljöpåverkan i köttets livscykel som kommer från produktionen av djurens foder. Eftersom allt foder, förutom mineraler, produceras internt finns miljöpåverkan från denna produktion redan inkluderad i till exempel emissioner från stallgödselhantering och senare i dieselanvändning. Dock sker viss påverkan som inte är inkluderad i dessa processer, exempelvis genom utsädesproduktion.

6.3.1 Vallen

Emissionerna från gödseln vid odling av vallen har redan behandlats ovan. Energiförbrukning i form av diesel för arbete med vallen tas upp under avsnittet för diesel. Dock krävs det varje år 884 kg utsäde för att producera vall till djuren. Produktionsdata för detta utsäde finns inte att tillgå, och därför måste data från tidigare studier användas. I en studie av Cederberg från 2004 förekommer precis som här ekologisk produktion av vall med hög andel klöver. Data för utsädesproduktion i den studien kommer därför användas här. Miljöpåverkan för produktionen ses i appendix B. Markanvändningen för vallproduktion behandlades tidigare, se tabell 6.3. Utsädet köps in och transporteras från Skånefrö i Östra Tommarp.

¹ Hushållningssällskapet Halland, 2009

² Hushållningssällskapet Halland, 2009

6.3.2 Vårvete

Vårvetet produceras som foder till tjurarna under några månader av deras livstid. Årligen används 14 634 kg utsäde. Även här är energiförbrukning inkluderad i avsnittet för diesel. Några produktionsdata för utsädet finns inte heller här att tillgå, därför har produktionsdata för ekologisk produktion av spannmålsutsäde använts enligt Cederberg, 2004. Dessa data återfinns i appendix B. Markanvändning ses i tabell 6.3. Utsädet köps in och transporteras från Skånefrö i Östra Tommarp.

6.3.3 Bete

För betet sker ingen miljöpåverkan utöver tidigare beräknade emissioner och transporter av djuren till och från betet, vilket är inkluderat i dieselförbrukning. Markanvändningen ses även här i tabell 6.3.

6.3.4 Näringsämnesläckage

Från betes- och åkermarken vid jordbruksverksamheter som den på Högestad, sker läckage av kväve och fosfor.

Kväve

Utlakningen av kväve från marken på Högestad har beräknats med hjälp Albertsson et al, 1999. Detta är en gårdsmodell för beräkning av kväveläckage från jordbruksmark under olika förutsättningar. Poängteras bör att modeller för denna typ av beräkningar är väldigt generella, dock kan man med hjälp av faktorer som jordtyp, nederbörd och växt- och gödseltyp få ett ungerfärligt värde på utlakningen. Modellen bygger på data från SLU.

Utifrån förhållandena på Högestad beräknades utlakningen till 25,5 kg NO₃-N/ha för vårveteproduktionen och 18,6 kg NO₃-N/ha för vallen. För beräkningar och antagande, se appendix A. Någon motsvarande modell för betesmark finns inte att tillgå. I tidigare studier av nötdjur i betesdrift har utlakningen antagits vara mellan 2 och 5 kg NO₃-N/ha betesmark. I denna studie antas läckaget ligga mitt i detta intervall, det vill säga på 3,5 kg NO₃-N/ha. Sammantaget blir läckaget 5 359 NO₃-N och i medel 10,1 NO₃-N/ha.

Fosfor

Att hitta en pålitlig modell eller aktuella värden för beräkning av fosforläckage är om möjligt ännu svårare. I tidigare utförda studier har medelvärdet för svenska förhållanden beräknats utifrån mätningar från Jordbrukets recipientkontroll¹. Ett medelvärde på 0,3 kg P/ha har i tidigare studier² använts för åkermark med årlig tillförsel av stallgödsel och kommer användas även här. Detta ger för Högestad ett läckage på 63,3 kg P från åkermarken. För betesmarken används i samma studie ett läckage på 0,03 kg P/ha för permanent betesmark, och detta ger för Högestad ett läckage på 9,51 kg P. Medelläckaget från all mark blir 0,14 kg P/ha.

¹ Ulén, 1992

² Cederberg, 2004

6.4 Övriga resurser

Utöver djurens leverne och produktionen av foder sker miljöpåverkan i köttets livscykel även genom åtgång och produktion av insatsvaror.

6.4.1 Material i stallarna

Då djuren står i stall över vintern står de på halm eller sågspån. De flesta, cirka två tredjedelar, står på sågspån. Årligen går det åt 160 ton halm och 240 m³ (72 ton) sågspån. Halmen är egenproducerad och en rest från den konventionella produktionen av råg och vete. Miljöpåverkan från denna produktion inkluderas i form av den diesel som går åt vid bearbetning av den. Den ströbädd som resten av djuren står på består av spån som köps in utifrån. Även ses det som en biprodukt i annan produktion, och miljöpåverkan inkluderas i form av transport från företaget som levererar, Glimåkra flistransporter, till Högestad.

6.4.2 Mineraler

Mineraler som ges till djuren köps in från Svenska Foder. Tillverkaren heter Vitfos, och produkternas namn är Deltamin Bas Ca och Deltamin Bas P. Dessa ges till ungdjuren under stallperioden och består huvudsakligen av kalcium och fosfor. Totalt ges årligen 900 kg mineral, lika delar av de båda.

Miljöpåverkan från produktionen av detta mineralfoder har uppskattats utifrån produktionen av kalk och fosforsyra, som är huvudråvaran. Innehållsdata för mineralfodret har erhållits från producenten, Svenska Foder. Data för produktionen av fosforsyra är tagen från Davis och Haglund, 1999. Data för kalkproduktion är tagen från SPINE:s LCA-databas¹. Energiåtgång och resursanvändning vid tillverkning av själva mineralfodret är hämtad från Cederberg och Dareljus, 2000. All produktionsdata återfinns i appendix B. Mineralerna levereras från Svenska Foder i Lunnarp.

6.4.3 Plast

Det ensilage som djuren får lagras under plast innan det ges till dem. Årligen används 800 kg plast till detta. Miljöpåverkan från produktion av denna plast har hämtats från Lindahl et al, 2002, och återfinns i appendix B. Plasten transporterar till Högestad från Torna Hällestad.

6.4.4 Diesel

På Högestad används diesel med 5 % RME (rapsmetylester) som drivmedel i lantbruksmaskiner och övriga transportmedel. Energiinnehållet i detta drivmedel är enligt Svenska Petroleuminstitutet 9 770 kWh/m³, det vill säga 35,2 MJ/liter.² Den årliga förbrukningen som rör köttets livscykel är på Högestad 35 000 liter. Detta ger en energiförbrukning genom biodiesel på 342 000 kWh (1 230 000 MJ).

¹ SPINE, 2009

² SPI, 2009

Emissionerna från förbränningen och tillverkning av denna biodiesel har beräknats med hjälp av emissionsdata från NTM (Nätverket för transporter och miljön), SPINEs LCA-databas och Bernesson et al, 2003. Återfinns i appendix B.¹

6.4.5 EI

Under året förbrukades sammanlagt 119 000 kWh (427 000 MJ) vid driften av de båda stallarna. Dessa är de enda byggnader som används i nötköttsproduktionen. Dock sker även viss annan verksamhet i mindre utsträckning i dessa lokaler, och dessa verksamheter uppskattas använda sig av tjugo procent av den använda elen. Därmed är det användningen av 94 9010 kWh (342 000 MJ) som ska belasta nötköttet. Emissioner och resursåtgång från denna elanvändning har beräknats utifrån Vattenfalls LCA-studier av sin genomsnittliga produktion av en kWh svensk el. Den består av 61,7 % kärnkraft, 37,5 % vattenkraft och 0,8 % andra kraftslag.² Se appendix B för produktionsdata.

¹ NTM, personligt meddelande, 2009

² Vattenfall, 2004

7. Inventeringsresultat

Resultaten av inventeringen ses nedan i tabellform. I tabell 7.1 sammanställs de emissioner till luft som sker i olika delar av livscykeln. Tabell 7.2 visar emissioner till vatten och tabell 7.3 den energianvändning som olika aktiviteter i livscykeln medför. Även resultaten av den senare presenterade systemutvidgningen visas, denna beskrivs ingående i avsnitt 8.7.

Tabell 7.1 Emissioner till luft(kg)

	CH ₄	N ₂ O	CO ₂	CO	NO _x	SO ₂	NH ₃	HCl	HC
Matsmältning	23 100								
Gödselhantering	1 150	150					3 030		
Mark		471							
Elproduktion			550		1,52	1,99			
Plastproduktion	4,6		1 550	0,87	7,7	6,61		0,05	
Plast, transport			4,7	0,008	0,08	0,001			
Diesel, produktion	32,9	5,28	12 200	9,4	51,7				16,4
Diesel, förbränning			84 500		58,7	29,3			
RME, produktion			2 330			13,7			
Utsäde vårve, produktion		5,86					19,5		
Utsäde vall, produktion		0,35							
Utsäde, transport			21	0,034	0,36	0,005			0,04
Mineraler, transport			1,3		0,021				0,003
Sågspån, transport			100	0,16	1,7	0,03			0,2
Totalt, basfallet	24 300	632	101 000	10,5	122	51,7	3 050	0,05	16,6
Systemutvidgning, emissioner fast gödsel		+75					+618		
Produktion av konstgödsel	-8,02	-39,5	-7 830	-1,89	-15,9	-27,0	-1,73	-0,52	
Totalt, inkl systemutvidgning	24 300	668	93 400	8,58	106	48,6	3 660	-0,47	16,6

Tabell 7.2 Emissioner till vatten(kg)

	NO₃-N	P	PO₄³⁻	BOD	COD	Cl⁻
Läckage, vallen	3 090	63,3(all åkermark)				
Läckage, vårvete	1 150					
Läckage, bete	1 110	9,51				
Utsäde vall, produktion	12,8					
Utsäde vårvete, produktion	146					
Plastproduktion				0,1	0,38	0,22
Dieselproduktion					1,17	
RME, produktion			2,26			
Totalt, basfallet	5500	72,8	2,26	0,1	1,55	0,22

Tabell 7.3 Energianvändning (MJ)

	Fossil	Förnyelsebar	Totalt
Fordonsbränsle	1 170 000	57 660	1 230 000
El	214 000	128 000	342 000
Plastproduktion	25 700	31 200	56 900
Dieselproduktion	73 500		
RME-produktion	17 100		17 100
Utsädesproduktion	3 410		3 410
Mineralproduktion	218		218
Transport, mineraler	18		18
Transport, utsäde	290		290
Transport, plast	65		65
Transport, sågspån	1 400		1 400
Totalt	1 510 000	217 000	1 730 000
Totalt per FE, efter allokering			43,3

8. Miljöpåverkansbedömning och resultat

Miljöpåverkanskategorierna resursanvändning, energi, växthusgaser, övergödande ämnen, försurande ämnen och markanvändning har valts. I liknande studier förekommer ofta toxiska ämnen som en miljöpåverkanskategori, det är dock inte aktuellt i denna studie då inga pesticider används i den ekologiska produktionen.

8.1 Resursanvändning

I tabell 8.1 ses den resursanvändning som sker vid produktionen av ett kilo benfritt kött på Högestad. Resursanvändningen sker i produktionen av insatsvaror.

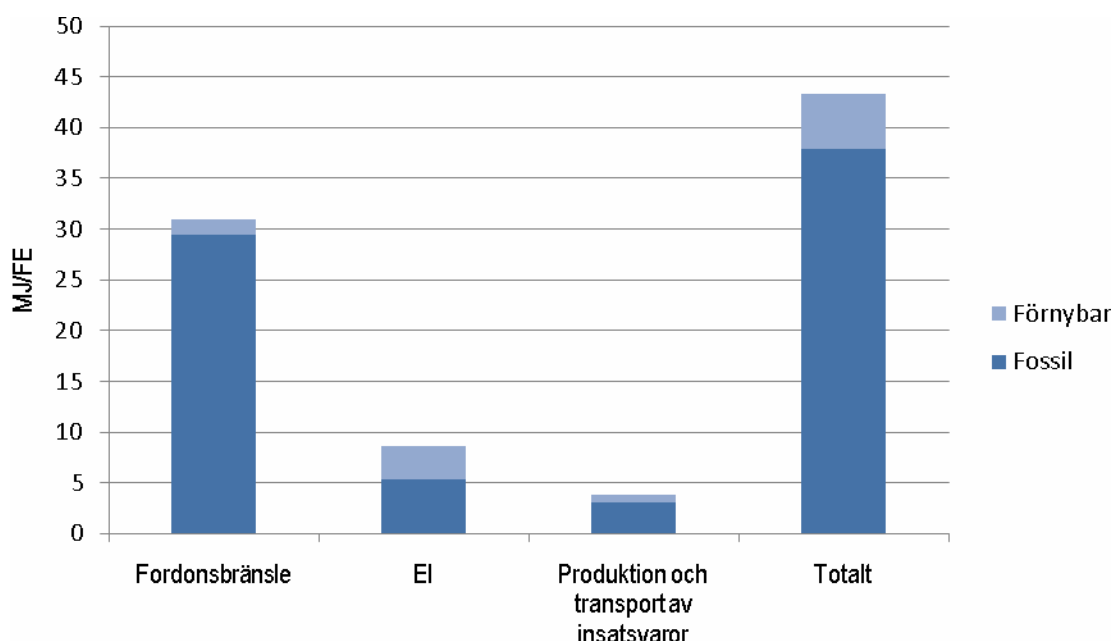
Tabell 8.1 Resursanvändning

Resurs	gram per FE
Råolja	771
Naturgas	18,0
Uran	0,03
Kol	2,01
Fosfor	1,55
Kalcium	3,13
Biomassa	4,57

Här är det främst de ändliga resurserna som är intressanta att studera; råolja, naturgas, uran, kol, fosfor och kalcium. Råoljeförbrukningen består till ca 95 % av användning vid dieseltillverkning, detsamma gäller för naturgasförbrukningen. Uranförbrukningen kommer från utvinningen av kärnkraft, och användningen av fosfor beror på de mineralfodertillskott som djuren får.

8.2 Energi

Energien redovisas här i den form som den används på Högestad, det vill säga i el och diesel. Den energi som krävs för produktion och transport av insatsvaror redovisas därutöver som en post. För varje förbrukningstyp redovisas andel med fossilt respektive förnybart ursprung och resultatet ses i figur 8.1.



Figur 8.1 Energianvändning i köttets livscykel

Totalt krävs 43,3 MJ vid produktionen av ett kilo benfritt kött på Högestad. Energianvändningen domineras av användningen av bränsle för fordons- och maskindrift. I produktionen av insatsvaror är plast- och dieselproduktionen de överlägset mest energikrävande delarna.

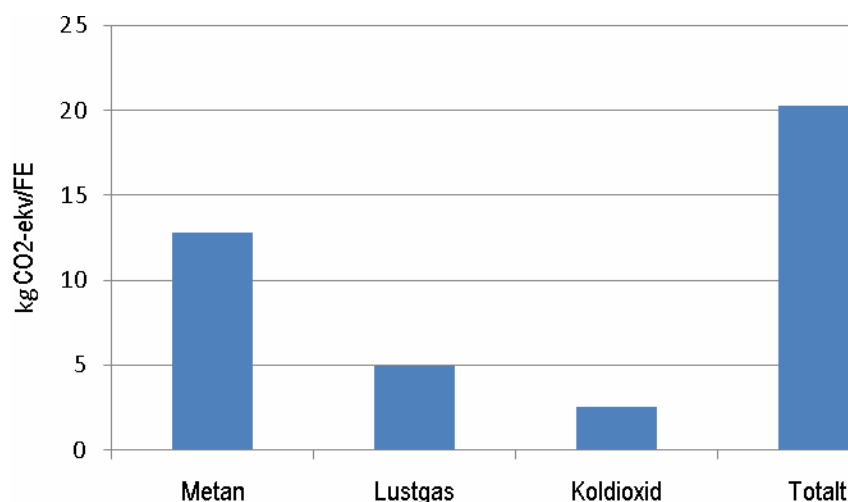
8.3 Växthusgaser

Utsläppen av växthusgaser i köttets produktion utgörs främst av metan, koldioxid och lustgas. De har räknats om till koldioxidekvivalenter enligt GWP_{100} , Global Warming Potential för ett hundraårsperspektiv. Karakteriseringsfaktorer för detta index ses i tabell 8.2. Exempelvis ger utsläpp av ett kilo metan 21 gånger mer påverkan på klimatet än ett kilo koldioxid, sett över ett hundraårsperspektiv. Miljöpåverkan genom utsläpp av växthusgaser får en global miljöpåverkan.

Tabell 8.2 GWP_{100} (Lindahl et al, 2002 och Baumann et al, 2004)

Emissioner till luft	gram CO ₂ -ekvivalenter
CO ₂	1
CH ₄	21
N ₂ O	310
CO	3
HC	11
NO _x	7

Mindre utsläpp av potentiella växthusgaser som koloxid återfanns vid inventeringen. Dessa var dock i sådan liten mängd (mindre än 0,01 % av totalen) att de inte redovisas enskilt här.



Figur 8.2 Utsläpp av växthusgaser

Totalt blev utsläppen av växthusgaser 20,3 kg CO₂-ekvivalenter per funktionell enhet. Här är det metanutsläppen som med sina drygt 12 kg/FE dominerar och utgör mer än hälften av de totala växthusgasutsläppen. Av dessa metanamissioner utgör avgången från djurens matsmältning mer än 95 %. Koldioxiden, som i många andra produktsystem dominerar växthusgasutsläppen, bidrar här med förhållandevis lite.

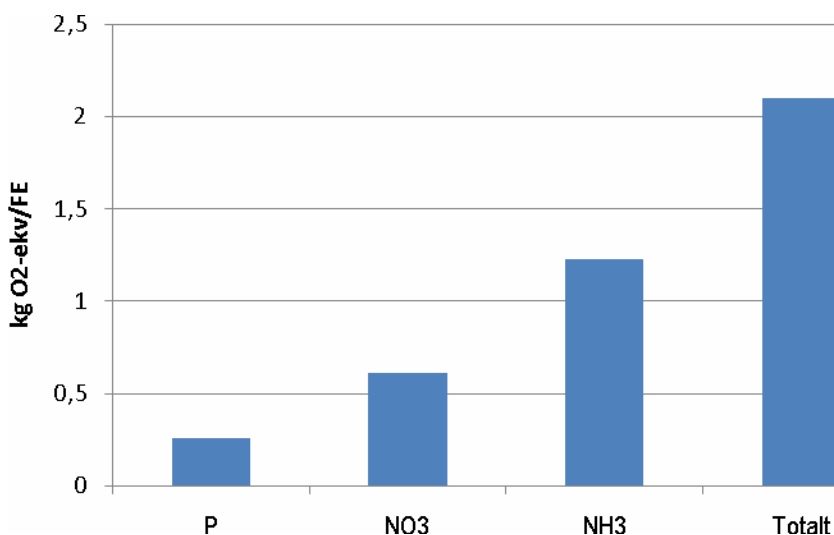
8.4 Övergödande ämnen

Miljöpåverkan genom övergödande ämnen har beräknats med hjälp av ett index för maximal syreförbrukning. Detta ses i tabell 8.3.

Tabell 8.3 Index för övergödningspotential genom syreförbrukande förmåga (Lindfors et al, 1995)

Emissioner till vatten	g O ₂ /g
P	140
PO ₄ ³⁻	46
COD	1
NO ₃ ⁻	4,4
Emissioner till luft	
NO _x	6
NH ₃	16

Här sker övergödningen genom att näringsämnen tillförs exempelvis ett vattensystem och ökar tillväxten och syreförbrukningen där. Miljöpåverkan är främst regional. Detta index har använts i tidigare studier och möjliggör jämförelser.



Figur 8.3 Potentiellt maximalt bidrag till övergödning

Det största potentiella bidraget till övergödning kommer från emissionerna av ammoniak vid gödselhanteringen, drygt hälften av de totala utsläppen. Även läckaget från betes- och åkermark bidrar, främst genom kväve i nitratform (NO₃⁻). Dock sker även ett läckage av fosfor som påverkar, detta är dock som tidigare nämnt baserat på grova medelvärden. Totalt sker utsläpp av potentiellt övergödande ämnen motsvarande 2,11 kg O₂-ekvivalenter per funktionell enhet.

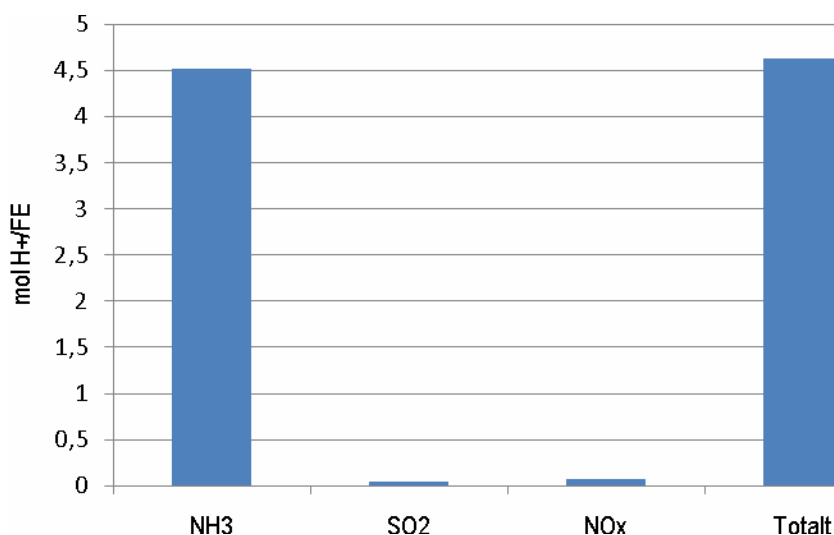
8.5 Försurande ämnen

De emissioner av försurande ämnen som sker har räknats om till mängden protoner som frigörs. De ses i tabell 8.4. Även detta index har valts då det möjliggör direkta jämförelser med andra liknande studier.

Tabell 8.4 Index för försurningspotential, max-scenario (Lindfors et al, 1995)

Emissioner till luft	mol H ⁺ /g (max)
SO ₂	0,031
NO _x	0,022
NH ₃	0,059
HCl	0,027

De gaser som har påverkan här förenar sig i luften med vatten och syror bildas. Regnvatten med lågt pH-värde orsakar sedan en försurning av mark och vatten. Miljöpåverkan är regional, och problemet är inte lika påtagligt i Skåne då marken där är mer kalkrik än i de flesta övriga delar av landet. Det finns i detta index ett max- och ett min-scenario. I max-scenariot antas det att allt det deponerade kvävet läcker ut från marken, och det är detta scenario som brukar redovisas i studier liknande denna. Max-scenariot används här, poängteras bör dock att det då är ett så kallat "worst-case scenario".

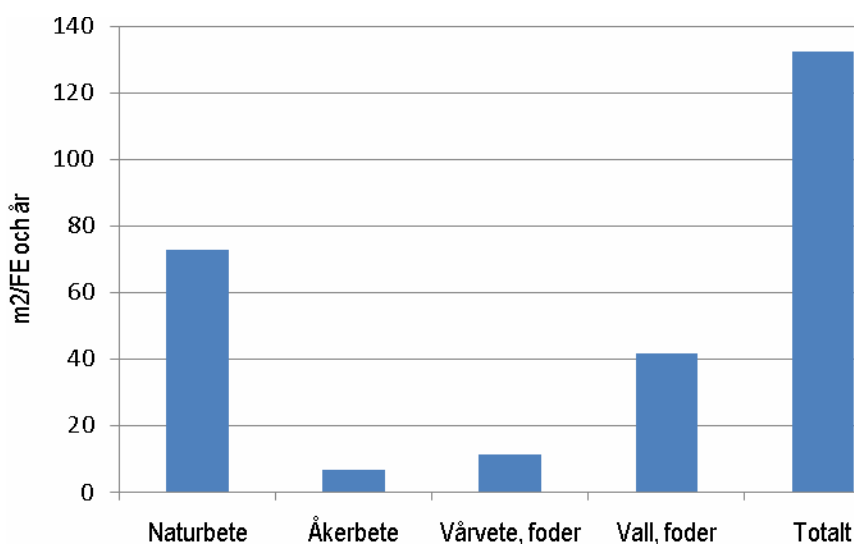


Figur 8.4 Potentiellt maximalt bidrag till försurning

För utsläpp av försurande ämnen dominerar ammoniak totalt. Här kommer i stort sett all ammoniak från lagring och spridning av den stallgödsel djuren producerar. Störst ammoniakavgång, drygt 55 % av den totala, sker vid spridning av flytgödseln. De totala utsläppen av potentiellt försurande ämnen motsvarar 4,63 mol H⁺ per funktionell enhet.

8.6 Markanvändning

Den årliga markanvändningen för att producera ett kilo benfritt kött ses i figur 8.5, fördelad på marktyp.



Figur 8.5 Markanvändning

Den största delen av markanvändningen för produktion av en funktionell enhet kommer från djurens naturbete. Årligen går det åt 133 m² för att producera ett kilo benfritt kött och mer än hälften är naturbetesmark.

8.7 Systemutvidgning

En systemutvidgning görs för att visa vilken påverkan antagandet om fördelning av miljöpåverkan mellan fast och flytgödsel i basfallet har på resultatet.

8.7.1 Hantering av fast gödsel

I denna systemutvidgning undersöks ett alternativt sätt att tillgodoräkna nötköttet den fasta gödsel som används i andra produktsystem. I basfallet belastade emissioner från lagring av denna gödsel nötköttet, medan de emissioner som uppkom vid spridning inte gjorde det. Dessa ansågs belasta ett annat produktsystem. Här undersöks därför vilken effekt på resultatet det har om det istället antas att den producerade fasta gödseln ersätter inköp och användning av motsvarande mängd mineralgödsel. I detta scenario belastar alla emissioner från både lagring och spridning nötköttet, och istället subtraheras emissionerna från produktion av motsvarande mängd mineralgödsel från systemets miljöpåverkan.

Mängden mineralgödsel har uppskattats utifrån kväveinnehåll i den använda fasta gödseln. Samma mängd kväve har antagit behövas genom tillförsel av mineralgödsel, vilket ger en hypotetisk mineralgödselmängd på 8 670 kg. Produktionsdata för denna är taget från Davis och Haglund, 1999 och ses tillsammans med beräkningar i appendix C.

För resursanvändningen får ett antagande om ersättning av mineralgödsel stor effekt då det gäller fosfor. Basfallet visar en förbrukning på 1,55 g per FE men då det räknas med en ersättning av mineralgödsel ska systemet tillgodoräknas en användning av fosfor. Detta då man genom att undvika mineralgödselanvändning även undviker användningen av denna fosfor. Knappt 10 g fosfor per FE blir det som ska tillgodoräknas systemet, vilket totalt ger en negativ användning av fosfor på drygt 8 g/FE.

Resultatet av denna systemutvidgning visade dock liten påverkan för växthusgaserna. Utsläppen ökade från 20,2 kg CO₂-ekvivalenter i basfallet till 20,3 CO₂-ekvivalenter i systemutvidgningen. De emissioner som subtraheras från systemet genom ersättning av mineralgödselproduktion, främst koldioxid, vägs upp av de ökade lustgasutsläppen som det medför då alla emissioner från spridning av den fasta gödseln adderas. Således blir nettoeffekten liten.

Även för övergödande ämnen visade systemutvidgningen en liten ökning. Från 2,11 till 2,36 kg O₂-ekvivalenter, där de ammoniakemissioner som tillkom kompenserade för de som subtraherades genom mineralgödselproduktion. För försurande ämnen var ökningen något större, från 4,63 till 5,52 mol H⁺ per funktionell enhet, beroende främst på de ammoniakemissioner som kommer till. Detta är en ökning på nästan 20 % jämfört med basfallet.

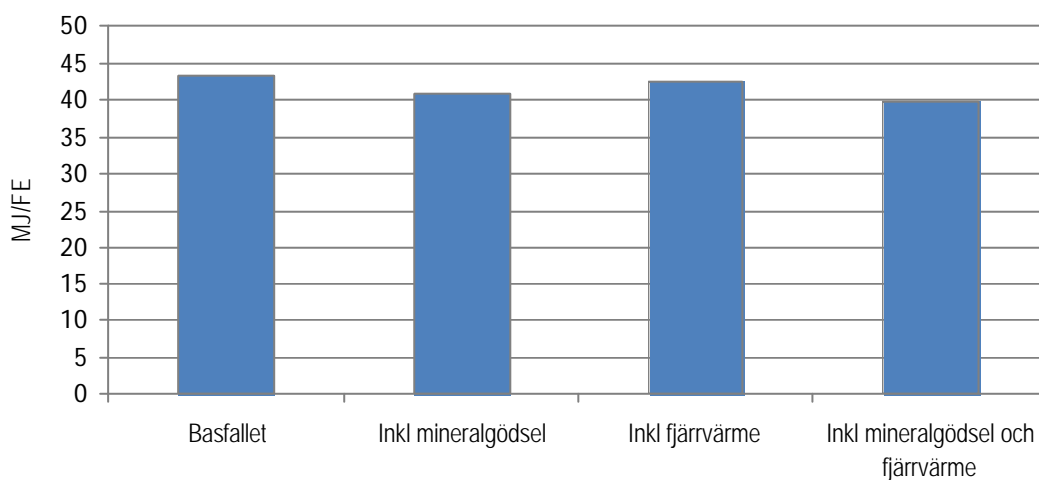
I miljöpåverkanskategorin energi blev det också en skillnad jämfört med basfallet, till fördel för nötköttet. De 107 000 MJ som sparas för produktionen av den aktuella mängden mineralgödsel gör att energiåtgången per funktionell enhet sjunker från 43,3 MJ till 40,7 MJ. Detta är en minskning på drygt 6 %.

8.7.2 Förbränning av plast

Efter användning på Högestad är en möjlighet att de 800 kg plast som används till ensillageförvaring går till förbränning. Därmed genereras energi som kan tillgodoräknas köttets livscykel. Som en systemutvidgning undersöks vilken effekt ett sådant antagande skulle ha på studiens resultat, främst gällande energiåtgång per funktionell enhet. Den energi som genereras vid förbränning har antagits gå till fjärrvärme med en verkningsgrad på 85 %. Inventeringsdata återfinns i appendix C.

Resultatet blev en relativt liten effekt på systemets energianvändning. Den fjärrvärme som skulle kunna utvinnas vid förbränning ger en minskning av energiåtgång per funktionell enhet med 0,88 MJ, från 43,3 till 42,4 MJ/FE. Då annan fjärrvärmeproduktion hypotetiskt ersätts av den värme som plastförbränningen ger kan även emissioner från denna fjärrvärmeproduktion antas ersättas. Dessa emissioner kan tillgodoräknas nötköttets livscykel. Resultatet beror dock på vilken typ av bränsle som plastförbränningen ersätter. Dock får dessa eventuella emissionsförändringar en så liten påverkan på studiens resultat att de inte redovisas här.

I figur 8.6 ses den påverkan som basfallets och systemutvidgningens antaganden har på studiens resultat gällande energianvändning. Då systemet tillgodoräknas både fjärrvärmeproduktion och produktion av mineralgödsel minskar energianvändningen för ett kilo benfritt kött från 43,3 till 39,8 MJ.



Figur 8.6. Energiåtgång i basfall och systemutvidgning.

9. Studier för jämförelse

För att slutsatser ska kunna dras utifrån resultaten i denna studie, är det viktigt att de kan sättas i relation till resultaten av tidigare studier. Därför presenteras nedan kortfattat de studier som senare används för jämförelse.

I slutet av 2000 publicerade Cederberg och Darelius en rapport om en LCA-studie av nötkött i olika produktionsformer. All produktion skedde på en gård i Sverige. Ett av systemen var konventionella ungtjurar där kalvarna kom från mjölkproduktion och där två foderalternativ studerades, antingen grovfoder/spannmål eller kraftfoder. Även ett självrekryterande system med ekologisk ungnöt studerades. Dessa djur gick mycket på bete och stod under sin stallperiod på djupströbädd. Även ett simulerat framtidsscenario togs fram, där tjurkalvar från mjölkproduktion skulle födas upp som ekologiska under gällande KRAV-regler och med stor betesgång. Systemgränsen sattes i alla system till gårdsgrinden, vilket också är fallet i denna studie. Den funktionella enheten är också densamma, ett kilo benfritt kött.

2004 publicerades av Cederberg och Nilsson en tidigare nämnd LCA av ekologisk nötköttsproduktion från djur i ranchdrift. Djuren går här ute året om. Även här var den funktionella enheten ett kilo benfritt kött vid gårdsgrinden.

Diskussion kommer även att göras utifrån LCA-studier av olika köttyper som LRF gjort för Swedish Meats. Dessa publicerades 2005 och här utgörs nötköttsproduktionen av ett vägt medelvärde av sådan som har samband med mjölkproduktion och kött från självrekryterande system. Här är systemgränsen dock inte gårdsgrinden utan köttets hela livscykel är inkluderad.

10. Tolkning

Nedan följer en tolkning av studiens resultat. De behandlas dels som individuella resultat, men jämförs även med resultat från andra studier för att ge en bild av systemets miljöpåverkan jämfört med andra produktionssystem.

Resursförbrukning

Resursförbrukning är en kategori där något karakteriseringsindex är svårt att använda för att presentera resultaten, och det går därför inte att jämföra de olika förbrukade resurserna med varandra. Dock kan det ändå vara intressant att se hur mycket av varje resurs som krävs för att producera ett kilo kött på Högestad och utifrån det kan jämförelser göras med andra studerade system.

Jämfört med Cederberg och Nilssons studie av nötköttsproduktion i ranchdrift är förbrukningen av råolja väldigt hög på Högestad, drygt fyra gånger högre. Sett till Cederberg och Darelius studie av olika produktionssystem för nötkött är oljeförbrukningen också stor på Högestad, dock är skillnaden inte lika markant. Där ligger de ekologiska systemen på drygt 400 gram/FE och de konventionella något högre, på drygt 500 gram/FE. Detta kan jämföras med de 771 gram som används för att producera ett kilo benfritt kött på Högestad. Den höga förbrukningen på Högestad har sin förklaring i den relativt stora dieselanvändningen. Dock vägs den höga råoljaförbrukningen upp av en förhållandevis låg användning av naturgas och kol. Den är på Högestad något lägre än för produktionen i ranchdrift och betydligt lägre jämfört med alla alternativ i studien av olika produktionssystem. För ett system med konventionella ungtjurar är kol- och naturgasförbrukningen 112 respektive 312 gram per FE, jämfört med 2 och 18 gram per FE på Högestad. Även i förhållande till de där studerade ekologiska systemen är användningen på Högestad låg.

Fosforanvändningen på Högestad, 1,55 gram per FE, är låg. Ännu lägre blir den med systemutvidgningen, som till och med visar ett negativt värde för fosforanvändning. Alla de studerade systemen i Cederberg och Darelius ligger betydligt högre, mellan drygt 12 gram/FE för systemet med konventionella ungtjurar på spannmål och drygt 21 gram/FE för de på grovfoder. I alla system beror fosforanvändningen i stort sett bara på det mineralfoder som djuren får. Enligt Greppa Näringen, ett informations- och rådgivningsprojekt gällande näringsämnen i jordbruket, har tidigare analyser av konventionell produktion visat en fosforåtgång på mellan 12-40 gram per kilo benfritt kött. Här ligger produktionen på Högestad således mycket lägre. Urananvändningen på Högestad (0,03 gram/FE) är högst av alla system i de jämförda studierna. Exempelvis mer än tio gånger högre än för verksamheten i ranchdrift, vilket kan förklaras av den höga elförbrukningen.

Energi

Energianvändningen för att producera ett kilo benfritt kött blev i basfallet 43,3 MJ/FE, och av den använda energin kommer cirka 13 % från förnybara källor. Då det i systemutvidgningen antogs att mineralgödsel- och fjärrvärmeproduktion ersätts sjönk den till 39,8 MJ/FE. Dessa resultat är väldigt höga jämfört med de ekologiska systemen i studierna för jämförelse. För de

konventionella systemen i Cederberg och Darelius från 2000 blev energianvändningen ca 40 MJ/ FE för de konventionella systemen och knappt ca 20 MJ/FE för de ekologiska. För systemet i ranchdrift var energianvändningen extremt låg, bara drygt 8 MJ/FE. Här bidrar det faktum att inga stallar och därmed i stort sett ingen el används till den låga energianvändningen. Betet kräver dessutom väldigt lite energi som foder, och ingen mineralgödsel används som kräver stor energiinsats.

En tidigare LCA-studie av nötköttsproduktion i projektet LCA Livsmedel har visat att då även det som sker efter att djuren lämnar gården inkluderas i studien används ändå mer än 80 % av den åtgångna energin i primärproduktionen, det vill säga på gården genom främst diesel- och mineralgödselanvändning. Fyra procent visade sig komma från transporter, tio från förädling och sju från förpackningar. Fyra procent användes då köttet hanterades i hemmet av konsumenten.¹ Detta visar att då man vill få ner energianvändningen i nötköttsproduktion är det i verksamheten på gårdarna som insatserna ska göras för att få bäst utslag.

Växthusgaser

För det studerade systemet blev de totala utsläppen av växthusgaser 20,3 kg CO₂-ekvivalenter per kilo benfritt kött. Här visade systemutvidgningens antaganden liten eller ingen påverkan. Metanavgång från matsmältningen är den del som ger det enskilt största bidraget. I studien av Cederberg och Darelius var utsläppen av växthusgaser från det befintliga självrekryterande och ekologiska systemet lika stora som på Högestad. För de övriga systemen, inklusive det simulerade ekologiska ungnötssystemet, var utsläppen lägre. De varierade mellan 16 och 17 kg/FE. Dock hade de konventionella systemen förhållandevis större utsläpp av koldioxid och lustgas, medan det ekologiska hade större metanutsläpp. I studien av djur i ranchdrift blev utsläppen av växthusgaser högre än på Högestad, knappt 22 kg CO₂-ekvivalenter per FE och metanutsläppen från djurens matsmältning var helt dominerande. Den LCA-studie av olika köttyper som Swedish Meats utfört visar utsläpp av cirka 17 kg/FE för nötkött, och här är köttets hela livscykel inkluderad.

Jämfört med systemen i studier för jämförelse är växthusgasutsläppen på Högestad ungefär de väntade. Metanutsläppen dominerar i alla system, och den längre uppväxttiden i ekologiska system gör att metanavgången och därför växthusgasutsläppen per funktionell enhet blir högre än i konventionella system. Denna slutsats förstärks av det faktum att produktionen i ren ranchdrift, där djuren har ännu längre tillväxttid än de på Högestad, visar på de allra största utsläppen vid produktionen av ett kilo kött.

Övergödande ämnen

Då det gäller utsläpp av övergödande ämnen har dessa karakteriserats efter sin maximala påverkan på syreförbrukning. Resultatet visar utsläpp av 2,11 kg O₂-ekvivalenter per FE. Detta är ett lågt värde jämfört med andra tidigare studerade system, framförallt andra ekologiska. I Cederberg och Darelius studie var utsläppen av övergödande ämnen i de ekologiska systemen cirka 6 kg O₂-ekvivalenter, jämfört med drygt 3 kg/FE för de konventionella. Detta förklarades av större ammoniakutsläpp och mer nitratläckage i det

¹ LCA Livsmedel, 2002

ekologiska på grund av större markanvändning. För djuren i ranchdrift ligger resultatet närmare det i denna studie av Högestad, drygt 3 kg per FE.

Ammoniakutsläppen är här den faktor som påverkar mest. Dock har även nitratläckaget, och den modell som dessa baseras på, relativt stor påverkan på resultatet. Högestad har de lägsta utsläppen av alla system i studierna för jämförelse.

Försurande ämnen

Utsläppen av försurande ämnen räknades samman efter ett index för maximal mängd frigjorda protoner. Resultatet blev 4,63 mol H⁺/FE och utsläppen dominerades helt av ammoniak. Systemutvidgningens antagande om ersättning av mineralgödsel gör dock att utsläppen stiger till 5,52 mol/FE.

Ammoniakutsläppen dominerar även i alla system i studien av olika produktionsformer. I de konventionella systemen var utsläppen lägre per funktionell enhet, dels på grund av annat gödselhanteringssystem, men även på grund av bättre utnyttjandegrad av kväve än i de ekologiska systemen. Dock är utsläppen i det studerade systemet på Högestad låga jämfört med andra system. För de ekologiska systemen i Cederberg och Dareljus var utsläppen över 10 mol H⁺ per FE och för verksamheten i ranchdrift 5,5 mol H⁺/FE.

Produktionen av ett kilo nötkött på Högestad innebär således små utsläpp av försurande ämnen jämfört med tidigare studerade system. Då ammoniakutsläppen är helt dominerande är det de faktorer som påverkar dessa emissioner som även har stor påverkan på resultatet. Här är det metod för gödselhantering och spridning som är avgörande.

Markanvändning

Årligen krävs 133 m² mark på Högestad för att producera ett kilo nötkött. Mer än hälften av marken är naturbetesmark. Jämfört med andra system är detta en hög användning, studien av olika produktionsformer visade en markanvändning på som lägst cirka 30 m² per FE för de konventionella systemen och som högst cirka 70 m² för det ekologiska självrekryterande systemet. Det sistnämnda höga värdet förklaras av att foder då ska produceras även till dikon, precis som på Högestad. Dock visar studien av ranchdrift en högre användning än Högestad, 154 m²/FE.

Viktigt att betona är dock att det både i studien av ranchdrift och på Högestad till stor del rör sig om en markanvändning av naturbetesmark, mark vars användningsområden annars kan vara begränsade. Denna användning sägs också gynna andra faktorer som biologisk mångfald.

11. Diskussion och slutsatser

Livscykelanalys som metod har sina i litteraturstudien nämnda för- och nackdelar. Att analysera just köttproduktion ur ett LCA-perspektiv är givande, eftersom det ger stora möjligheter att jämföra olika produktsystem och produkttyper med varandra. Dock faller de för många viktiga etiska aspekterna helt bort i en studie av denna typ, vilket tar bort lite av möjligheterna till ett helhetsintryck av produktionen. I litteraturstudien nämns det faktum att LCA kan vara en tidskrävande metod. Så visade det sig vara även i denna studie, dock upplevs det som en metod som bör vara mindre krävande ju mer rutin den som utför studien får på området. Genom att utföra fler studier kan tiden för datainhämtning och dataanalys minskas, och om det finns en bas av relevant data och relevanta metoder att utgå ifrån underlättas arbetet. För att öka jämförbarheten mellan olika studier är det viktigt att de håller samma höga kvalitet gällande använd data och att samma metoder används för karakterisering. Även allokeringmetoden har stor påverkan på resultatet. I denna studie användes ekonomisk allokering, där nötköttet belastas med 90 % av den miljöpåverkan som sker. Detta antagande gjordes i enlighet med tidigare studier, men är ändå värd att diskutera. Skulle den procentsatsen ökas eller minskas, eller om en annan allokeringmetod skulle användas, skulle det kunna påverka resultatet markant. Då jämförelser sker med studier av liknande produktion, med samma antaganden, är detta inte ett lika stort problem som då det önskas göra jämförelser med exempelvis andra produktsystem.

De data som använts i studien är av varierande kvalitet. Dock är den data som har stor påverkan på resultatet, exempelvis kväveinnehållet i gödseln, verksamhetspecifik och håller därmed hög kvalitet. De beräkningar som baseras på detta innehåll bedöms därför också ligga väldigt nära sanningen. Önskvärt hade varit bättre kvalitet på de data som rör produktionen av insatsvaror som utsäde och mineraler, dessa utgör dock en liten del av den totala miljöpåverkan. Önskvärt hade också varit bättre data och modeller för beräkning av näringsämnesläckage. Miljöpåverkan från produktionen av strömedel till stallarna (halm och spån) inkluderades endast genom transporter till Högestad. Detta gjordes då data för produktionen av dessa inte fanns att tillgå, och då det skulle bli alltför tidskrävande att ta fram. Dessa ses i studien istället som biprodukter av andra system.

Studien av ekologisk nötköttsproduktion på Högestad visade delvis upp de styrkor och svagheter som tidigare visat sig finnas för denna produktionsform. Den ständigt debatterade klimatfrågan är högaktuell då det gäller nötköttsproduktion, eftersom djuren genom sin matsmältning släpper ut stora mängder metan. Detta är en typ av miljöpåverkan som är unik för just nötkött, då det i livscyklar för andra produkter oftast är koldioxid som dominerar växthusgasutsläppen. Resultaten för Högestad visade utsläpp i nivå med de väntade utifrån tidigare studier. De var ungefär likvärdiga med de tidigare studerade ekologiska systemen, och något högre jämfört med i konventionella produktionsformer. Att minska metanutsläppen är svårt, då de är starkt beroende av djurens livslängd. Ju längre djuret lever innan slakt, desto mer metan hinner det släppa ut. När det som på Högestad rör sig om ett självrekryterande system kan man inte heller styra produktionen till exempelvis bara stutar. Ett sådant system skulle kunna minska metanutsläppen, då stutarna har snabbare tillväxt än kvigorna. Det är här

som konventionella system utan självrekryterande besättning kan minska sina metanutsläpp, då de har en intensivare produktion. Dessutom kan man då nötköttet ses som en biprodukt till mjölk styra köttproduktionen till att endast komma från stutar. Samtidigt har stutar av mjölkras längre tillväxttid än stutar av köttras, vilket åter upp en del av miljövinster. I litteratordelen nämns det faktum att man genom studier kommit fram till att metanutsläppen från nötköttsproduktion kan minskas genom mer koncentrerat och mindre fiberrikt foder. Frågan är om detta går att göra i kombination med exempelvis ekologisk produktion.

Klimatfrågan blir också aktuell då energianvändningen i olika system analyseras. Det är generellt sett i miljöpåverkanskategorin energianvändning som ekologiska system utmärker sig positivt jämfört med konventionella, då ingen mineralgödsel och stor andel bete används. Detta är två faktorer som starkt bidrar till att hålla nere energianvändningen och i litteratordelen nämns att cirka 40 % mindre energi per funktionell enhet brukar krävas jämfört med i konventionella system. Den relativt höga energianvändningen på Högestad är därför anmärkningsvärd, och är det som sticker ut mest i denna studie av LCA-typ. Här ser det ut att finnas stor förbättringspotential för det studerade systemet och det är en faktor som man på Högestad definitivt borde se över om man vill minska miljöpåverkan för sitt system. En minskad energianvändning genom el och diesel skulle även få ner uran- och råoljeanvändningen per funktionell enhet, värden som nu är relativt höga. Däremot har Högestads system här fördelar i låg användning av fosfor, naturgas och kol. Poängterats bör att inventeringsdata för el- och dieselanvändning delvis är baserad på uppskattningar, vilket till viss del kan förklara den höga förbrukningen. Dock är användningen så pass hög jämfört med andra ekologiska system att detta inte kan vara hela förklaringen.

Andra faktorer som kan påverkas för att minska miljöpåverkan vid nötköttsproduktion är teknik för lagring och spridning av gödsel. Att skapa sig en bra bild av kväveströmmar kan hjälpa till att skapa optimala kretslopp. Tydligt utifrån resultaten av är att den ekologiska produktionen på Högestad har förhållandevis liten miljöpåverkan i de berörda kategorierna övergödande och försurande ämnen, mycket tack vare de relativt låga ammoniakutsläppen. Vill man ytterligare minska denna miljöpåverkan är det ammoniakavgången från gödselhanteringen som är nyckeln. Utsläppen av försurande ämnen utgörs i stort sett helt av denna emissionstyp. För övergödande ämnen bidrar även det låga nitratläckaget till att minska miljöpåverkan från systemet på Högestad. Storleken av detta läckage är baserat på uträkningar från en gårdsmodell, och är därmed inte specifikt uppmätt på Högestad. Däremot bygger modellen på relativt många gårdsspecifika parametrar och borde därför ge en tydlig fingervisning. I förhållande till konventionella system är utsläppen dessutom så mycket lägre att enbart osäkerheter i uppskattningen av nitratläckage inte kan förklara skillnaden. Den på Högestad stora markanvändningen per funktionell enhet är en faktor som skulle kunna innebära större nitratläckage. Större markanvändning sägs enligt de rapporter som presenterades i litteratordelen göra att det totala läckaget blir lika stort för ekologisk produktion, även om det är mindre per ytenhet. Detta resonemang håller dock inte då verksamheten på Högestad granskas. Resultaten visade låga utsläpp av övergödande ämnen, en kategori där nitrat- och fosforläckage skulle kunna spela stor roll.

Den stora markanvändningen på Högestad bör också diskuteras. Den är per funktionell enhet mer än dubbelt så stor som i vissa konventionella system, och jämfört med andra köttyper är nötkött redan i grunden markkrävande. Tidigare studier har också visat en generell hög markanvändning för ekologisk produktion. Dock rör det sig för Högestad som tidigare nämnts till stor del om naturbetesmark och bete på sådan har fördelar som inte syns i en studie av denna typ. Den mest nämnda fördelen är att den biologiska mångfalden gynnas genom mer naturlig markhållning. Dock finns det enligt litteraturlagens presenterade rapporter en risk att denna effekt "äts upp" om andelen ekologiskt odlad mark fortsätter öka. Ekologisk odling är mer markkrävande per producerad enhet än konventionell, och om mer mark krävs för odling kan följden bli att mindre mark kan hållas kvar som naturbete. Det bör också nämnas att naturbetesmark är mark som det på grund av dess förutsättningar ofta inte finns någon alternativ användning för. Så ett alternativ är därför att i en studie av denna typ inte räkna med naturbetesmarken då total markanvändning per funktionell enhet beräknas. I fallet Högestad utgör naturbetesmarken drygt hälften av den totala markanvändningen, och ett sådant antagande skulle därför göra att markanvändningen per funktionell enhet minskade med mer än hälften.

En annan fördel med ekologisk produktion som inte heller syns i studien gäller de etiska aspekterna. Enligt KRAVs regler har djuren till exempel rätt till mer tid på bete och större umgänge mellan moderko och kalv vid kalvning. De får helt enkelt leva under förhållanden som anses mer naturliga. Det används heller inga pesticider i produktionen, och väldigt lite mediciner. Detta är en aspekt av köttproduktion som är viktig för många konsumenter, dock kan till exempel den väldigt begränsade medicinanvändningen även ses ur ett annat perspektiv. De hårda bestämmelser som finns kan innebära att en producent drar sig för att ge djuret den medicin det behöver, då man om så görs måste vänta en viss tid innan djuret kan slaktas och säljas som ekologiskt. Kanske får den naturliga djurhållningen då som följd att djuret får genomgå ett onödigt lidande som medicinen kunde ha lindrat. Ett exempel på att allt inte är svart och vitt då ett "naturligt" produktionssätt läggs fram som det bästa.

Även om studier inte visat någon ren kvalitets- och näringskillnad mellan ekologiskt och konventionellt producerat kött skulle många säkert dock välja kött från ett djur som man vet växt upp under drägliga förhållanden och de skulle på så vis föredra en så "naturlig" djurhållning som möjligt. Detta måste konsumenten, som marknaden ser ut i dag, ställa mot det högre pris som man måste betala för ekologiskt kött. Den ekologiska produktionens fördelar måste också ställas mot dess nackdelar, som större markanvändning. Vi har begränsade resurser att tillgå och mark är en av dessa. Och även om energiåtgången generellt sett är mindre för ekologisk än konventionell nötköttsproduktion är den fortfarande hög jämfört med exempelvis direkt konsumtion av spannmål. Även nötköttsproduktionens generellt höga växthusgasutsläpp måste vägas in då man som konsument gör sitt val. Kanske måste vi i framtiden för att kunna äta nötkött med gott samvete dra ner på den totala mängden vi äter, även om den utvecklingen är föga trolig med tanke på att nötköttkonsumtionen i Sverige tvärtom ökar.

En annan viktig aspekt av ekologisk produktion generellt rör transporter. Som det ser ut idag finns inget sätt att utläsa hur långt en ekologisk vara transporterats innan den säljs i Sverige. Detta kan vara förvirrande för konsumenten som vill göra ett miljömedvetet val och därför köper en ekologisk produkt. Kanske kan lösningen vara den inkludering av klimataspekter i sitt regelverk som KRAV jobbar fram.

Nötkött har generellt en stor miljöpåverkan jämfört med andra livsmedel och kan på så vis ses som ett ineffektivt sätt att få i oss den näring vi behöver. Istället för att direkt äta det vi odlar "omvandlas" det via djuren och förluster sker på vägen. För att sätta resultaten av denna studie i lite perspektiv kan jämförelser göras med LCA-resultat från studier av andra typer av kött. Ekologisk fläskköttproduktion i Sverige har exempelvis i studier visat sig ha ett utsläpp på knappt fem kg CO₂-ekvivalenter per kg benfritt kött. Detta är mindre än 25 % av klimatpåverkan för ett kilo benfritt nötkött i denna studie. Enligt Swedish Meats LCA av olika köttyper i konventionell produktion är miljöpåverkan i alla kategorier avsevärt lägre för ett kilo fläskkött än för ett kilo nötkött. Detta faktum borde lyftas fram mer då miljöpåverkan för konsumenten blir betydligt mindre om man exempelvis köper fläskkött istället för nötkött. En annan av den ekologiska nötköttproduktionens svagheter, den stora markanvändningen, är också intressant att jämföra med annan köttproduktion. Enligt Greppa Näringen är markanvändningen vid konventionell fläskköttproduktion ca 15 m² per kilo benfritt kött och år, nästan tio gånger lägre än vad resultatet i denna studie visade.

Sammanfattningsvis bekräftar studien de resultat som tidigare LCA-studier av ekologisk nötköttproduktion visat. Dock har systemet på Högestad jämfört med dessa ännu lägre utsläpp av övergödande och försurande ämnen och en anmärkningsvärt hög energianvändning.

Referenser

- Albertsson B., Aronsson H., Aronsson P., Hoffman M., Nilsson H., *Gårdsmodellen - En empirisk modell för kväveutlakning*, Teknisk rapport - Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, avd. för vattenvårdslära, nr 48, 1999.
- Andrén O., Bergström L., Kirchmann H., Steen L., *Ekologisk odling gynnar varken miljön eller konsumenterna*, Forskning & Framsteg, sid 44-45, nr 5, 2006a.
- Andrén O., Bergström L., Kirchmann H., *Låga skördar missgynnar miljön*, Forskning & Framsteg, sid 57, nr 7, 2006b.
- Baumann H., Tillman A-M., *The Hitch Hiker's Guide to LCA*, Studentlitteratur, Lund, 2004.
- Bengtsson J., Björklund J., Geber U., Wivstad M., *Ekologisk odling gynnar miljön*, Forskning & Framsteg, sid 56, nr 7, 2006.
- Bengtsson Helena, KRAV konsument, personligt meddelande, 2008-10-08.
- Bernesson S., Hansson P-A., Nilsson D., *A limited LCA comparing large- and small-scale production of rape methyl ester (RME) under Swedish conditions*, Biomass and Bioenergy, vol 26, nr 6, s 545-559, 2003.
- Bras B., Duncan S., Reap J., Roman J., *A survey of unresolved problems in life cycle assessment Part 1: goal and scope and inventory analysis*, International Journal of Life Cycle Assessment, nr 13, s 290-300, 2008a.
- Bras B., Duncan S., Reap J., Roman J., *A survey of unresolved problems in life cycle assessment Part 2: impact assessment and interpretation*, International Journal of Life Cycle Assessment, nr 13, s 374-388, 2008b.
- Cederberg C., Nilsson B., *Livscykelanalys(LCA) av ekologisk nötköttsproduktion i ranchdrift*, SIK-rapport Nr 718, 2004.
- Cederberg C., Darelus K., *Livscykelanalys(LCA) av nötkött -en studie av olika produktionsformer*, Naturresursforum, Landstinget Halland, 2000.
- Christiansen K., Finkbeiner M., Inaba A., Klüppel H-J., Tan R.B.H., *The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044*, International Journal of Life Cycle Assessment, vol 11, nr 2, s 80-85, 2006.
- Davis J., Haglund C., *Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production*, SIK- rapport 654 1999, Institutet för livsmedel och bioteknik, Chalmers, 1999.
- Ekologiska lantbrukarna, *KRAV eller EU-ekologiskt, vilken är skillnaden?*, nr 10, 2007.

Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G., Pennington D.W., Rebitzer G., Rydberg T., Schmidt W-P., Suh S., Weidema B.P., *Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis and applications*, Environment International, nr 30, s 701-720, 2004.

Europa Press Release Rapid, publicerad 2007-06-12, *Ekologisk mat: Ny förordning som ska främja den fortsatta utvecklingen av den europeiska produktionen av ekologiska livsmedel*, hämtad 2008-10-30 från <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/07/807&format=HTML&aged=1&language=SW&guiLanguage=en>

European Scientific and Technical Reports, *Environmental Improvement Potentials of Meat and Dairy Products*, European Commission Joint Research Centre Institute for Prospective Technological Studies, 2008.

Finnveden G., Jolliet O., Lindeijer E., Pennington D.W., Potting J., Rebitzer G., Rydberg T., *Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice*, Environmental International, nr 30, s 721-739, 2004.

Grahm H-Å., verksamhetsansvarig på Högestad, personligt möte, 2009-03-10.

Greppa Näringen, *Analysera gödseln*, hämtad 2009-03-27 från <http://www.greppa.nu/stallgodsel/stallgodselinformation/analyserastallgodsel.4.1c0ae76117773233f780006822.html>

Greppa Näringen, *Nötköttsproduktion i ranchdrift – en miljömässig fullträff?*, hämtad 2009-04-28 från <http://www.greppa.nu/arkiv/nyhetsarkiv/tidigarear/nyhetsarkivet20012005/notkottsproduktioniranchdriftenmiljomassigfulltraff.5.1c0ae76117773233f780007245.html>

Hushållningssällskapet Halland, *Jordbrukets klimatpåverkan – underlag för att beräkna växthusgasutsläpp på gårdsnivå och nulägesanalyser av exempelgårdar*, 2009.

Högestad och Christinehof förvaltnings AB, *Att leva av landskapet*, 2004.

Lindström C., godsekolog Högestad, personligt meddelande, 2009-02-10.

ICA, *Mer om ekologi*, hämtad 2008-10-27 från http://www.ica.se/FrontServlet?s=om_ica&state=om_ica_dynamic&viewid=1138165

IPCC, *IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Vol 3, 1997.

IPCC, *2006 IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Vol 4, 2006.

IVL, *Emissioner från Region Skånes mediaanvändning*, rapport med arkiv nummer U2152, 2007.

Jordbruksverket, *Ammoniakförluster till jordbruket -förslag till delmål och åtgärder*, 1999.

Jordbruksverket, 2007a, *Rapport 2006:35: Marknadsöversikt – animalier*,
http://www2.sjv.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra06_35.pdf

Jordbruksverket, 2007b, *Miljöersättningar 2007*,
<http://www2.sjv.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Jordbruksstod/JS61.pdf>

Jordbruksverket, 2008a, *Statistikrapport 2008:1: Konsumtionen av livsmedel och dess näringsinnehåll*, hämtad 2008-10-09 från
http://www.sjv.se/webdav/files/SJV/Amnesomraden/Statistik%2C%20fakta/Livsmedel/2008%3A1/20081_ikortadrag.htm

Jordbruksverket, 2008b, *Prisutveckling och lönsamhet inom ekologisk produktion*, hämtad 2008-10-20 från
<http://www.sjv.se/download/18.677019f111ab5ecc5be80001900/Rapport%2C+marknadsutveckling.pdf>

Jordbruksverket, 2008c, *Kampanj för 100 % ekologiskt foder*, hämtad 2008-10-10 från
<http://www.sjv.se/amnesomraden/vaxtmiljovatten/ekologiskproduktion/radgivningochinformation/kampanj100ekologisktfoder.4.1c0adca10f809866b680001601.html>

Jordbruksverket, 2008d, *Kontroll och certifiering av ekologiska produkter*, hämtad 2008-11-01 från
http://www.sjv.se/download/18.1c72e95711857a22453800012843/Kontroll_Certifiering_2008.pdf

Jordbruksverket, 2008e, *Regler och kontroll för certifierad ekologisk produktion*,
<http://www.sjv.se/amnesomraden/vaxtmiljovatten/ekologiskproduktion/reglerochkontroll.4.14586571043c6e11ac80001105.html>

JTI(Institutet för jordbruks- och miljöteknik), *Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket– emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel*, Uppsala, 2002.

Karlsson Lena, *Ekologiska lantbrukarna*, personligt meddelande 2008-10-22.

Konsumentverket, 2003, PM 2003:13: *Ekologiskt och konventionellt kött*,
http://www.konsumentverket.se/Documents/PM/ekologiskt_och_konventionellt_kott_PM2003_13_.pdf

KRAV, uppdaterad 2007-11-27, *Klimatprojektet*, hämtad 2008-10-29 från <http://www.krav.se/sv/Klimat/klimat/>

KRAV, 2008a, KRAVs årsredovisning 2007.

KRAV, 2008b, <http://www.krav.se/sv/Foretag/Varfor-KRAV/Ansokan/>

KRAV 2008c, <http://www.krav.se/sv/Om-KRAV/Fakta-om-KRAV/>

KRAV, 2008d, *Regler för KRAV-certifierad produktion JULI 2008*, <http://www.krav.se/Documents/Regler/utgavor/KRAVsReglerUtgavaJuli2008.pdf>

KRAV, 2008e, <http://krav.se/produktlista08/produktlistaLivsmedelKonsument.asp>
www.notisum.se/rnp/sls/lag/19950702.htm

KRAV, *Så här blir det ekologiskt nötkött*, hämtad 2009-04-23 från <http://www.krav.se/sv/skola/Ekoskolan/Fakta/Sa-blir-det/ekologiskt-notkott--/>

LCA Livsmedel, Maten och miljön – Livscykelanalys av sju livsmedel, Rolf & Co, Skövde, 2002.

Lindahl M., Rydh C J., Tingström J., *Livscykelanalys – en metod för miljöbedömning av produkter och tjänster*, Studentlitteratur, Lund, 2002.

Lindfors L-G., Christiansen K., Ekvall T., Finnveden G., Hoffman L., Hanssen, O-J., Juntilla V., Rönning A., Virtanen Y., *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*, AKA-Print a/s, Århus, 1995.

Livsmedelsverket, 2007, uppdaterad 2007-08-16, *Ny förordning om ekologisk produktion och märkning klar*, hämtad 2008-10-30 från http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=16565&epslanguage=SV

Livsmedelsverket, 2008a, Faktablad 21, rev sept 2008; EU-logotyp för ekologiska produkter, Uppsala, 2008.

Livsmedelsverket, 2008b, publicerad 2008-04-03, *Nytt beslut om EU-logotyp för ekologiskt*, hämtad 2008-10-30 från http://www.slv.se/templates/SLV_NewsPage.aspx?id=21358&epslanguage=SV

Lund V, Milestad R, Wivstad M, *Regelverk - möjligheter och hinder att uppnå målen för ekologiskt jordbruk*, C & M Reklam & Tryck, 2004.

Lönnegren Anette, Coop Inköp & Logistik AB, personligt meddelande 2008-10-28.

Miljö & utveckling, publicerad 2006-10-23, *Nya EU-regler hotar KRAV-märkningen*, hämtad 2008-10-30 från <http://www.miljo-utveckling.com/nyheter/artikel.php?id=18025>

Miljömålsportalen, <http://miljomal.nu/Pub/Indikator.php?MmID=4&InkID=Eko-131%3A1-RUS&LocType=CC&LocID=SE>, hämtad 2008-10-28

NTM (Nätverket för transporter och miljön), NTMCalc, återfinns på <http://www.ntm.a.se/ntmcalc/TitlePage.asp>, använd 2009-04-10

NTM; Magnus Swahn, personligt meddelande, 2009-04-08.

Nakamura N., Nei D., Okadome H., Orikasa T., Qingyi X., Roy P., Shiina T., *A review of life cycle assessment (LCA) on some food products*, Journal of Food Engineering nr 90, s 1-10, 2009, publicerad online 2008-06-22.

Naturvårdsverket, *Utsläpp av metan och lustgas från jordbrukssektorn*, rapport 5506, 2006.

Regeringens skrivelse 2005/06:88,
<http://www.sweden.gov.se/content/1/c6/06/04/96/07b5265d.pdf>

SCB, 2007, Livsmedelsförsäljningsstatistik 2006,
http://www.scb.se/statistik/HA/HA0103/2006A01/HA0103_2006A01_SM_HA24SM0701.pdf

SIK, 2005, SIK-rapport nr 749 2006; *Ekologiska produkters miljönytta*.

SIS, 2008, Standarderna i ISO 14000-serien, hämtad 2008-11-03 från
<http://www.sis.se/DesktopDefault.aspx?tabname=@iso14000&menuItemID=135>

SLU; Björklund J., Drake L., 2001, *Effekter av olika sätt att producera livsmedel – en inventering av jämförelser mellan ekologisk och konventionell produktion*.

SLU; Lund V., Milestad R., Wivstad M., 2004, *Regelverk – möjligheter och hinder att uppnå målen för ekologiskt lantbruk*.

SLU; Engström L., Lindén B., 2008, *Kväveförsörjning i ekologiska odlingsystem med vall – höstraps – vete*

SPI(Svenska Petroleuminstitutet), *Beräkningsfaktorer energiinnehåll, densitet och koldioxidemission*, hämtad 2009-03-24 från <http://www.spi.se/omraknfakt.asp>

SPINE, *SPINE LCI dataset: Diesel production*, hämtad 2009-04-09 från <http://www.cpm.chalmers.se/CPMDatabase/Scripts/sheet.asp?ActId=STRCPM0071998-02-15851>

StAAF Håkan, Naturvårdsverket, personligt meddelande 2009-03-20.

Vattenfall, *Livscykelanalys Vattenfalls el i Sverige*, Vattenfall Business Service Nordic AB, 2004.

Wetterstrand M., *KRAV-märkning och klimatet – två helt olika saker*, publicerad 2007-03-06, hämtad 2008-20-30 från http://www.sourze.se/KRAV-m%C3%A4rkning_och_klimatet_tv%C3%A5_helt_olika_saker_10580879.asp

Appendix A - Djur och foderproduktionen

Beräknad metanavgång

Beräknad utifrån Naturvårdsverkets riktlinjer i Naturvårdsverket, 2006.

Metanavgång från matsmältning

$EF(\text{matsmältning}) \cdot \text{antal djur} = 98 \text{ kg CH}_4 \text{ per djur och år} \cdot 154 \text{ djur} + 50 \text{ kg CH}_4 \text{ per djur och år} \cdot 161 = 23\,142 \text{ kg CH}_4 \text{ per år}$

Metanavgång från gödselhantering

$EF(\text{gödsel}) = VS \cdot B_0 \cdot k \cdot MCF = 2,4 \text{ kg CH}_4 / \text{djur}$ där

$EF = \text{kg CH}_4 \text{ per djur}$

Stallperiod

$VS = \text{gödselproduktion; kg VS (volatile solids) / djur, år och gödselhanteringssystem}$

TS i flytgödsel: $2\,674\,000 \text{ kg flytgödsel med } 3,3\% \text{ TS} \cdot 0,033 = 88\,242 \text{ kg TS}$

TS-halt i flytgödsel (3,3%) är från gödselanalys.

Mängden TS antas vara samma för de djur som producerar fast gödsel (33% av djuren).

Total mängd TS: 132 363 kg

Mängd VS: $132\,363 \text{ kg} \cdot 0,87 = 115\,156 \text{ kg VS}$

$VS \text{ per djur} = 115\,156 \text{ kg VS} / 315 = 366 \text{ kg VS per djur}$

$B_0 = \text{maximal metanproduktion; m}^3 \text{ CH}_4 / \text{kg VS} = 0,17 (\text{nöt, ej mjölkdjur})$

$k = \text{konstant, } 0,67 \text{ kg/m}^3$

$MCF = \text{metankonverteringsfaktor för olika gödselhanteringssystem} = 0,0775 (0,01 \text{ för fast och } 0,1 \text{ för flyt, har } 25\% \text{ fast och } 75\% \text{ flyt})$

? $EF(\text{stallperiod}) = 3,2 \text{ kg CH}_4 \text{ per djur}$

Metanavgång stallperiod = $EF \cdot \text{antal djur} = 3,2 \text{ kg CH}_4 \text{ per djur} \cdot 315 \text{ djur} = 1018 \text{ kg CH}_4$

Betesperiod

$MCF = 0,01$

Övriga parametrar lika.

? $EF(\text{betesperiod}) = 0,42 \text{ kg CH}_4 \text{ per djur}$

Metanavgång betesperiod = $EF \cdot \text{antal djur} = 0,42 \text{ kg CH}_4 \text{ per djur} \cdot 315 \text{ djur} = 131 \text{ kg CH}_4$

Total metanavgång från gödsel: 1 149 kg CH₄

Produktionsdata, utsäde vårvede

Taget från Cederberg, 2004; produktion av havre.

Torkning (fossilt): 0,22 MJ/kg

N-läckage: NO₃-N: 30 kg/ha

NH₃-N-avgång: 4 kg/ha
N₂O-N-avgång: 1,2 kg/ha

Skörden antas vara 3 000 kg/ha ? $14\ 634\ \text{kg} / 3\ 000\ \text{kg/ha} = 4,88\ \text{ha}$

Torkning(fossilt): $0,22\ \text{MJ/kg} * 14\ 634\ \text{kg} = 3219\ \text{MJ}$
N-läckage: NO₃-N: $30\ \text{kg/ha} * 4,88\ \text{ha} = 146,4\ \text{kg}$
NH₃-N-avgång: $4\ \text{kg/ha} * 4,88\ \text{ha} = 19,52\ \text{kg}$
N₂O-N-avgång: $1,2\ \text{kg/ha} * 4,88\ \text{ha} = 5,86\ \text{kg}$

Produktionsdata, utsäde vall

Taget från Cederberg, 2004.

Torkning (fossilt): 0,22 MJ/kg
N-läckage: NO₃-N: 40 kg/ha
N₂O-N-avgång: 1,1 kg/ha

Skörden antas vara 2 800 kg/ha ? $884\ \text{kg} / 2\ 800\ \text{kg/ha} = 0,32\ \text{ha}$

Torkning(fossilt): $0,22\ \text{MJ/kg} * 884\ \text{kg} = 194\ \text{MJ}$
N-läckage: NO₃-N: $40\ \text{kg/ha} * 0,32\ \text{ha} = 12,8\ \text{kg}$
N₂O-N-avgång: $1,1\ \text{kg/ha} * 0,32\ \text{ha} = 0,35\ \text{kg}$

Kväveläckage

Beräknad enligt gårdsmodellen i Albertsson et al, 1999.

Vårvete

Grundutlakning: 20,5 (mellan/styv lera, årsnederbörd 700-1 000 mm)
Jordbearbetningsfaktor: 1,0 (tidigt på hösten, Götaland)
Grödfaktor: 1,0 (stråsäd)
Utlakning pga stallgödsel: 5 (vårbruk, Götaland)

$20,5 * 1 * 1 + 5 = 25,5\ \text{kg NO}_3\text{-N/ha}$
Läckage: $25,5\ \text{kg NO}_3\text{-N/ha} * 45\ \text{ha} = 1\ 148\ \text{NO}_3\text{-N}$

Vall

Grundutlakning: 20,5 (mellan/styv lera, årsnederbörd 700-1000 mm)
Jordbearbetningsfaktor: 0,7 (ingen bearbetning då det är vall, Götaland)
Grödfaktor: 0,6 (vall utan vallbrott)
Utlakning pga stallgödsel: 10 (vall, Götaland)

$20,5 * 0,7 * 0,6 + 10 = 18,6\ \text{kg NO}_3\text{-N/ha}$
Läckage: $18,6\ \text{NO}_3\text{-N/ha} * 166\ \text{ha} = 3\ 088\ \text{NO}_3\text{-N/ha}$

Betesmark

$3,5\ \text{NO}_3\text{-N/ha} * 317\ \text{ha} = 1\ 109\ \text{NO}_3\text{-N}$

Appendix B - Insatsvaror

Produktionsdata, el

Miljöpåverkansdata för 1 kWh svensk el från Vattenfall och Lindahl et al, 2002:

Emissioner	Högestad, 94 906 kWh
CO ₂ : 5,8 g	550 455 g
NO _x : 0,016 g	1 518 g
SO ₂ : 0,021 g	1 993 g

Resursåtgång	
Uran: 0,012 g	1 139g
Råolja: 7,5 g	711 795 g
Naturgas: 0,17 g	16 134 g
Biomassa: 1,92	182 219 g

Produktionsdata, plast (LDPE)

Från Lindahl et al, 2002.

Produktionsdata	Högestad, 800 kg
-----------------	------------------

El: 1,04 MJ/kg	832 MJ
Fossilt:31,1 MJ/kg	24 880 MJ
Andra energislag(biomassa): 39 MJ/kg	31 200 MJ
Järnmalm: 0,257 g/kg	205 g
Kalksten: 1,41 g/kg	1 128 g
Kol:100 g/kg	80 000 g
Råolja: 698 g/kg	558 400 g

Emissioner vatten g/kg:

BOD: 0,127	102 g
CL ⁻ : 0,28	224 g
COD:0,47	376 g
NH ₄ ⁺ :0,008	6,4 g
SO ₄ ²⁻ : 0,087	69,6 g

Emissioner luft g/kg

CH ₄ : 5,79	4 632 g
CO: 1,09	872 g
CO ₂ : 1940	1 552 000 g
HCl: 0,06	48 g
NO _x : 9,61	7 688 g
SO _x : 8,26	6 608 g

Produktions- och förbränningsdata, bränsle

Hämtad från NTM (Nätverket för transporter och miljön), SPINEs LCA-databas och Bernesson et al, 2003.

Emissioner förbränning

$$\text{SO}_2: 0,025\text{kg/GJ} * 1174 = 29,35 \text{ kg}$$

$$\text{NO}_x: 0,05 \text{ kg/GJ}; 0,05 * 1174 = 58,7 \text{ kg}$$

$$\text{CO}_2: 2,54 \text{ kg/liter} * 35\ 000 * 0,95 = 84\ 455 \text{ kg}$$

Energiinnehåll i diesel och RME ger att 95,3 % av den genom diesel förbrukade energin kommer från diesel och 4,7 % från RME.

Produktionsdata, diesel

Högestad

Emissioner

$$\text{CH}_4: 0,028 \text{ g/MJ}$$

$$1\ 232\ 000 * 0,953 * 0,028 = 32,9 \text{ kg}$$

$$\text{CO}: 0,008 \text{ g/MJ}$$

$$1\ 232\ 000 * 0,953 * 0,008 = 9,4 \text{ kg}$$

$$\text{CO}_2: 10,4 \text{ g/MJ}$$

$$1\ 232\ 000 * 0,953 * 10,4 = 12\ 210 \text{ kg}$$

$$\text{HC}: 0,014 \text{ g/MJ}$$

$$1\ 232\ 000 * 0,953 * 0,014 = 16,4 \text{ kg}$$

$$\text{N}_2\text{O}: 0,0045 \text{ g/MJ}$$

$$1\ 232\ 000 * 0,953 * 0,0045 = 5,28 \text{ kg}$$

$$\text{Nox}: 0,044 \text{ g/MJ}$$

$$1\ 232\ 000 * 0,953 * 0,044 = 51,7 \text{ kg}$$

$$\text{COD}: 0,001 \text{ g/MJ}$$

$$1\ 232\ 000 * 0,953 * 0,001 = 1,17 \text{ kg}$$

$$\text{Energi}: 2,1 \text{ MJ/l}$$

$$35\ 000 \text{ liter} * 2,1 \text{ MJ/l} = 73\ 500$$

Resursåtgång

$$\text{Råolja}: 25,1 \text{ g/MJ}$$

$$1\ 232\ 000 * 0,953 * 25,1 \text{ g} = 29\ 469 \text{ kg}$$

$$\text{Naturgas}: 0,58 \text{ g/MJ}$$

$$1\ 232\ 000 * 0,953 * 0,58 = 681,0 \text{ kg}$$

Produktionsdata, RME

Emissioner

Högestad

$$\text{GWP}: 40,3 \text{ g CO}_2\text{-eq/MJ}$$

$$40,3 * 1\ 232\ 000 * 0,047 = 2\ 334 \text{ kg}$$

$$\text{AP}: 236 \text{ mg SO}_2\text{-eq/MJ}$$

$$236 * 1\ 232\ 000 * 0,047 = 13,7 \text{ kg}$$

$$\text{EP}: 39,1 \text{ mg PO}_4\text{—eq/MJ}$$

$$39,1 * 1\ 232\ 000 * 0,047 = 2,26 \text{ kg}$$

$$\text{POCP}: 2,29 \text{ C}_2\text{H}_4\text{-eq/MJ}$$

$$2,29 * 1\ 232\ 000 * 0,047 = 0,133 \text{ kg}$$

$$\text{Energi}: 295 \text{ kJ/MJ}$$

$$295 * 1\ 232\ 000 * 0,047 = 17\ 082 \text{ MJ}$$

Produktionsdata, mineraler

Innehållsdata från Svenska Foder:

Deltamin bas P; 10,2 % kalcium, 10,2% fosfor

Deltamin bas Ca; 17,5% kalcium, 3,5 % fosfor

$$? \text{ totalt: } 0,102 * 450 \text{ kg} + 0,175 * 450 \text{ kg} = 125 \text{ kg kalcium}$$

$$0,102 * 450 \text{ kg} + 0,035 * 450 \text{ kg} = 61,7 \text{ kg fosfor}$$

Fosforsyra

Produktionsdata från Davis och Haglund, 1999.

$6,02 \text{ GJ/ton P}_2\text{O}_5$? $6,02 \text{ GJ/ton P}_2\text{O}_5 * 0,48 \text{ ton P/ton P}_2\text{O}_5 = 2,89 \text{ GJ/ton P}$

$2,89 \text{ GJ/ton P}_2\text{O}_5 * 0,0617 \text{ ton P}_2\text{O}_5 = 0,17 \text{ GJ} = 170 \text{ MJ}$

Kalk

Produktionsdata från SPINEs LCA-databas.

1 kg produkt innehåller 0,7 kg kalk

$0,21 \text{ MJ/kg} * 125 \text{ kg} * (1/0,7) = 38,5 \text{ MJ}$

Energi- och resursåtgång, mineralblandning

Från Cederberg och Dareljus, 2000.

1 080 MJ el/ton mineralfoder

$1080 * 0,9 = 972 \text{ MJ el}$

1 080 MJ naturgas/ton mineralfoder

$1080 * 0,9 = 972 \text{ MJ naturgas} / 40 \text{ MJ/m}^3 = 24,3 \text{ m}^3 \text{ naturgas}$

$0,83 \text{ kg/m}^3 * 24,3 \text{ m}^3 \text{ naturgas} = 20,2 \text{ kg naturgas}$

Appendix C - Systemutvidgning

Produktion av konstgödsel

Från Davis och Haglund, 1999.

Kväveinnehåll: 27 %

Krävs 2342 kg N/0,27 = 8 674 kg konstgödsel

Energiåtgång: 12,3 MJ/kg	Högestad 12,3*8 674 = 106 691 MJ
Fosforåtgång: 0,048 kg/kg	416 kg, 9,69 gram/FE

Emissioner

CH ₄ : 0,925 g/kg	8,02 kg
Cl(vatten): 2,58 g/kg	22,4 kg
CO: 0,218 g/kg	1,89 kg
CO ₂ : 903 g/kg	7 832 kg
HCl: 0,060 g/kg	0,52 kg
N ₂ O: 4,56 g/kg	39,5 kg
NH ₃ : 0,200 g/kg	1,73 kg
NO _x : 1,83 g/kg	15,9 kg
SO ₂ : 3,11 g/kg	27,0 kg
SO ₄ ²⁻ (vatten): 0,173 g/kg	1,50 kg

Plastförbränning

Energiinnehåll: 51,5 MJ/kg (Lindahl et al, 2004)

800 kg*51,5 MJ/kg = 41 200 MJ

Antagen verkningsgrad i fjärrvärme: 85 % (Cederberg och Darelus, 2000)

41 200 MJ*0,85 = 35 020 MJ = 9 728 kWh = 9,73 MWh

Minskning: 35 020 MJ*0,9/35867 = 0,88 MJ/FE

100 kg CO₂/MWh (genomsnitt från IVL, Svenska miljöinstitutet)

9,73 MWh*100 kg CO₂/MWh = 973 kg

Ökning: 0,02 kg/FE