



INSTITUTET FÖR LIVSMEDEL OCH BIOTEKNIK



SIK-rapport
Nr 718 2004

Livscykelanalys (LCA) av ekologisk nötköttsproduktion i ranchdrift

Christel Cederberg

Britta Nilsson

SIK-rapport
Nr 718 2004

Livscykelanalys (LCA) av ekologisk nötköttsproduktion i ranchdrift

Christel Cederberg
Britta Nilsson

SR 718
ISBN 91-7290-231-0

Sammanfattning

I denna rapport redogörs för en livscykelanalys (LCA) av ekologisk nötköttsproduktion i ranchdrift. Data för analysen har hämtats från köttproduktionen vid det militära övningsfältet på Revingehed i sydvästra Skåne.

Studiens viktigaste syfte har varit att öka kunskapen om vilken miljöpåverkan ett mycket extensivt produktionssystem av nötkött ger upphov till. Denna kunskap skall vara en grund för förbättringsarbete och en bas för framtidsstudier av köttproduktion. Studien har finansierats av Mat 21 via projektet ”Miljösystemanalys av typgårdar”.

Produktionen har analyserats med hjälp av data från en befintlig ranchproduktion i södra Sverige. När det gäller beräkningar av framförallt kväveemissioner från betesdrift finns det ett bristande kunskapsunderlag i Sverige vilket diskuteras i rapporten.

Den funktionella enheten (FE) i rapporten är ett kg benfritt kött vid gårdsgrinden. För den miljöpåverkan som utsläpp av nitrat och ammoniak kan orsaka har även utsläppen per hektar analyserats. För att fördela miljöpåverkan mellan huvudprodukt och biprodukt(er) har ekonomisk allokering använts. Uppförande av maskiner och byggnader, mediciner och mindre förnödenheter har exkluderats i studien. Följande miljöeffekter har beaktats: energianvändning, resurser, mark (ianspråktagande och typ av markanvändning), pesticider, bidrag till klimatförändring, övergödning och försurning.

Energianvändningen var drygt 8 MJ/FE varav ungefär 80 % var dieselförbrukning i traktorer, till största del orsakat av produktion och hantering av vinterfoder.

Den totala årliga markanvändningen var 154 m²/FE, 60 % av denna utgjordes av åkermark. Bete (på naturbetesmark såväl som åkermark) var den helt dominerande typen av markanvändning vilket leder till en hög biologisk mångfald.

Fosforförbrukning per FE var mycket låg. På den areal av företaget där vinterfodret odlades visade fosforbalansen på höga överskott per hektar åker. Detta berodde på att flytgödseln som företaget importerar koncentreras till denna areal.

Det totala utsläppen av växthusgaser uppgick till knappt 22 kg CO₂-ekvivalenter/FE och metanemissioner från djurens vom- och tarmsystem var det helt dominerande bidraget till denna miljöeffekt. Utsläppen av ammoniak och nitrat var låga per ytenhet och även relativt låga per FE. Som tidigare nämnts diskuteras svårigheten med att någorlunda korrekt beräkna kväveemissioner från denna typ av köttproduktion i rapporten.

De mest miljöpåverkande delarna i ett system med ranchdrift förefaller hänga samman med hur de interna flödena av växtnäring organiseras. För att undvika punktvisa höga nitratläckage är det betydelsefullt att betesgödseln fördelas över hela arealen och detta kan ske om utfodringsplatserna flyttas ofta under vinterhalvåret. Arealer där vinterfoder odlas kan lätt få en näringsobalans om för stora mängder foder bortförs alternativt att stallgödselgivor koncentreras endast på dessa arealer. En viktig förbättringsåtgärd för ranchdrift är således att noga analysera de interna näringsflödena i systemet och planera driften så att över- respektive underskott på delar av arealen undviks.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING OCH BAKGRUND.....	3
2	MÅL OCH OMFATTNING.....	5
2.1	STUDIENS MÅL OCH SYFTE	5
2.2	STUDIENS OMFATTNING	5
2.3	FUNKTIONELL ENHET	5
2.4	SYSTEMGRÄNSER.....	6
2.5	ALLOKERINGAR	6
2.6	DATAKVALITET.....	6
3	INVENTERING.....	7
3.1	BESKRIVNING AV FÖRETAGET	7
3.2	ANIMALIEPRODUKTIONEN	8
3.2.1	<i>Produktionsdata</i>	8
3.2.2	<i>Foderkonsumtion</i>	9
3.2.3	<i>Djurens kväveutnyttjande</i>	10
3.2.4	<i>Emissioner av ammoniak</i>	12
3.2.5	<i>Emissioner av lustgas</i>	12
3.2.6	<i>Emissioner av metan</i>	12
3.3	FODERPRODUKTIONEN	14
3.3.1	<i>Ensilage</i>	14
3.3.2	<i>Emissioner från ensilageproduktionen</i>	14
3.3.3	<i>Höproduktion</i>	15
3.3.4	<i>Emissioner från höproduktionen</i>	15
3.3.5	<i>Betesproduktion</i>	16
3.3.6	<i>Emissioner från betesproduktionen</i>	17
3.4	VÄXTNÄRINGSBALANSER.....	17
3.4.1	<i>Hela gården</i>	17
3.4.2	<i>Slåttervallen (vinterfoder)</i>	17
3.4.3	<i>Djurens betesareal</i>	18
3.5	INKÖPTA RESURSER.....	19
3.5.1	<i>Diesel och el</i>	19
3.5.2	<i>Plast</i>	19
3.5.2	<i>Mineraler</i>	19
3.5.3	<i>Utsäde</i>	19
4	MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING OCH RESULTAT.....	21
4.1	RESURSFÖRBRUKNING	21
4.2	DIREKT ENERGIANVÄNDNING.....	21
4.3	MARKANVÄNDNING	21
4.4	UTSLÄPP AV VÄXTHUSGASER.....	22
4.5	UTSLÄPP AV ÖVERGÖDANDE ÄMNEN.....	23
4.6	UTSLÄPP AV FÖRSURANDE ÄMNEN	24
5	DISKUSSION OCH TOLKNINGSANALYS.....	26
6	REFERENSER	32

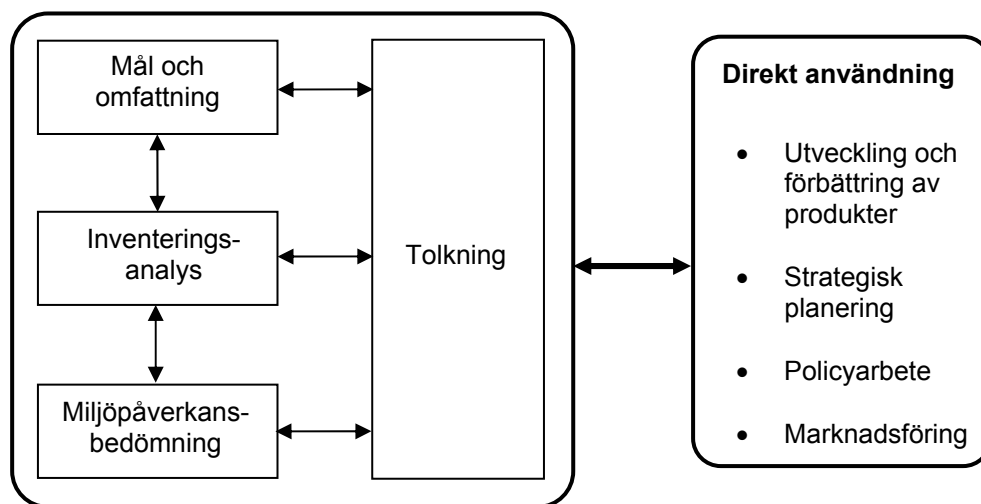
1 Inledning och bakgrund

Nötköttsproduktion i Sverige kan ske i ett antal olika produktionssystem: som biprodukt till mjölkproduktionen, i självrekryterande besättningar, i ekologisk produktion eller i konventionell produktion där spännvidden är stor allt i från utfodringssystem som baseras på mycket grovfoder och bete till system där utfodringen sker på stall med stora kraftfodergivor. I denna rapport redovisas en livscykelanalys av nötköttsproduktionen vid Sveriges största ranchdrift med KRAV-märkt produktion. Det studerade företaget är KC Ranch beläget på det militära övningsfältet på Revingehed utanför Lund i Skåne. Den analyserade produktionen, som är ett exempel på en mycket extensiv köttproduktion, kan därmed sägas vara en ytterlighet när vi diskuterar olika intensiteter i svensk nötköttsproduktion.

Studien har finansierats av Mat 21 och ingår i projektet ”Miljösystemanalys av typgårdar”. I detta projekt görs miljösystemanalyser av nuläget för olika produktionsgrenar i svenskt jordbruk och dessa analyser är sedan grund för framtidsstudier och syntesarbete. Genom andra FoU-projekt har olika typer av nötköttsproduktion analyserats med avseende på miljöeffekter och med denna studie finns det nu en ganska klar bild av miljöpåverkan i hela spännvidden av intensiva och extensiva produktionssystem av nötkött.

Ett stort tack riktas till Kerstin och Carl-Axel Dahlgren, KC Ranch, Torna Hällestad som har lämnat uppgifter om sitt företag till denna studie. Cecilia Lindahl, KRUT, Swedish Meats har gjort beräkningar av djurens foderkonsumtion, ett stort tack!

I denna studie har metodiken för livscykelanalys (LCA) tillämpats. De olika faserna i en LCA är mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning och resultatuttolkning. Ramverket för LCA-metodiken är standardiserat inom ISO 14 000 och framgår ur figur 1.1.



Figur 1.1 Faser i en LCA

I studiens mål och omfattning definieras projektets målsättning och syfte samt avgränsningar. I en LCA relateras alla resultat till en beräkningsbas som benämns den funktionella enheten. I mål och omfattning definieras studiens systemgränser och vilka flöden som exkluderas anges väl.

Inventeringsanalysen, d v s insamling och bearbetning av data är ofta den mest tidskrävande delen i en LCA-studie. I inventeringsfasen skall alla inflöden till det studerade systemet (t ex energi och material) och alla emissioner från systemet identifieras och kvantifieras.

Syftet med miljöpåverkansanalysen är att analysera och bedöma miljöpåverkan av alla in – och utflöden som har identifierats i inventeringsanalysen. Det första steget i miljöpåverkansanalysen är klassificeringen då olika typer av resursanvändning och emissioner sorteras upp i miljöpåverkanskategorier, t ex växthusgaser i kategorin klimatförändring och övergödande ämnen i kategorin eutrofiering. Det andra steget är karakterisering. I denna fas bedöms den relativa fördelningen av varje emission för respektive miljöpåverkanskategori. T ex för kategorin klimatförändringar viktas de olika växthusgaserna samman i koldioxid-ekvivalenter.

I den slutliga tolkningsanalysen dras slutsatser från inventeringsanalysen och miljöpåverkan-bedömningen. Denna fas kan innehålla en genomgång av studiens datakvalitet och en känslighetsanalys. Det viktigaste syftet med en LCA är att finna de mest miljöpåverkande delarna (s k ”hotspots”) för att bättre kunna optimera miljöarbetet och sätta in åtgärder i rätt del av livscykeln.

Djuromsorg ingår inte i LCA-metodiken och det förtjänar att påpekas att denna studie är en miljösystemanalys av nötköttsproduktion i ranchdrift och att en analys av djurens välfärd inte ligger inom studiens mål och syfte.

Datorverktyg för livscykelanalysen har varit LCA Inventory Tool (LCAiT, version 4.1.6) vilket har utvecklats av Chalmers Industriteknik, Göteborg.

2 Mål och omfattning

2.1 Studiens mål och syfte

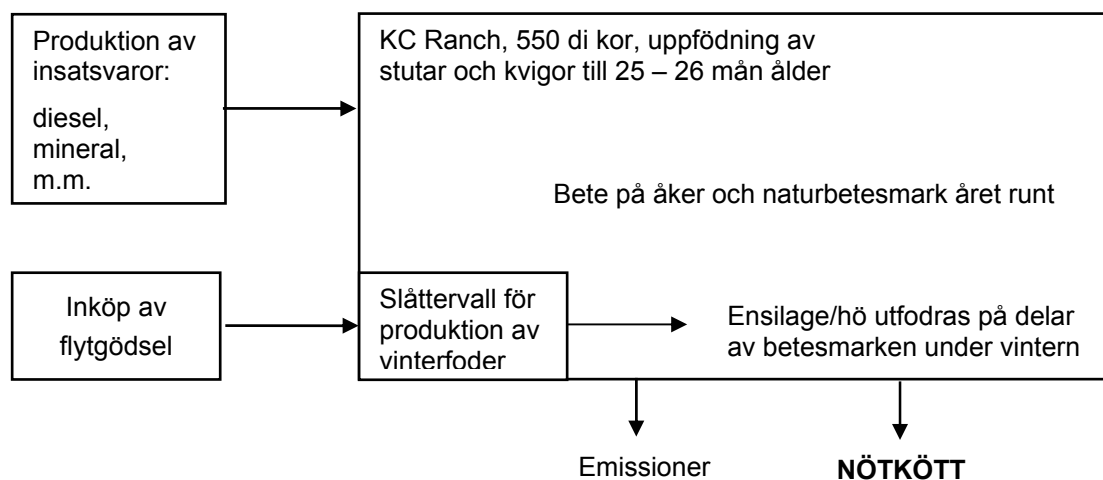
Målsättningen med denna studie är att genomföra en livscykelanalys av ekologiskt nötköttsproduktion i ranchdrift vid en befintlig produktion i södra Sverige.

Syftet med studien är att öka kunskapen om miljöpåverkan och resursförbrukning i ett mycket extensivt produktionssystem av nötkött. Den framtagna kunskapen skall bidra till att identifiera de mest miljöpåverkande delarna i system med ranchdrift för att förbättra produktionen i en hållbar utveckling. Resultaten skall också tillsammans med andra studier av nötköttsproduktion utgöra grund för framtidsstudier.

2.2 Studiens omfattning

Studien omfattar livscykeln för nötkött från produktionen av insatsvaror till jordbruket (t.ex. produktionen av ensilageplast, diesel, mineraler) och därefter alla aktiviteter vid produktionen på gården. Den geografiska systemgränsen är därmed gårdsgrunden, d.v.s. transporter till slakteri, slakteriprocesser och distribution ingår ej.

I studien följs alla flöden vid företaget KC Ranch på Revingehed utanför Lund. På företaget finns en självrekryterande besättning om ca 1 700 nötkreatur och allt foder (mineraler undantaget) produceras på företaget. Studerade flöden framgår av figur 2.1.



Figur 2.1 Översiktligt flödesschema för livscykeln av nötkött vid KC Ranch

2.3 Funktionell enhet

Den funktionella enheten är räknebas i livscykelanalysen och skall avspegla produktens nytta och vara praktisk mätbar. Den funktionella enheten i studien är **1 kg benfritt kött vid gårdsgrunden.**

I en miljöpåverkansbedömning är utsläppen av övergödande och försurande ämnen även intressanta att analysera i förhållande till den lokala koncentrationen. Därför diskuteras utsläppen av dessa ämnen även per hektar mark (åker och bete) i studien.

2.4 Systemgränser

Produktion och underhåll av byggnader och lantbruksmaskiner är inte inkluderade i studien.

Mediciner är inte inkluderade i studien. Från andra LCA-studier vet man att tillverkning av pesticider är en mycket liten del av det totala resursbehovet och emissionerna och det är mycket sannolikt att samma förhållande gäller för mediciner. När det gäller emissioner av medicinrester till ekosystemen, som t ex via antibiotikarester i stallgödseln, finns det i dag otillräcklig kunskap för att göra en miljöpåverkansbedömning.

I analysen ingår inte vattenanvändning eftersom det inte ses som en begränsad resurs. För elförbrukning har data för svensk genomsnittsel använts.

För transporter är miljöpåverkan från bränsleförbrukning och framställning av diesel inkluderad. Transportdata har hämtats från NTM:s hemsida¹. Mass-och energiflöden har omräknats enligt NTM: 35,2 MJ/dm³ diesel (MK 1). Ingen hänsyn är tagen till produktion och underhåll av vägar.

2.5 Allokeringar

Allokering beskriver hur fördelningen av miljöpåverkan och resursbehov fördelas mellan huvudprodukt och biprodukt(er). När nötkreatur levereras till slakt får producenten betalt för djurens slaktade vikt. Detta pris innefattar inte endast kött utan även ersättning för de biprodukter som tas tillvara vid slakten. Exempel på biprodukter från nötköttsproduktion är hudar, tarmar och inälvor.

I denna studie används ekonomisk allokering, d v s miljöpåverkan mellan huvudprodukt och biprodukt fördelas efter produkternas ekonomiska värde. Värdet av en slaktkropp fördelas på ca 90 % för kött och 10 % för övriga biprodukter där huden är den mest betydelsefulla (Karlsson, I. Pers medd 2000).

Allokeringen mellan huvudprodukten kött och biprodukterna som uppstår vid slakt blir således 90 % för kött och 10 % för biprodukter. Denna allokering har använts i andra LCA-studier av nötköttsproduktion (LRF 2002, Cederberg & Darelus 2000).

2.6 Datakvalitet

Data i denna studie baseras på inventering vid ett specifikt lantbruksföretag i södra Sverige. Indata för användning av energi, fosfor, årlig markanvändning och pesticider är verifierbara och grundas i stor utsträckning på förbrukade mängder vid företaget. Förbrukade mängder av diesel, el och plast representerar normal årsförbrukning och bygger på uppgifter från företagets bokföring under tre år. Inventeringsdata för emissioner av ammoniak och lustgas från betesbaserad produktion och kväveläckage från extensiva betesvallar har skattats utifrån få eller i vissa fall inga observationer från detta produktionssystem under svenska förhållande. Detta förhållande kommenteras vidare i avsnittet diskussion och tolkningsanalys.

¹ www.ntm.a.se Nätverket för transporter och miljö

3 Inventering

3.1 Beskrivning av företaget

På KC Ranch vid Revingehed i Lunds kommun bedrivs Sveriges största ranchdrift för produktion av nötkött. Produktionen sker i samarbete med militär verksamhet där den extensiva produktionsformen av nötkött innebär en lämplig markanvändning i kombination med militära övningar. Produktionen vid KC Ranch är också viktig för den biologiska mångfalden i området vilket är ett betydelsefullt naturområde för Lunds kommun och som tillsammans med angränsande Krankesjön och Vombs ängar utgör en viktigt lokal för många fågelarter.

Företaget har ca 1 700 nötkreatur i ekologisk produktion och genomför nu en omläggning av produktionen från traditionell vårkalvning till att alla kalvningar koncentreras till sensommar (höstkalvning). Skälet till denna förändring är att slutgödningen av slaktdjuren då kan ske under maj till augusti när betesproduktionen är maximal. Härigenom utnyttjas betessäsongen optimalt, användningen av maskinskördad foder minskar och kraftfoder kan uteslutas. Vidare innebär förflyttningen av djurens sista uppfödningstid till sommarhalvåret att gödseln sprids som betesgödsel över hela arealen. Tidigare skedde slutgödningen under vinter och vårvinter med större fodergivor i fällor där marken blev upptrampad vilket medförde risker för förluster av kväve och fosfor via den koncentrerade gödselplaceringen.

Produktionen är under omläggning och under 2004 kommer 70 % av korna att kalva in under sensommaren. Data i denna rapport är beräknade efter en framtid när hela driften är omlagd till höstkalvning. Djurbeståndet efter omläggning beskrivs i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Djurbestånd på Revingehed

Djurkategori	Beskrivning av djurmateriäl
550 kor (årsmedeltal)	Moderdjuren är korsningar mellan lätta och tunga kötttraser. Rekryteringen är ca 25 %. Till slaktdjuren används företrädesvis Charolaistjurar som fadersdjur. Till korna som skall lämna rekryteringsdjur används tjurar av raserna Simmental/Hereford/A Angus. Dominerande inkalvningsmånad är augusti. Kalvarna avskiljs under försommaren vid 10 - 11 mån ålder. Dikorna utfodras med ensilage och hö under vintern (ca 4-5 mån), i övrigt bete. Kor som skall slaktas ut slutgöds på bete efter avskiljningen och utslaktning sker under juni-aug.
Stutar, årsmedel drygt 540 st	Varje år föds ca 275 tjurkalvar, dessa kastreras vid 1 - 3 veckors ålder. Efter avskiljningen vid 10 - 11 mån ålder är tillväxten hög vid första sommarens bete. Under vintern när stutarna är 15-19 mån gamla utfodras de med ensilage. Efter sommaren och slutgödning på bete sker utslaktning vid i medeltal 26 mån ålder.
Kvigor, årsmedel drygt 540 st	Varje år föds ca 275 kvigkalvar. Avskiljs vid 10 - 11 mån ålder. Ca 140 kvigor kalvar in vid drygt 2 års ålder. Resterande kvigor slaktas vid i medeltal 25 mån ålder, start tidig höst

Företagets målsättning är att djurhållningen i så hög grad som möjligt skall anpassas till de förutsättningar som gården har och att allt foder skall produceras på gården. Hela foderodlingen är inriktad på vallproduktion och det enda externa fodertillskottet är inköpta mineraler. Endast 200 ha av den totala åker - och betesarealen om 2 275 ha är "specialiserad" åkermark. På denna yta betar inte djuren utan här skördas endast vinterfoder. Drygt 2 000 ha åker och betesmark är tillgänglig för djurens bete (tabell 3.2).

Tabell 3.2 Markanvändning på KC Ranch

Typ av mark	Areal, ha	Markanvändning
Åkermark 1	200	Produktion av vinterfoder (ensilage och hö), i medeltal 2,2 skördar/år. Femåriga vallar, plöjs och läggs omedelbart om i ny vall. Denna areal betas aldrig. Stallgödsel köps in från närliggande smågrisproduktion.
Åkermark 2	200	Permanent vallar, plöjs aldrig. En höskörd, därefter betas vallen. På denna areal utfodras djuren vintertid för att betesgödseln skall kompensera bortförseln av näring med höskörden.
Åkermark 3	975	Permanent vallar. Endast bete. Plöjs aldrig. Hälften av denna areal bedöms vara bra avkastande betesmark. Resterande areal kan delas upp på en hälft på torr sandjord där produktionen styrs av vattentillgång och en hälft på sank mark med stora inslag av tuvtåtel.
Naturbetesmark och slätterängar	900	Ungefär halva arealen torra beten och halva arealen sank betesmarker.
Övrig mark	225	
Summa mark	2 500 ha	

3.2 Animalieproduktionen

3.2.1 Produktionsdata

Djuren vägs vid upprepade tillfällen på företaget och från de mätningar som är gjorda har tillväxtschema upprättats (tabell 3.3).

Tabell 3.3 Tillväxt data för köttjuren

Ålder, mån	Tillväxt, gram/dag	Foder
0 – 8	750	Di från kon
9 – 12	1 450	Sommarbete
13 – 14	600 – 700	Höstbete
15 – 21	+/- 0	Ensilage + vinterbete
22 – 24	1 400 stutar 980 kvigor	Sommarbete
25 – 26	+/- 0	Höstbete

Stutar och köttkvigor slaktas under hösten vid 25 – 26 mån ålder i medeltal. Kor slaktas ut under sommaren. Korna tappar i medeltal 50 kg vikt/djur under vintern när de skall ge di åt kalven men utslaktningen av kor sker först när de har fått sommarbete och kompenserat viktminskningen. Tabell 3.4 visar produktionsresultat från de olika djurkategorierna.

Tabell 3.4 Slaktvikter, slaktålder och produktion av kött för de olika djurkategorierna

Djurkategori	Medelålder slakt	Levande vikt vid slakt, kg/djur	Slaktvikt, kg/djur	Producerat benfritt kött, kg/djur
Kor	7 år	670	345	258
Stutar	26 mån	620	335	251
Köttkvigor	25 mån	565	290	218

Mängden benfritt kött har räknats ut med hjälp av medeltalet av styckningsresultat från 59 slaktade stutar med en medelslaktvikt på 335,6 kg. Av denna vikt blev 252,3 kg styckningsdetaljer och kött medan 35,7 kg (10,7 %) avgick som Ben SRM och 47,6 kg avgick som övrigt (talg, ben och senor). I medeltal har därför 75 % av slaktvikten beräknats bli benfritt kött.

Dödligheten för kalvar ligger på 1,5 %. Med en rekrytering om ca 25 % innebär det att årligen slaktas 270 stutar, 133 kvigor och 140 kor vilket totalt innebär drygt 540 storboskap vid företaget. I tabell 3.5 visas den totala köttproduktionen.

Tabell 3.5 Årlig total köttproduktion på företaget

Djurkategori	Antal	Benfritt kött, kg/djur	Total produktion, ton benfritt kött	% fördelning
Kor	140	258	36	27
Stutar	270	251	68	51
Kött kvigor	133	218	29	22
Totalt	540		133	100

Den årliga produktionen är 133 ton benfritt kött varav ca hälften kommer från stutarna.

3.2.2 Foderkonsumtion

Ranchdriften på Revingehed är sannolikt det närmaste en ”naturanpassad” nötköttsproduktion man kan komma i Sverige. Men produktionssystemet innebär ett problem i såväl foderstyrning som datainventering eftersom det inte finns någon möjlighet att väga och följa upp foderförbrukning som görs t ex i modern produktion av griskött. Eftersom allt foder som djuren konsumerar (förutom mineraler) produceras på gården (”inom systemgränsen”) är det inte nödvändigt att ha exakta data om de olika djurens foderförbrukning för att beräkna energi- och resursåtgång i köttets livscykel. Men för att kunna beräkna emissioner av ammoniak och lustgas från djurens gödsel krävs data om djurens produktion av kväve i stallgödsel och därför måste foderkonsumtionen skattas.

Den använda metoden för att skatta foderkonsumtionen är att räkna baklänges från de tillväxtdata som redovisades i tabell 3.3 samt från vikterna vid djurens slakt. Med hjälp av fodertabeller för nötkreaturs behov av energi och protein kan det beräknas hur mycket foder med en viss energi- och proteinhalt som djuren måste konsumera för att nå dessa tillväxtsiffror under olika faser. Näringsinnehållet i medeltal i vallfodret har i dessa beräkningar skattats och bygger på grovfoderanalyser av vall och ensilage som företaget har gjort. För bete har näringsinnehåll skattats utifrån fodertabeller för åkermarksbete och naturbetesgräs (Jordbruksverket, 2001).

Tabell 3.6 Skattat näringsinnehåll i vall- och betesfoder

Foder	Energi, MJ/kg TS	Protein, g/kg TS
Bete maj-juni	11	170
Bete, juli-aug	10,5	130
Bete, sep-okt	10,5	150
Bete, medeltal	10,7	150
Vallfoder till kor, hö	9	100
Vallfoder ungdjur, ensilage	10	120

Korna som alltså kalvar under tidig höst skall föda sina kalvar hela vintern på vallfoder, (mestadels hö) och mineraler. Kalvarna har god tillväxt under sin första vinter (750 g/dag, se tabell 3.3) och korna ”mjölkar på hullet” vilket i viktmatningar har uppmätts till i medeltal 50 kg per ko och vinter. Denna viktminskning kompenserar korna under försommaren när det i stort sett finns obegränsat med bete. I tabell 3.7 redovisas den beräknade foderförbrukningen för dikorna på KC Ranch.

Tabell 3.7 Beräknad årlig foderförbrukning för dikorna

Foder	Kg TS/ko
Vallfoder (hö)	1 350
Bete	1 940
Summa foder	3 290

Stutar och kvigors foderförbrukning framgår ur tabell 3.8 och baseras på de tillväxter som har skattats från gårdens faktiska vägningar av slaktdjuret i olika faser.

Tabell 3.8 Beräknad total foderförbrukning för stutar och kvigor, 26 resp 25 mån

Period, mån	Foder	Kg/djur
0 - 7	Mjök	1 740
0 - 7	Vallfoder	322
8 - 13	Bete	1 600
14 - 19	Vallfoder	900
20 - 25/26	Bete	1 247 (kviga), 1 845 stut

Djuret beräknas totalt konsumera drygt 4 200 ton TS vallfoder (ensilage, hö och bete) per år och detta motsvarar en nettoavkastning i medeltal från gårdens totala areal om 2 275 ha åker och naturbetesmark om 1 850 kg torrsubstans/ha. I avsnitt 3.3.5 beräknas fördelningen av denna avkastning på de olika typerna av gårdens vallareal.

Tabell 3.9 Beräknad årlig total foderförbrukning vid företaget

	Ton TS
Vallfoder kor + kalvar	920
Vallfoder ungdjur	500
Bete, kor	1 100
Bete, ungdjur	1 700
Summa, totalt vallfoder	4 200

3.2.3 Djurens kväveutnyttjande

Med förutsättningen att kons vikt är konstant över året kan hennes kvävebalans upprättas vilken redovisas i tabell 3.10.

Tabell 3.10 Årlig kvävebalans för kon

Inflöde	Kg N/ko	Utflyde	Kg N/ko
Vall, 1 352 kg	21,6	Kalv, 40 kg	1,2
Bete, 1 938 kg	46,5	Mjolk, 1 740 kg	9,6
Summa	68,1	Summa	10,8

Skillnaden mellan intaget av kväve i fodret och utflödet av kväve i produkterna kalv och mjölk till kalv är 57 kg N/ko och år vilket alltså motsvarar kväveproduktionen i stallgödseln bakom kon. Kväveeffektiviteten är knappt 16 % och i medeltal har råproteinhalten varit 12,9 % i kons foder. Observera att här är inte beaktat uppfödningen av rekryteringskvigan där alltså 25 % av foderintaget för en kviga t o m dräktighet bör läggas på dikon vilken då också får ett utflöde av 25 % av kon per år för utslaktning.

I tabell 3.11 visas kvävebalansen för stuten under dess livstid. Den totala produktionen av kväve i stallgödseln under stutens livstid uppgår till drygt 100 kg N och per år till knappt 47 kg N. Utnyttjandegraden av N blir därmed 13,6 % och råproteinhalten i fodret i var medeltal 11,3 %.

Tabell 3.11 Kvävebalans för stuten

Inflöde	Kg N/stut	Utflyde	Kg N/stut
Mjolk, 1741 kg	9,6	Stut, 620 kg	15,9
Vall, 1222 kg	23,5		
Bete, 3446 kg	82,7		
Kalv, 40 kg	1,2		
Summa	117	Summa	15,9

I tabell 3.12 visas slutligen kvigans kvävebalans. I kvigans stallgödsel produceras drygt 88 kg N till 25 mån ålder då kvigan antingen slaktas eller kalvar in för att ersätta en utslagsko. I balansberäkningarna som har utförts för kvigor och kor i tabell 3.7 och 3.10 är inte rekryteringen medräknad vilket skulle innebära ett inflöde av 25 % rekryteringskviga till kon och ett utflöde av 25 % av kon till slakt. Beräkningen i tabell 3.10 och 3.12 skall därför ses som en bruttokalkyl.

Tabell 3.12 Kvävebalans för kvigan t o m slakt (eller inkalvning)

Inflöde	Kg N/stut	Utflyde	Kg N/stut
Mjolk, 1741 kg	9,6	kviga, 565 kg	14,5
Vall, 1222 kg	23,5		
Bete, 2 850 kg	68,3		
Kalv, 40 kg	1,2		
Summa	102,6	Summa	14,5

Den beräknade totala utnyttjandegraden av kväve och produktionen av kväve i stallgödseln för hela besättningen redovisas i tabell 3.13.

Tabell 3.13 Totala kväveflöden i djurproduktionen

Input foder i djur	Kg N	Output i produkter	Kg N
Vallfoder, kor	11 900	140 kor	2 400
Vallfoder, ungdjur	12 900	135 kvigor	1 950
Bete, kor	25 600	275 stutar	4 370
Bete, ungdjur	41 500		
Summa	91 900	Summa	8 720

Den totala produktionen av kväve i stallgödsel blir således ca 83 200 kg N. Om N-effektiviteten definieras som N i produkter dividerat genom N i foderintag blir N-effektiviteten i djurens foderomvandling 9,5 %.

3.2.4 Emissioner av ammoniak

Emissionsfaktorn för ammoniakavgång vid betesdrift har beräknats till 8 % av total-kväve i stallgödseln. Denna faktor används i SCB:s beräkningar av jordbrukets ammoniakförluster och har hämtats från den internationella CORINAIR-modellen (Danell, S. pers medd 2004). Det finns inga svenska mätningar bakom denna emissionsfaktor utan den bygger på utländska observationer. Utifrån denna emissionsfaktor och beräknad kväveproduktion i stallgödseln beräknas ammoniakavgången till knappt 6 700 kg NH₃-N från djurens betesgödsel (tab 3.14).

Tabell 3.14 Beräknad ammoniakavgång från betesgödsel

Kväve i stallgödsel	Emissionfaktor, NH ₃ -N	Total avgång, kg NH ₃ -N
83 200	8 %	6 660

3.2.5 Emissioner av lustgas

IPCC (1997) anger en emissionsfaktor 0,02 kg N₂O-N/kg N_{stallgödsel} för betesgödsel. Detta kan jämföras med faktorn 0,0125 kg N₂O-N/kg N för gödsling med stallgödsel. Bakom emissionsfaktorn för betesdrift ligger observationer som varierar mellan 0,002 – 0,098 kg N₂O-N/kg N_{stallgödsel}. De lägsta värdena har uppmätts på ögödslade och väl-dränerade betesmarker i Nya Zeeland, de högsta på mulljordar i Nederländerna med höga N-givor. I IPCC:s riktlinjer diskuteras vidare att lustgasemissioner från betesgödsel sannolikt är lägre i torra och kalla klimatområden. Naturvårdsverket (2002) har utrett metodiken för kvantifiering av jordbrukets utsläpp av växthusgaser och använder emissionsfaktor 0,01 kg N₂O-N/kg N i stallgödseln för betesgödsel på naturbetesmark. I denna rapport används denna faktor för all betesgödsel eftersom det är mycket svårt att avgöra hur mycket betesgödsel som faller på åkermarken respektive naturbetesmark och eftersom stora arealer av den mycket extensivt drivna åkermarken på Revingehed har karaktären av naturbetesmark. Som framgår av tabell 3.15 beräknas lustgasavgången från betesgödseln till 765 kg N₂O-N/år.

Tabell 3.15 Beräknad lustgasavgång från betesgödsel

N i stallgödsel	NH ₃ -N förluster, kg	Netto, Kg N	Emissionsfaktor	Total avgång, kg N ₂ O-N
83 200	6 660	76 540	1 %	765

3.2.6 Emissioner av metan

Metan (CH₄) bildas i den anaeroba, mikrobiella nedbrytningen av kolhydrater (huvudsakligen cellulosa) i idisslarnas tarm- och vomsystem. I processen bildas också organiska syror som resorberas av blodet för att sedan kunna utnyttjas av djuren. Viktiga faktorer som påverkar metanproduktionen är typ av idisslare, foderstat och kroppsvikt.

IPCC (1997) har riktlinjer för beräkning av metanemissioner från idisslande djur. Naturvårdsverket (2002) har gjort en revidering av denna beräkningsmetodik och föreslår något högre utsläpp under svenska förhållanden. Emissionsfaktorerna är ett medeltal för alla åldrar på djuren. De första sex månaderna avger ett nötkreatur knappt någon metan och det är beaktat i emissionsfaktorn 48 (50) kg metan/djur för gruppen ”övriga nöt” där en del av populationen är unga djur under sex månader (tabell 3.16). En förklaring till skillnaden mellan IPCC och Naturvårdsverkets olika emissionsfaktorer är att produktionen och därmed

utfodringen är större i Sverige än i de medeltalssiffror för Västeuropa som IPCC anger (se tabell 3.16).

Tabell 3.16 Emissionsfaktorer för metan (kg CH₄/djur och år) enligt Klimatpanelen och Svenska Naturvårdsverket

	IPCC	Naturvårdsverket
Mjölkkor	100	125
Dikor	48	98
Övriga nöt	48	50

I en tidigare LCA av nötkött (Cederberg & Darelius 2000) beräknades mängden producerad metan i vom och tarmgaser baserad på smältbar energi för ett antal olika foderstater för nötkreatur. Det samband som användes i dessa beräkningar var enligt Lindgren (1980) och bygger på att drygt 7 % av djurens intag av bruttoenergi omvandlades till metan.

Tabell 3.17 Emissionsfaktorer för olika nötkreaturstyper med olika foderstater

Djurtyp, typ av foderstat	Livstid, mån	Total utsläpp, kg CH ₄ /livstid	Utsläpp per år, medeltal kg CH ₄ /djurtyp
Vall + spannmålstjurar (mjölkkras)	18,9	90	57
Spannmålstjurar (mjölkkras)	19,3	86	53
Ekostutar, mkt vall (mjölkkras)	24	118	59
Ekostutar, mkt vall (korsningar)	19,6	96	59
Diko, eko mkt vall			89

Källa: Cederberg & Darelius 2000

I de följande beräkningarna för KC Ranch utsläpp av metan används Naturvårdsverkets reviderade emissionsfaktorer för metanutsläpp. Genom att använda dessa blir de beräknade utsläppen högre än om IPCC:s faktorer används. IPCC:s default faktorer är dock mycket allmänt satta och beräkningar utförda av Cederberg & Darelius visar på högre utsläpp (se tabel 3.17). De använda emissionsfaktorerna 50 kg CH₄/ungdjur och år och 98 kg CH₄/diko och år ligger något lägre än de beräknade utsläppen för ungdjur men å andra sidan något högre för dikon (jämför tabell 3.16 och 3.17).

Två metoder för att beräkna de totala metanemissionerna användes. Den första var att använda gårdens totala djurantal i juni månad och multiplicera med faktorn för kor respektive ungdjur. Denna metod gav ett totalt utsläpp om 108 000 kg CH₄. Den andra metoden innebär att ta hänsyn till den totala livslängden för köttkvigor (25 mån) och stutar (26 mån), d v s djuren lever något lägre än två år vilket gör ett något högre totalt utsläpp, 111 000 kg CH₄. I beräkningarna använde slutligen ett utsläpp om 110 000 kg metan orsakat av processer i nötkreaturens fodermältning.

Beräkning av metanutsläpp från stallgödselhantering har beräknats enligt IPCC:s riktlinjer (1997) enligt följande formel:

$$\text{Emission, kg CH}_4/\text{djur}\cdot\text{år} = \text{VS}\cdot\text{Bo}\cdot\text{k}\cdot\text{MCF}$$

VS= gödselproduktion, kg volatile solids/år, här beräknat till 644 kg/år för nöt

Bo= maximal metanproduktion, 0,17 m³ CH₄/kg VS

k = konstant, 0,67 kg/m³

MCF= metankonverteringskonstant, för betesgödsel 1 %

Beräkningar visar att djurens stallgödsel (betesgödsel) ger en emission om 0,7 kg CH₄/djur och år, dvs 1 150 kg CH₄ för hela besättningen.

3.3 Foderproduktionen

3.3.1 Ensilage

Ensilage och mindre mängder hö till djurens vinterfoder skördas framförallt på en areal om 200 ha åkermark vilken stängslas in så att djuren aldrig kan beta där. Växtföljden består av vallar med stor andel baljväxter och de bryts var femte år och sås omedelbart in igen. Marken är därför alltid bevuxen under vinterhalvåret. Beroende på årsmån och vallens ålder tas 2 - 3 skördar/år från denna areal, huvudsakligen i form av ensilage. Genom ett avtal med en större smågrisproducent i närheten köps årligen 3 000 m³ flytgödsel in vilken används för att gödsla slåttervallarna. Flytgödsel tillförs fyra år av fem, inte under första året men därefter som givor om 19 ton/ha och år i vall 2-5. Medelskörden från denna areal uppskattas till 6 500 kg TS/ha vilket totalt ger en årlig vallskörd om 1 300 ton TS. Baljväxtandelen har skattats till 50 % under vallår ett och två, 25 % till vallåren tre och fyra samt 20 % under vallåret 5.

Baljväxterna i vallarna är huvudsakligen rödklöver och vitklöver men även lucern förekommer. Høgh-Jensen et al (1998) har via en empirisk modell för kvantifiering av kvävefixering i baljväxter beräknat att rödklöver för slätter fixerar 46 kg N/ton TS, mogen lucern 37 kg N/ton TS och vitklöver för slätter 56 kg N/ton TS. Från denna kvantifiering har kvävefixeringen i slätterrullen i medeltal beräknats till 50 kg N/ton TS baljväxter. Detta resulterar i en total kvävefixering om 22 100 kg N per år i gårdens slätterrull (i medeltal 110 kg N/ha).

All diesel och plast som förbrukas i ensilageproduktionen redovisas under avsnitt 3.5.

3.3.2 Emissioner från ensilageproduktionen

3 000 m³ flytgödsel (sugga+smågris) köps årligen in för att gödsla slätterarealen. Flytgödseln beräknas innehålla 5,6 kg total-N/ton och 3,7 kg NH₄-N/ton (Steineck et al, 1999). Endast emissioner i samband med spridningen allokeras till vallproduktionen. Emissionsfaktorer för att beräkna ammoniakavgången vid flytgödselspridning har hämtats från Jordbruksverkets växtnäringsprogram STANK. I vall 2 och 3 sprids flytgödseln med släpslangar efter skörd I på försommaren och då beräknas 50 % av gödselns innehåll av ammoniakkväve förloras som ammoniak. I vall 4 och 5 sker gödselspridning på våren och motsvarande emissionsfaktor är då 30 % (se tabell 3.18).

Tabell 3.18 Förluster av ammoniak och lustgas orsakade av stallgödselspridning

Gröda	Giva, flytgödsel t/ha	Förlust, kg NH ₃ -N/ha	Förlust, kg N ₂ O-N/ha
Vall 1	0	0	0
Vall 2	19	35	0,89
Vall 3	19	35	0,89
Vall 4	19	21	1,06
Vall 5	19	21	1,06
Totalt (200 ha)		4 480 kg NH₃-N	156 kg N₂O-N

IPCC (1997) anger en emissionsfaktor för växthusgasen (lustgas) om 0,0125 kg N₂O-N per kg tillfört stallgödselkväve (totalkväve) till ett marksystem efter det att ammoniakförluster har räknats ifrån. Som framgår av tabell 3.18 blir den totala förlusten 156 kg N₂O-N som orsakas av stallgödselspridningen i slätterrullen. Även kvävefixering orsakar ett kväveinflöde till

odlingssystemet och IPCC anger att emissionsfaktorn 0,0125 kg N₂O-N per kg tillfört fixerat kväve skall användas för symbiotiskt fixerat N. Detta innebär att 22 100 kg N * 0,0125 = 276 kg N₂O-N. Totalt beräknas förlusten till 432 kg N₂O-N från odlingen av slåttervallen (i medeltal knappt 2,2 kg N₂O-N/ha).

Läckaget av nitratkväve från åkermarken om 200 ha slåttervall har beräknats m h a en empirisk modell för kväveutlakning (Hoffman et al 1999) och beräknas uppgå till totalt drygt 3 000 kg NO₃-N eller i medeltal 15 kg N/ha. Grundutlakningen för åkermark med en årlig stallgödselgiva om drygt 1 ton TS/ha är ca 27 kg N/ha, men eftersom endast långliggande vallar odlas och vallarna sås in omedelbart efter att de bryts är marken alltid bevuxen under vintern och läckaget kan hållas på en väsentligt lägre nivå än vid öppen växtodling.

P-läckaget från åkermarken där stallgödsel tillförs i stort sett årligen beräknas ha ett läckage på 0,3 kg P/ha vilket totalt motsvarar 60 kg fosfor/år från slåttervallen. Detta är ett grovt medeltal för hela landet, bakom finns mätningar med stor variation (Kyllmar et al, 1995).

3.3.3 Höproduktion

Hö skördas från permanenta vallar på åkermark omfattande ca 200 ha. Efter höskörden betas återväxten av kor och kalvar. Eftersom dessa arealer aldrig tillförs någon stallgödsel som kompenserar för bortförslin av växtnäring i höet, används dessa arealer för utfodring av vinterfoder. Därmed kommer en större del av djurens betesgödsel att tillföras dessa ytor.

Skattningar av skördad mängd hö ger vid handen att dessa arealer i medeltal avkastar 2 500 kg TS hö/ha brutto i första skörden. Arealerna består av timotej, betesgräs och mindre andelar vitklöver, ca 5 %. Kvävefixeringen i höproduktionen skattas därför maximalt till 10 kg N/ha och år och 2 000 kg N totalt.

Tabell 3.19 Sammanställd bruttoavkastning i produktionen av vinterfoder

	Bruttoavk, t TS/ha	Total bruttoavk, ton TS/ha	Total N-fixering, kg N
Åkermark 1 (ensilage)	6 500	1300	22 100
Åkermark 2 (hö)	2 500	500	2 000
Summa		1 800	24 000

Den totala beräknade bruttoproduktionen av vinterfoder summeras i tabell 3.19 och beräknas uppgå till 1 800 ton TS foder. I produktionen av detta foder beräknas drygt 24 ton kväve att ha fixerats i baljväxter. Tabell 3.9 visar att konsumtionen av vinterfoder beräknades till totalt ca 1 400 ton TS. Det innebär att i beräkningarna av bruttofoderproduktionen ingår en marginal som skall täcka förluster vid lagring, spill, dåligt foder mm.

3.3.4 Emissioner från höproduktionen

Ingen stallgödsel tillförs arealen där hö skördas i första skörd och därmed uppstår inga NH₃-emissioner. Förlusterna av ammoniak från betesgödseln som tillförs dessa arealer beräknas under avsnitt 3.2.4.

Förlusterna av lustgas (N₂O) som orsakas av inflödet av N i marksystemet via kvävefixering beräknas enligt IPCC (1997). De motsvarar 0,125 kg N₂O-N/ha eller 25 kg N₂O-N för hela arealen.

Det finns inga utlakningsförsök där det har mätts läckage vid extensiv vallodling utan tillförsel av handelsgödsel och med låg betesintensitet. Hoffman & Johnsson (1996) anger en utlakningskoefficient om 7 kg N/ha på sandjord för extensiva vallar i södra Götaland och 5 respektive 2 kg N/ha för lättleror respektive styva leror. Vid ett försök vid Lanna försöksstation har kväveläckaget uppmätts under 10 år i en extensiv vall som såddes in 1990 och som har legat i permanent skick sedan dess. I denna vall finns inslag av vitklöver, i övrigt sker ingen annan tillförsel än atmosfärisk deposition. Vallarna slåss två gånger per år och skörden bortförs. I detta försök ligger det uppmätta kväveläckaget på ca 0,5 kg N/ha (Tunared, R. Pers medd 2002).

Den åkermark där höet skördas och djuren därefter betar beräknas ha ett N-läckage om 5 kg N/ha vilket totalt 1 000 kg NO₃-N (200 ha).

Fosforförlusterna vid denna markanvändning skattas till 0,1 kg P/ha och år, motsvarande totalt 20 kg fosfor

3.3.5 Betesproduktion

För att kunna beräkna storleken av inflödet av kväve i baljväxter via kvävefixeringen måste bruttoproduktionen i betet skattas och detta framgår ur tabell 3.20. Jordbruksverket (2001) anger bruttoproduktionen i olika landskapstyper utan gödsling. Gräsmarker på odlad jord bedöms ha en bruttoproduktion om 3 000 – 5 000 kg torrsustans/ha och naturliga gräsmarker en produktion om 1 000 – 3 000 kg torrsustans/ha. Variationen beror framförallt på grästyp och markens berggrund. De bruttoavkastningar som har skattats på Revingehed ligger inom dessa intervaller. Kvävefixeringen betesvallens baljväxter har bedömts vara 53 kg N/ton TS baljväxt, värdet motsvarar äldre betad vitklöver (Hogh-Jensen et al 1998). Andelen baljväxter i betet har skattats genom okulär besiktning och är sannolikt tagen till i överkant

Tabell 3.20 Beräknad bruttoproduktion i betesmarker och kvävefixering

Marktyp (Jmf tab 3.2)	Användning, beskrivning	Bruttoproduktion, bete kg TS/ha	% baljväxt	Total kväve- fixering, Kg N
Åkermark 2	200 ha där återväxten efter höskörd betas	2 000	5	1 000
Åkermark 3a	Bete på omlagd åkermark som nu är permanent vall. Ca 500 ha med hög avkastning	4 500	20	23 800
Åkermark 3b samt naturbetesmark	Perm betesvall, på 1 375 ha. Ca hälften är torr mark, hälften sank mark med mycket tuvatel	1 500	5	5 500

Bruttoproduktionen i betesmarkerna vid Revingehed blir enligt ovan redovisade skattning 4 600 ton torrsustans. Det beräknade totala betesintaget beräknades till 2 800 ton TS (se tabell 3.9). Därmed beräknas att utnyttjandegraden av bete är ca 60 %. Den totala kvävefixeringen i betet beräknas till ca 30 000 kg N vilket motsvarar drygt 15 kg N/ha på de betade arealerna.

3.3.6 Emissioner från betesproduktionen

Endast djurens betesgödsel tillförs det betade arealerna och ammoniakavgången från denna gödsel beräknas i avsnitt 3.2.4.

Förlusterna av lustgas (N₂O) som orsakas av inflödet av N i marksystemet via kvävefixering beräknas enligt IPCC faktorer vilka motsvarar 0,0125 kg N₂O-N/kg tillfört N vilket motsvarar 375 kg N₂O-N totalt eller ca 0,2 kg N₂O-N/ha.

Enligt ovanstående resonemang om det låga kväveläckage om har uppmätts på långliggande vallar vid Lanna Försöksstation beräknas betesmarken om totalt 1 875 ha att ha ett årligt kväveläckage mellan 2 – 5 kg NO₃-N/ha och år, vilket totalt motsvarar 3 750 – 9 375 kg NO₃-N per år.

Läckaget av fosfor från den permanenta betesmarken beräknas till mycket lågt, en tiondel av genomsnittsläckage från åkermark, d v s ca 0,03 kg P/ha och år, totalt motsvarande ca 55 kg fosfor.

3.4 Växtnäringsbalanser

En växtnäringsbalans ger en avstämning för att kontrollera hur stor andel av de totala överskotten som har funnits i emissionsberäkningarna. Balansen har här räknats i tre nivåer, dels en gårdsgrindbalans för hela företaget (2 275 ha), dels en balans för åkermarken där vinterfodret produceras och till vilken flytgödsel importeras (200 ha), samt slutligen en balans för djurens betesareal där det tas en höskörd på en mindre del av marken (1 875 ha).

3.4.1 Hela gården

De totala beräknade kväveförlusterna ligger i intervallet 20 500 – 26 000 kg N i form av nitrat-N, ammoniak-N och lustgas-N (intervallet beror på att kväveläckaget skattades i intervallet 2 – 5 kg N/ha för den permanenta betesmarken). Detta motsvarar förluster i intervallet 9 – 11,5 kg N/ha vilket skall jämföras med det beräknade överskottet om 36 kg N/ha (tabell 3.21).

Tabell 3.21 Växtnäringsbalans, hela företaget (2 275 ha)

	Kg N/ha	Kg P/ha	Kg K/ha
Årligt inflöde			
Mineralfoder		0,1	
Flytgödsel	7	2,6	4,2
Kvävefixering	24		
Atm N-deposition	9,4		
Summa inflöde	40	3	4
Årligt utflöde			
Animalier	3,7	1,1	0,25
Summa utflöde	4	1	0,25
Överskott	36	2	4

3.4.2 Slåttervallen (vinterfoder)

All den importerade flytgödseln koncentreras till de 200 ha åkermark där djuren aldrig betar och som ligger i ett femårigt omlopp med permanenta vallar. Balansen för denna areal visas i

tabell 3.22 och som framgår medför tillförseln av flytgödsel en koncentration av fosfor medan det för kalium leder till ett underskott. Svingödsel innehåller mycket fosfor i förhållande till kalium vilket inte passar till vallodling som för bort mycket kalium i förhållande till fosfor.

Tabell 3.22 Växtnäringsbalans, slåttervallen (200 ha)

	Kg N/ha	Kg P/ha	Kg K/ha
Årligt inflöde			
Flytgödsel	84	30	48
Kvävefixering	110		
Atm N-deposition	9,4		
<i>Summa inflöde</i>	<i>203</i>	<i>30</i>	<i>48</i>
Årligt utflöde			
Slåttervall	125	15	163
<i>Summa utflöde</i>	<i>125</i>	<i>15</i>	<i>163</i>
Överskott	78	15	-115

De beräknade kväveförlusterna på arealen för ensilageproduktion var knappt 8 000 kg N eller knappt 40 kg N/ha. Det innebär att knappt hälften av överskottet har funnits i utsläppsberäkningarna. Balansen för slåttervallen visar ett stort överskott av fosfor om 15 kg P/ha och år medan underskottet för kalium är mycket stort, över 100 kg K/ha och år.

3.4.3 Djurens betesareal

Slutligen visas balansberäkningen på arealen där djuren vistas året runt, dvs 1 875 ha permanent betesmark samt 200 ha åkermark där bete sker i återväxten och en höskörd tas i förstaskörd. Eftersom dikorna utfodras med detta hö i detta system, sker inget flöde av hö över systemgränsen och därför syns heller inte i höskörden i balansberäkningen.

De beräknade N-förlusterna på denna yta var i intervallet 12 600 – 18 200 kg N, vilket motsvarar 6 – 9 kg N/ha. Det innebär att ca 25 kg N/ha av överskottet inte har hittats som förluster. Fosfor går jämnt ihop på denna areal och det innebär att det P-överskott som hittades i gårdens totala balans (se tabell 3.21) helt och hållet uppstår i slåttervallen. Utflödet av kalium från en köttproduktion är extremt litet och på betesareal uppstår ett kaliumöverskott. Detta beror helt och hållet på att mycket kalium förflyttas från slåttervallen (som långsiktigt riskerar att utarmas).

Tabell 3.23 Djurens betesareal, 2 075 ha

	Kg N/ha	Kg P/ha	Kg K/ha
Årligt inflöde			
Mineralfoder		0,1	
Slåttervall	12	1,4	15,7
Kvävefixering	15,4		
Atm N-deposition	9,4		
<i>Summa inflöde</i>	<i>37</i>	<i>2</i>	<i>16</i>
Årligt utflöde			
Animalier	4	1,2	0,3
<i>Summa utflöde</i>	<i>4</i>	<i>1</i>	<i>0,3</i>
Överskott	33	0	15

3.5 Inköpta resurser

3.5.1 Diesel och el

Företaget förbrukar årligen ca 25 000 liter diesel till gårdens maskinpark. Alla arbeten, förutom gödselspridning och gödseltransport, utförs på gården där skördarbetet av vinterfodret kräver de största energiinsatserna.

Flytgödsel motsvarande ca 3 000 m³ köps in från en angränsande gård med smågrisproduktion. Gödseln flyttas med tanksläp och lastbil från grisgården till lagringsbrunnar som ligger nära fälten där gödseln skall spridas. Varje transport med gödsel tar 30 m³ och sträckan är 4,5 km. Det har beräknats en energianvändning om 0,1 l diesel/ton flytgödsel, vilket totalt motsvarar 300 l diesel för flytgödselns flyttning.

En maskinstation sprider gödseln. Eftersom brunnarna är belägna nära fälten är transportsträckorna korta och därmed blir dieselförbrukning relativt låg för gödselspridningen. Odling i Balans (Törner, L. pers medd. 2003) har data över dieselförbrukning vid stallgödselspridning vilka varierar mellan 5- 20 l/ha beroende på arrondering. Här beräknas en dieselförbrukning om 7 l/ha, gödseln sprids på 160 ha årligen vilket innebär en total dieselförbrukning om 1 120 l diesel för stallgödselspridningen.

Data för förbränning av diesel i traktordrift är en mix av olika arbetsaktiviteter och har hämtats från Lindgren et al (2002).

Gårdens årliga förbrukning av el är 25 000 kWh, vilket åtgår för uppvärmning och belysning av arbetslokaler (verkstad mm), elstängsel och el i vattenkoppar under vinterhalvåret. För elförbrukning har data för svensk genomsnittsel använts (Brännstorm-Norberg et al, 1996)

3.5.2 Plast

Ensilaget skördas i rundbalar och årligen förbrukas 3 000 kg plast i produktionen av djurens vinterfoder. Data för plast (tillverkning av polyeten) är hämtad från APME (1994). Energiförbrukning för filmning är hämtad från Trioplast (Almedal, C pers medd 2003). Transporter av ensilageplast från produktion i Centraleuropa och från filmning i England till gården i Sverige har antagits ske med lastbil och båt. All ensilageplast har återvunnits genom förbränning, data för detta hämtats från Sundqvist (1999). Systemutvidgning har tillämpats för producerad energi vid plastförbränningen där bildad värme från plastens energiinnehåll antas ersätta en genomsnittlig svensk produktion av fjärrvärme och el.

3.5.2 Mineraler

Årligen förbrukas ca 2 000 kg av mineralfodret Effekt Normal. Sammansättning av mineraler samt energiförbrukning för blandning av foder kommer från Lactamin (Nordholm, B. pers medd 2003). Data för produktion av de viktigaste ingredienserna (fosforsyra och kalk) har hämtats från Davis & Haglund(1999).

3.5.3 Utsäde

Vallarna sås in i en havre/ärt blandning. Det åtgår årligen 4 000 kg av havre respektive ärt i utsäde. Utsäde odlas ekologiskt och data för odlingen framgår ur tabell 3.24-3.25.

Tabell 3.24 Data för odling av ärter till utsäde

	Per ha	Per kg ärt (skörd 2 800 kg/ha)
Diesel	100 l/ha	0,036 l
Torkning, olja		0,22 MJ
N-läckage, NO ₃ -N	40 kg/ha	
N ₂ O-N avgång	1,1 kg/ha	

Tabell 3.25 Data för odling av havre till utsäde

	Per ha	Per kg havre (skörd 3 000 kg/ha)
Diesel, liter	100 l	0,033 l
Torkning, olja		0,22 MJ
N-läckage, NO ₃ -N	30 kg/ha	
NH ₃ -N avgång*	4 kg/ha	
N ₂ O-N avgång*	1,2 kg/ha	

*25 ton fastgödsel, 4 kg total-N/ton 1,5 NH₄-N per ton, 10 % förlust av NH₃

Behandling av utsäde (skruvar, blandning etc) har antagits vara 0,03 kWh/kg utsäde.

4 Miljöpåverkansbedömning och resultat

4.1 Resursförbrukning

I tabell 4.1 redovisas användningen av ändliga resurser i det studerade systemet. FE står för funktionell enhet, d v s ett kg benfritt kött vid gårdsgrinden.

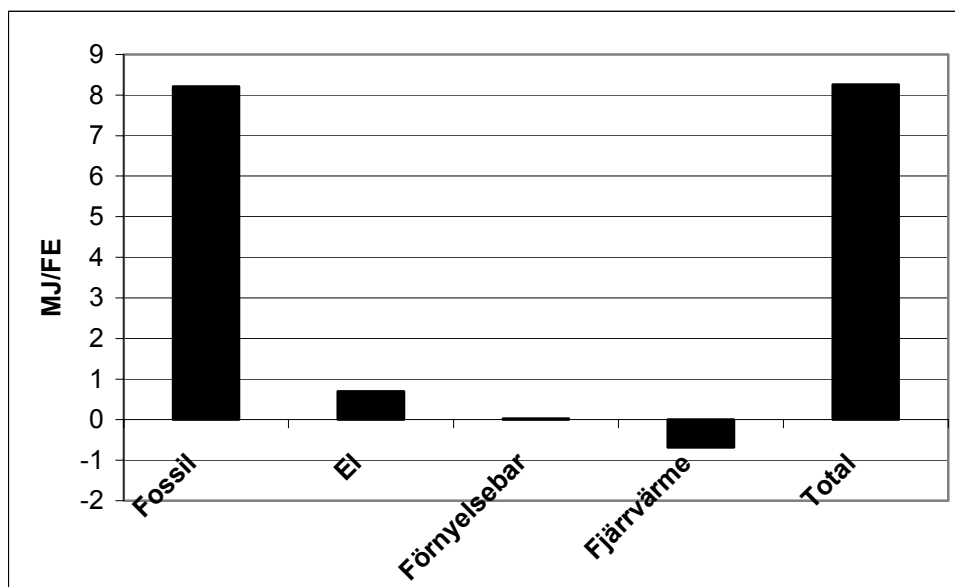
Tabell 4.1 Resursanvändning

Resurs	Gram per FE
Råolja	188
Naturgas	25,4
Kol	9,3
Uran	0,0021
Fosfor	1

Förbrukningen av diesel för produktion av vinterfoder under sommarhalvåret och för utfodringsarbetet under vinterhalvåret är den största förklaringen till råoljaförbrukningen. Produktionen av ensilageplast står för nära 90 % av den förbrukade mängden naturgas. Förbrukningen av fosfor kan helt förklaras av tillförseln av fodermineraler.

4.2 Direkt energianvändning

Energianvändning redovisas här i sekundär form, d v s i den form som den används i processerna.

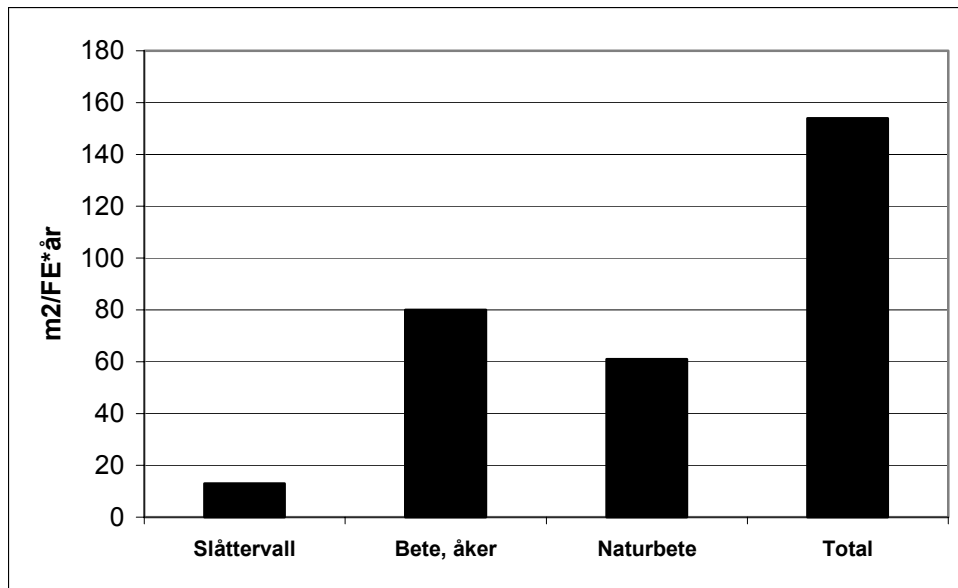


Figur 4.1 Energianvändning i produktionen av ekologiskt nötkött vid Revingehed

Energianvändningen domineras helt av fossil energi och utgörs till drygt 80 % av diesel i traktorer. Plasten står för en nettokostnad om 0,64 MJ/FE och tack vare att plasten tillvaratas i energiåtvinning (negativ stapel fjärrvärme) hålls denna energipost nere.

4.3 Markanvändning

Markanvändningen utgörs endast av grovfoder och delas upp i slåttervall, bete åker och naturbetesmark (se figur 4.2).



Figur 4.2 Årlig markanvändning för köttproduktion vid Revingehed

Den årliga totala markanvändningen uppgår till 154 m²/kg benfritt kött. Av detta utgörs ca 60 % av åkermark där bete på åkermark är den dominerande markanvändningen. Uppdelningen av typ av markanvändning mellan betesmark på åker och naturbete har skett enligt företagets arealuppgifter på SAM-blanketten (Jordbruksverket).

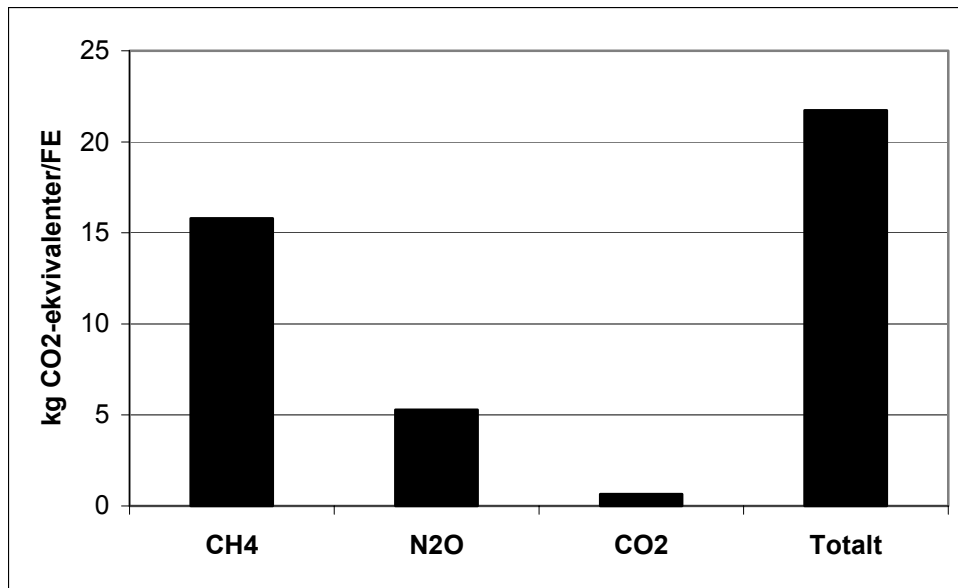
4.4 Utsläpp av växthusgaser

Utsläpp av växthusgaser i nötköttets livscykel är koldioxid (CO₂), metan (CH₄) och lustgas (N₂O) och dessa utsläpp har karakteriserats i aggregerade Global Warming Potentials (GWP) i kg CO₂-ekvivalenter för ett 100 års-perspektiv, se tabell 4.2 (IPCC 1996).

Tabell 4.2 Karakteriseringsindex för klimatförändringar

Utsläpp till luft	Kategoriindikator
CO ₂	1
CH ₄	21
N ₂ O	310

De totala utsläppen av växthusgaser uppgår till 21,7 kg CO₂-ekvivalenter per kg kött. Utsläppen av metan från djurens vom - och tarmsystem är den helt dominerande växthusgasen i produktionen (figur 4.3). Dessa emissioner står för nära 99 % av de totala metanutsläppen i köttets livscykel och drygt 70 % av de totala utsläppen.



Figur 4.3 Utsläpp av växthusgaser i köttets livscykel (indirekt lustgasavgång ingår ej)

Den låga energianvändningen leder till mycket låga utsläpp av koldioxid. Lustgas (N₂O), vilket är knutet till kväveflöden i systemet, motsvarar ca 25 % av de totala utsläppen. De stora posterna är lustgasavgång från djurens betesgödsel och från den skattade kvävefixeringen i baljväxterna i djurens bete.

I figur 4.3 ingår endast direkta emissioner av lustgas. Klimatpanelen anger även riktlinjer för beräkning av indirekta lustgasutsläpp som uppgår när förlorat nitratkväve och ammoniakkväve omsätts i ekosystem. IPCC (1997) anger emissionsfaktorer för detta om 0,025 kg N₂O-N/kg NO₃⁻-N och 0,01 kg N₂O-N/kg NH₃-N. Om kväveläcket antas vara i det högre intervallet (5 kg NO₃-N/ha och år) från de betade arealerna (1 875 ha) tillkommer ytterligare belastning av N₂O-utsläpp. Om dessa indirekta emissioner av N₂O medtas ökar den totala belastningen till drygt 23 kg CO₂-ekvivalenter/FE, d v s en ökning med ca 7 % jämfört med resultatet som redovisas i figur 4.3.

4.5 Utsläpp av övergödande ämnen

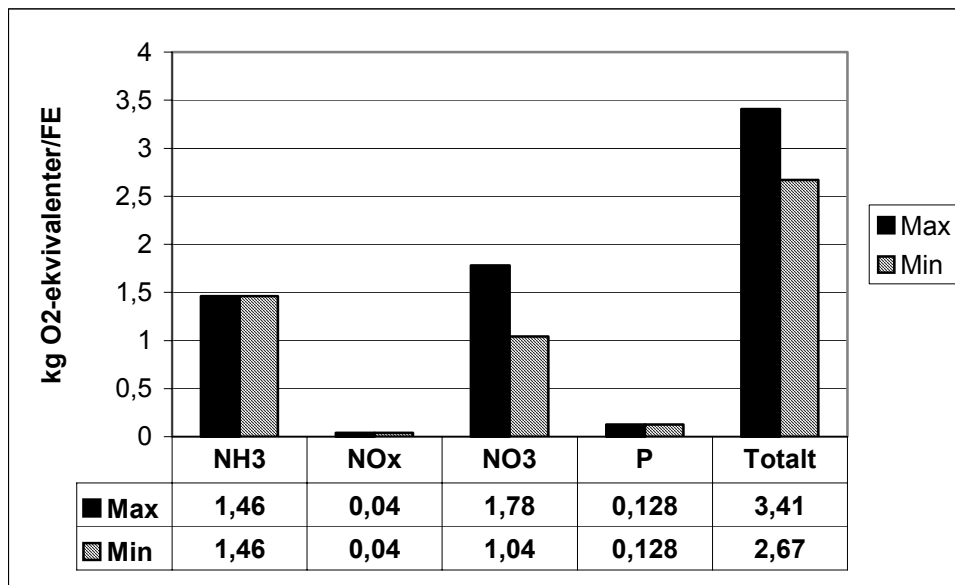
De övergödande utsläppen har viktats samman efter deras syreförtärande förmåga i ett maximal scenario. Detta innebär ett "worst case scenario" eftersom varje emitterat gram av det övergödande ämnet förutsätts orsaka övergödning i ekosystem (terresta såväl som akvatiska). Detta är en kraftig överdrift eftersom en stor del av det nitrat som förloras från åkermarken omvandlas till oskadlig kvävgas genom retention i vattendrag. Resultaten skall därför endast tolkas som ett maximalt potentiellt scenario vad gäller produktionens övergödande effekt. Tabell 4.3 visar karakteriseringsfaktorer för övergödning

Tabell 4.3 Karakteriseringsfaktorer för övergödning (maximalt scenario)

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

Källa: Lindfors et al, 1995

P g a svårigheten att beräkna kväveläckaget från djurens betesmark, skattades kväveläckaget från dessa permanenta bete på åker och naturbete att ligga inom intervallet 2 – 5 kg NO₃-N/ha (se avsnitt 3.3.6). I figur 4.4 visas de aggregerade resultaten för den potentiella övergödningen beräknat för ytterligheterna i kväveläckage från betesmarken.



Figur 4.4 Det maximala potentiella bidraget till övergödning vid två utlakningsnivåer från betesarealerna

När kväveläckaget beräknas efter högsta nivån (5 kg N/ha i förluster på 1 875 ha betesmark) motsvarar nitratläckaget drygt hälften av den totala övergödande effekten. Ammoniakbidraget representerar knappt hälften. Om kväveläckaget endast uppgick till 2 kg N/ha på betesarealerna (Min-alternativet) är det totala potentiella bidraget knappt 2,7 kg O₂-ekvivalenter/kg kött och ammoniak är det ämne som bidrar mest.

4.6 Utsläpp av försurande ämnen

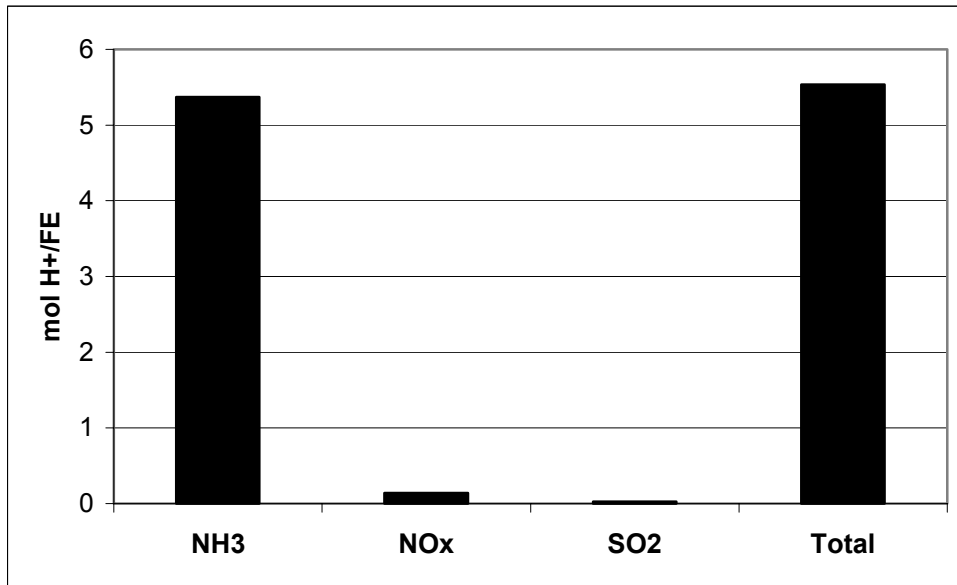
Ammoniak är det mest betydelsefulla försurande ämne som emitteras från animalieproduktion. De försurande ämnena viktas samman efter deras förmåga att frigöra protoner i terresta system. Även för denna miljöeffekt sker viktningen efter ett maximalt scenario vilket förutsätter att varje gram försurande ämne ger försurande effekter. För att detta skall ske krävs att ekosystemet där ämnet deponeras är kvävemättat. Detta är inte fallet i stora delar av landet och därför är maximalt scenario ett ”worst case scenario”. Revingehed är dock beläget i sydvästra Sverige där kvävenedfallet är högst i landet och därför är risken stor för att en stor del av den utsläppta ammoniakerna får försurande effekt. Viktningskoefficienter för maximalt scenario framgår ur tabell 4.4

Tabell 4.4 Karakteriseringsindex för försurning (maximalt scenario)

Ämne	Mol H ⁺ /g
SO ₂	0,031
NO _x	0,022
NH ₃	0,059

Källa: Lindfors et al, 1995

Som framgår ur figur 4.5 är det ammoniak från stallgödseln som är det helt dominerande försurande utsläppet från nötköttsproduktionen vid Revingehed och den maximalt försurande potentialen beräknas till 5,5 mol H⁺/FE.. Den låga förbrukningen av fossilt bränsle i köttets livscykel gör att emissionerna av NO_x och SO₂ är mycket små. Av de beräknade ammoniakutsläppen beräknas att runt 60 % härrör sig från betesgödseln och resterande del från flytgödseltillförseln på slåttervallen.



Figur 4.5 Det maximala potentiella bidraget till försurning.

5 Diskussion och tolkningsanalys

Nötköttsproduktionen vid Revingehed är ett unikt produktionssystem för svenska förhållande med utgångsdrift året runt, en totalt grovfoderbaserad foderstat där bete är den viktigaste foderråvaran och med en djurhållning där djuren har mycket stora ytor att röra sig på. Detta speciella system innebär svårigheter när en miljösystemanalys skall genomföras. Det finns inga mätdata om djurens foderkonsumtion eftersom inget foder (förutom mineraler) köps in till företaget och betet är en betydande del av foderstaten. Det finns inga svenska observationer/mätningar av förluster av nitrat-, ammoniak- och lustgaskväve från extensiva betesbaserade system. Inflödet av kväve via fixering i baljväxter är svårt att skatta eftersom betesarealerna är stora och de har varierande innehåll och kvalitet av baljväxter. För att beräkna förluster av lustgas behövs indata om biologisk kvävefixering. Slutligen kan det generellt sägas att emissionsfaktorer för beräkningar av utsläpp av metan och lustgas från djur och mark är osäkra.

Resultaten måste därför tolkas utifrån dessa förutsättningar. Beträffande resultaten för användning av energi, fosfor, årlig markanvändning och pesticider är de säkra och verifierbara – indata bygger i stor utsträckning på förbrukade mängder vid företaget. Resultaten för klimatförändring, övergödning och försurning är mera osäkra vilket framförallt beror på problemen med att skatta kväveflödena i produktionen. Även djurens metanutsläpp är en osäker parameter.

Energianvändning

Energianvändningen för att producera ett kg benfritt kött vid KC Ranch är mycket låg, mindre än 10 MJ/kg kött (se figur 4.1). I projektet "Livscykelanalys av sju svenska livsmedel" (LRF 2002) redovisas en energianvändning om drygt 37 MJ/kg benfritt kött i primärproduktionen när kött kom från djur med ursprung i mjölkproduktion (utslagskor och ungtjurar). Den totala energianvändningen i LRF-studien uppgick till 47 MJ/kg kött när transporter, slakteri, distribution och förpackningar inkluderades. Cederberg & Dareljus (2000) utförde LCA av olika nötköttsproduktionssystem vid Plönningeskolan, Halland där energianvändningen i ett självrekryterande ekologiskt system t o m gårdsgrinden var knappt 24 MJ/kg benfritt kött. En viktig förklaring till den mer än dubbelt så höga energikostnaden i den studien jämfört med resultaten i denna rapport, var att djuren stod på stall vintern med höga fodergivor och stallgödseln hanterades med lastmaskin. De högre fodergivorna och mera intensiva uppfödningen gjorde att uppfödningstiden i Plönningestudien var drygt 19 mån att jämföra med 25 – 26 mån vid KC Ranch.

Energianvändningen i köttproduktionen vid KC Ranch är också låg i jämförelse med gris - och kycklingkött som generellt produceras med lägre energiinsatser än nötkött. LRF (2002) anger energikostnader i primärproduktionen av kyckling och gris till 20 MJ/kg benfritt kött respektive 23 MJ/kg benfritt kött.

En ytterligare positiv faktor när det gäller energin är de få byggnader (enkla ligghallar) som används i produktionen vid KC Ranch. Vanligtvis är byggnader exkluderade i LCA-studier av animalieproduktion och endast energin för den dagliga driften ingår (t ex el för ventilation, utfodring etc). Erzinger *et al* (2003) visar dock att just miljöeffekten energi bör inkluderas i en LCA av mjölk och kött eftersom uppförandet av djurstallar står för 20 – 30 % för den totala energikostnaden i mjölk – och grisproduktion. I svenska LCA-studier av olika köttproduktion, t ex de som refereras ovan, är byggnader exkluderade. Det innebär att energianvändningen i

dessa studier sannolikt är underskattade med ca 20 % vilket inte är fallet i denna studie där ranchdriften kräver ett minimum av stallar (enkla ligghallar).

Fosfor

Användning av den ändliga resursen fosfor (apatit) är central att analysera i matproduktion eftersom drygt 90 % av uttaget används för produktion av handelsgödsel och fodermineral. Den årliga förbrukningen är låg på KC Ranch, drygt 1 gram/kg benfritt kött och kommer från de fodermineraler som köps in till företaget. Cederberg & Dareljus (2000) redovisar en P-användning om 12 – 40 g P/kg kött i olika produktionssystem för nötkött och ca 12 g P/kg kött i konventionell grisköttsproduktion (Cederberg & Dareljus, 2001). En förklaring till den låga mineralanvändningen i denna studie är att företaget bedömer att mineralbehovet är lägre i betessystem jämfört med traditionella system.

Det stora tillflödet av fosfor till gården sker genom importen av suggflytgödsel som används för att gödsla slåttervallen. Eftersom detta är ”recirkulerande” fosfor (i motsats till ”jungfrulig” fosfor i handelsgödsel och mineral) har hela belastningen av fosforuttaget allokerats till grisköttsproduktionen. Men denna fosforflyttning innebär ett långsiktigt miljöproblem som inte syns i en traditionell LCA. Som framgick av de upprättade växtnärbalanserna tillförs arealen för slåttervall (där alltså vinterfodret odlas), ett kraftigt årligt P-överskott (+ 15 P/ha och år, se tabell 3.22). Om denna gödslingsstrategi fortsätter ett antal år kommer en uppgödning av markens fosforinnehåll att ske vilket på lång sikt kan leda till fosforläckage från denna areal. En viktig förbättringsåtgärd är därför att analysera gårdens användning av inköpt flytgödsel och försöka att fördela den på större arealer alternativt att flytta odlingen av vinterfoder till större arealer än de 200 ha som används för närvarande.

Bekämpningsmedel

Kombinationen av en helt vallfoderdominerad foderstat och ekologisk produktion vid KC Ranch innebär att pesticidanvändningen var 0 gram/kg benfritt kött. Cederberg & Dareljus (2000) redovisade en pesticidanvändning om 2,2 – 3,3 gram aktiv substans/kg kött i konventionell produktion med ungtjurar med mjölkkor som moderdjur. LRF (2002) beräknade en pesticidanvändning om ca 1,7 gram aktiv substans/kg kött för nötkött med ursprung i mjölkproduktionen (utslagskor och ungtjurar). Den betesbaserade ekologiska nötköttsproduktionen vid Revingehed innebär därmed ingen risk för att grund- och ytvatten skall förorenas med bekämpningsmedelsrester.

Markanvändning

Den årliga markanvändningen för att producera ett kg benfritt nötkött i det extensiva betessystemet vid Revingehed är mycket hög och uppgick totalt till drygt 150 m²/FE*år. Av ytan utgjordes ca 60 %, runt 90 m²/FE av åkermark (se figur 4.2). I en LCA av nötkött i ett ekologiskt självrekryterande system var markanvändningen drygt 70 m²/kg benfritt kött*år (Cederberg & Dareljus, 2000), i denna studie hade åkermarken hög avkastning av vall och bete, ingen naturbetesmark ingick.

Fördelningen av de olika typerna av markanvändning vid KC Ranch har gjorts enligt Jordbuksverkets klassning av markkategorier (SAM-blanketten). Gränserna mellan en del av den åkermark som klassas som permanent betesvall och naturbetesmarken är dock flytande. Omkring 1 000 ha åkermark har varit i permanent betesvall sedan 1960-talet då det militära övningsfältet anlades. Före denna tidpunkt fanns det traditionell växtodling på denna åkermark med spannmål, potatis och vall i växtföljden. Även om en stor del av betesarealerna

på åkermark nu har relativt låg avkastning och mer liknar naturbetesmark är det fullt möjligt att återuppta den traditionella öppna växtodling som praktiserades för 40 år sedan på Revingehed. Av denna anledning är det intressant att dela markanvändningen på åker och betesmark.

Nötköttsproduktion som bedrivs i extensiv ranchdrift är således en mycket arealkrävande form av köttproduktion, den årliga kvantitativa markanvändningen är hög. Som jämförelse används runt 15 m²/kg benfritt kött i konventionell grisköttsproduktion (Cederberg & Dareljus, 2001), d v s relaterat till åkermark en produktion som är sexfaldigt större per ytenhet än ranchdriften på Revingehed.

Kvaliteten på markanvändning i betesbaserad köttproduktion är dock mycket hög. Den slutna växtodlingen med växande vall året runt och en mycket litet användning av maskiner gör att markbördighetsproblem som erosion och markpackning i stort sett är obefintliga. Betydelsen av ett omväxlande odlingslandskap med ängar och naturbetesmark för att bevara biologisk mångfald blir allt mer uppenbar i samhället. Ett viktigt miljömål för det svenska jordbruket är att bibehålla 500 000 ha naturbetesmark eftersom denna markanvändning är en förutsättning för en stor del av biodiversiteten i Sverige. I detta perspektiv är den stora markanvändningen i den betesbaserade köttproduktionen vid Revingehed, kombinerad med en total frånvaro av kemiska bekämpningsmedel på stora arealer, av en helt avgörande betydelse för ett rikt artliv av fåglar, insekter och flora i ett för övrigt hårt exploaterat område av urbana miljöer och intensivt jordbruk i sydvästra Skåne.

Utsläpp av växthusgaser

De totala utsläppen av växthusgaser uppgick till knappt 22 kg CO₂-ekvivalenter/kg benfritt kött (figur 4.3) och metanemissioner från nötkreaturens vom – och tarmsystem dominerade helt utsläpps bilden. Cederberg & Dareljus (2000) beräknade ett utsläpp om drygt 20 kg CO₂-ekvivalenter från självrekryterande ekologisk köttproduktion. Den högre utsläppsnivån i föreliggande rapport kan helt förklaras av djurens långa uppfödningstid (lång livstid) vilket leder till höga metanutsläpp per kg kött.

I en studie av konventionellt nötkött från självrekryterande besättningar beräknades de totala växthusgasutsläppen till knappt 24 kg CO₂-ekvivalenter/kg benfritt kött (Osmark, O. pers medd, 2004). I denna mer intensiva produktion (uppfödningstid 13 – 15 mån) var metanutsläppen lägre per kg kött men i gengäld var utsläppen av koldioxid och lustgas högre.

Sammanfattningsvis visar tre olika LCA-studier av självrekryterande nötkött på utsläpp av växthusgaser i intervallet 20 – 24 kg CO₂-ekvivalenter/kg benfritt kött. När osäkerheterna i emissionsfaktorerna för metan - och lustgasutsläpp beaktas, krävs det större skillnader än detta intervall för att säkert uttala sig om huruvida ett extensivt eller intensivt system är att föredra ur växthusgassynpunkt. Man kan dock dra den slutsatsen att ett intensivt system inte behöver innebära större totala utsläpp av växthusgaser än ett extensivt. Det extensiva systemet innebär längre uppfödningstider och därmed högre utsläpp av metan. I gengäld blir utsläppen av koldioxid och lustgas lägre p g a lägre förbrukning av fossil energi och låga kväveflöden. Fördelningen av växthusgaser varierar med intensiteten i produktionen.

Läckage av kväve

Inga svenska studier har genomförts där kväveläckage från permanenta betesvallar och betesmarker med betande djur har registrerats. Resultaten för den potentiella övergödnings-

effekten vilka redovisades i figur 4.4 skall därför ses som mycket osäkra. I inventeringsanalysen gjordes en näringsbalans för hela företaget enligt farm-gate metoden (se tabell 3.21) och denna visar på ett kväveöverskott om 36 kg N/ha. De totala beräknade kväveförlusterna av nitrat, ammoniak och lustgas uppgick till ca 10 kg N/ha vilket innebär att endast ca 30 % av kväveöverskottet har återfunnits i förlustberäkningarna. Detta är ett lågt värde, åtminstone ca 50 % av överskottet återfanns i förlustberäkningar på mjölkgårdar (Carlsson, V. 2004). Å andra sidan är även växtnäringsbalansen osäker eftersom det största kväveinflödet i denna utgörs av det biologiskt fixerade kvävet i baljväxterna. Att göra en noggrann beräkning av kvävefixeringen i betesvallarna på Revingehed var omöjligt inom detta projekts ramar och skattningen kan vara tilltagen i överkant – på stora arealer av betesmarken är baljväxtinnehållet mycket lågt.

Ungefär hälften av det maximala övergödningsbidraget per kg kött utgjordes av nitratläckage från djurens vallar. Detta är en lägre övergödningspotential än vad Cederberg & Dareljus (2000) redovisade för en ekologisk självrekryterande köttproduktion vid Plönningeskolan. Skillnaden kan helt förklaras i de väsentligt lägre markläckage som har skattats i denna studie.

Även med hänsyn tagen till de osäkra indata som tidigare beskrivits, talar dock resultaten för att den betesbaserade köttproduktionen på Revingehed medför låga nitratemissioner per ha åker/bete såväl som per kg producerat kött. Kväveläckaget är i medeltal lågt för hela företaget. Problemet ligger sannolikt i hur betesgödseln koncentreras. Särskilt när djuren släpper sin urin kan denna koncentreras på små ytor och då med risk för punktvisa kväveläckage. Hur stort detta problem är under svenska förhållande borde utredas.

Ammoniakavgång

Ammoniakavgång från djurens betesgödsel står för 60 % av det totala ammoniakutsläppet vilket i sin tur står för nära på det totala maximala bidraget till försurning (figur 4.5) och knappt hälften av den totala maximala övergödningspotentialen (figur 4.4). För beräkning av ammoniakavgången från betesgödsel har i studien använts den emissionsfaktor om 8 % av totalkväve i stallgödseln som SCB använder i den nationella inventeringen vilken har hämtats från EMEP/CORINAIR (McInnes 1996). Eftersom all stallgödsel hamnar direkt på betet i ett ranchdriftsystem innebär det att totalt blir ammoniakemissionerna 8 % av djurens gödsel. I traditionella system med stallvistelse, uppstår ammoniakförluster i stallet, i gödselns lagring och slutligen vid spridningen. För nötkreatur är det vanligt att de totala förlusterna i dessa tre steg kan uppgå till mer än 20 % (Misselbrook et al, 2000). Ett produktionssystem med lång betesdrift torde därför vara en åtgärd för att minska ammoniakförlusterna totalt i hela produktionen.

Nya engelska och holländska studier visar att ammoniakavgång från betesgödsel är positivt relaterad till betets handelsgödselgiva. Med hjälp av ett stort antal mätningar har ett linjärt samband konstruerats vilket beskriver detta förhållande (Misselbrook et al, 2000).

$$\text{Kväveförlust} = 2,27 + (0,0683 * \text{N-giva}) \quad (r^2\text{-värde } 0,63)$$

Kväveförlust: NH₃-N förlust uttryckt i gram per levandevikt enhet (500 kg) och dag

N-giva: Handelsgödselgiva kg N/ha

Ett nötkreatur med vikten 500 kg som betar på ogödslad mark skulle således släppa ut 2,27 gram NH₃-N/dag vilket motsvarar knappt ett kg ammoniakkväve per år. Motsvarande beräkning med emissionsfaktorn 8 % ger en förlust som är 3 – 4 ggr större. Att handelsgödselgivan har avgörande betydelse för ammoniakavgången från betesgödsel visas också i en studie av Ledgard et al (1999). I denna studie gjordes noggranna mätningar av kväveförluster i betesbaserad mjölkproduktion med olika intensitet av handelsgödsel och kraftfoderanvändning. När ingen handelsgödsel användes var ammoniakavgången låg från betesdriften.

Liksom utlakningsrisken i samband med extensiv betesproduktion är dåligt undersökt, har vi idag även en mycket begränsad kunskap om ammoniakavgång från betesgödsel under svenska förhållanden. Med tanke på det intresse som samhället visar för bevarande av betesmarker för den biologiska mångfalden borde det finnas ett intresse att bättre utreda förlusterna från denna driftsform. Förutsatt att betet inte koncentreras på för små arealer och att höga kvävegivor inte tillförs visar ny internationell forskning att betesbaserad produktion av mjölk och nötkött har stora förutsättningar att minska de totala ammoniakförlusterna i hela produktionssystemet. En generell förlängning av betesperioden skulle därmed kunna vara en åtgärd för att minska ammoniakförlusterna i hela jordbruket. Denna åtgärd diskuteras bl a i en artikel där ammoniakavgången från mjölkproduktion i Storbritannien och Nya Zeeland jämförs och vilket visar att den betesbaserade mjölkproduktionen i Nya Zeeland leder till lägre ammoniakförluster, per ton mjölk såväl som per ha åker (Jarvis & Legard, 2002).

Sammanfattande slutsatser

Betesbaserad ekologisk nötköttsproduktion i ranchdrift är ett produktionssystem av nötkött som kräver mycket små insatser av icke-förnyelsebara resurser. Den årliga markanvändningen är hög men kvaliteten på markanvändning är mycket hög och bidrar till att bevara en rik biologisk mångfald av många arter av såväl flora som fauna. Frånvaron av pesticider leder till att yt- och grundvatten inte riskerar att förorenas av bekämpningsmedelsrester. De totala utsläppen av växthusgaser ligger inom samma nivåer som mer traditionell nötköttsuppfödning. Nya internationella studier visar att ammoniakavgången från betesgödsel från ogödslade betesmarker är mycket låg vilket talar för att utifrån denna kväveförlust är betesbaserade produktionssystem att föredra framför stallbaserade.

De mest miljöpåverkande delarna i systemet med ranchdrift förefaller vara knutna till hur man klarar av att styra de interna flödena av växtnäring i företaget. I denna fallstudie har det framkommit att flytgödsel som importerats till gården för att gödsla slåttervallen också leder till en ackumulering av fosfor på mindre ytor samtidigt som det uppstår en kaliumbrist på dessa ytor. Detta skulle kunna åtgärdas genom att försöka flytta arealen för slåttervallen mer över hela företaget för att fördela fosfor över större ytor men detta är en åtgärd som för med sig flera praktiska konsekvenser. Eftersom produktionen på Revingehed är KRAV-märkt är det inte tillåtet att tillföra handelsgödsel. För att mera exakt styra gödningen av slåttervallen hade det dock varit bättre att använda små handelsgödselgivor av kväve och kalium vilket bättre hade matchat grödans behov och bortförelse än vad som är fallet med den suggflytgödsel som idag importerats till företaget. En låg användning av kväve - och kaliumgödsel hade inneburit en liten ökning av den låga energikostnaden i produktionen men i gengäld medfört att fosforöverskottet på slåtterarealen inte hade uppstått.

I den mån det går att styra djurens gödning är även denna åtgärd sannolikt intressant för att undvika kväveläckage då betesgödseln koncentreras på små ytor. Under vinterhalvåret flyttas utfodringsplatserna på KC Ranch eftersom djuren tillbringar mycket tid vid och gödslar nära

dessa platser och detta är ett sätt att fördela betesgödseln på större ytor. Övergång till höstkalvning för att få slutgödningen att ske under sommarhalvåret är också en åtgärd som bidrar till att gödseln fördelas över större ytor.

Forskning om och faktiska mätningar av näringsflöden och kväveförluster från betesbaserade system i Sverige borde prioriteras med tanke på det fokus som läggs i miljömålsarbetet på att bibehålla betesdjur och betesmarker för den biologiska mångfalden.

6 Referenser

- APME. 1994. *Eco-profiles of the European polymer industry*. Report 6: Polyvinyl Chloride. APME – Association of plastics manufacturers in Europe.
- Brännström-Norberg B-M, Dethlefsen U, Johansson R, Setterwall C, Tunbrant S. 1996. *Life-Cycle Assessment for Vattenfall's Electricity Generation*. Summary Report. Vattenfall.
- Carlsson V. 2004. *Kväveförluster och energianvändning på mjölkgårdar i västra Sverige*. Examensarbete 192. Inst för husdjurens utfodring och vård. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala
- Cederberg C & Dareljus K. 2000. *Livscykelanalys (LCA) av nötkött – en studie av olika produktionsformer*. Naturresursforum Halland. www.regionhalland.se (näringsliv/publicerat)
- Cederberg C & Dareljus K. 2001. *Livscykelanalys (LCA) av griskött*. Naturresursforum Halland. www.regionhalland.se (näringsliv/publicerat)
- Davis J & Haglund C. 1999. *Life Cycle Inventory (LCA) for fertiliser production*. SIK rapport 654. SIK, Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg.
- Erzinger S, Dux D, Zimmerman A, Badertscher Fawaz R. 2003. *LCA of animal products from different housing systems: Relevance of feedstuffs, infrastructure and energy use*. In: Proceedings of 4th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food sector sid 46-54, Bygholm Park Hotel, October 6-8 2003, Danish Institute of Agricultural Sciences.
- Hogh-Jensen H, Loges R, Jensen E, Jörgensen F, Vinther F. 1998. *Empirisk model til kvantificering af symbiotisk kvaelstoffiksering i baelgplanter*. In: Kvaelstofudvaskning og – balancer i konventionelle og ekologiske produktionssystemer, sid 69-86, Eds: Steen Kristensen & Olesen, Forskningscenter for Okologisk Jordbrug, Foulum, Danmark.
- Hoffman M, Aronsson H, Aronsson P, Nilsson H, Albertsson B. 1999. *Gårdsmodellen – en empirisk modell för kväveutlakning*. Teknisk rapport 48. Avd för vattenvårdslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- IPCC 1996. *Climate Change 1995; The Science of Climate Change*. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- IPCC. 1997. *Greenhouse Gas Inventory Reference Manual*, Vol 3. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories.
- Jarvis S C & Ledgard S. 2002. Ammonia emissions from intensive dairying: a comparison of contrasting systems in the United Kingdom and New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92:83 – 92.
- Johnsson, H & Hoffman M. 1996. *Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994*. Ekohydrologi 39. Avd för vattenvård, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Jordbruksverket. 2001. *Bete och betesdjur*. 175 sidor. Jordbruksverket Jönköping
- Kyllmar K, Johansson G, Hoffman M. 1995. *Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1993/94 samt en långtidsöversikt*. Ekohydrologi nr 38.

Avd för vattenvård, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Ledgard S F, Penno J W, Sprosen M S. 1999. Nitrogen inputs and losses from clover/grass pastures grazed by dairy cows, as effected by nitrogen fertiliser application. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 132:215-225.

Lindgren M, Pettersson O, Hansson P-A, Noréen O. 2002. *Jordbruks-och anläggningsmaskinernas motorbelastning och avgasemissioner samt metoder för att minska bränsleförbrukning och avgasemissioner*. Rapport 308. JTI, Institutet för jordbruks-och miljöteknik, Uppsala.

Lindfors, L-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O-J., Rønning, A., Ekwall, T., Finnveden, G. 1995. *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*. Nord 1995:20. The Nordic Council. Köpenhamn.

Lindgren E. 1980. Skattningar av energiförluster i metan och urin hos idisslare. En litteraturstudie. Rapport 47, avd för Husdjurens Näringsfysiologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

McInnes G. (ed). 1996. *Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, 1*. European Environment Agency, Köpenhamn.

Misselbrook TH, Van der Weerden T J, Pain B F, Jarvis S C, Chambers B J, Smith K A, Phillips V R, Demmers T G M. 2000. Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment* 34: 871-880

Naturvårdsverket 2002. *Utveckling av metodik för att kvantifiera jordbrukets utsläpp av växthusgaser*. Dnr: 108-356-01-Md. Naturvårdsverket, Stockholm.

Steineck S, Gustafson G, Andersson A, Tersmeden M, Bergström J. 1999. *Stallgödseins innehåll av växtnäring och spårelement*. Rapport 4947. Naturvårdsverket, Stockholm.

Sundqvist J-O. 1999. *Life cycle assessment and solid waste – Guidelines for solid waste treatment and disposal in LCA – Final Report*. AFR Report 279. IVL, Institutet för vatten - och luftvårdsforskning.

Personliga meddelande
Almedahl, C. 2003. Trioplast.

Danell, S. 2004. Statistiska Centralbyrån, Stockholm.

Karlsson, I. 2000. Swedish Quality Meat, Skara

Nordholm, B. 2003. Lactamin, Lantmännen, Stockholm.

Osmark, O. 2004. Swedish Meat, Stockhom.

Tunared, R. 2003. Lanna Försökstation, Lanna.

Törner, L. 2001. Odling i Balans. Vallåkra.



Huvudkontor/Head Office:

Sik, Box 5401, SE-402 29 Göteborg, Sweden. Tel: +46 (0)31 335 56 00, fax: +46 (0)31 83 37 82.

Regionkontor/Regional Offices:

Sik, Ideon, SE-223 70 Lund, Sweden. Tel: +46 (0)46 286 88 50, fax: +46 (0)46 18 87 65.

Sik, Uppsala Science Park, SE-751 83 Uppsala, Sweden. Tel: +46 (0)18 18 85 27, fax: +46 (0)18 50 13 25.

Sik, Uminova Science Park, Box 7963, SE-907 19 Umeå, Sweden. Tel: +46 (0)90 15 48 35, fax: +46 (0)90 15 48 05.

Sik, c/o Almi, Box 1224, SE-581 12 Linköping, Sweden. Tel +46 (0)13 20 07 35.

Internet: www.sik.se