

Rapport nr 7043-P

2004-12-20

Miljöindikatorer/nyckeltal för mjölkgården

Christel Cederberg

SAMMANFATTNING

En indikator hjälper oss att förstå eller förtydliga ett fenomen eller ett tillstånd. Att använda miljöindikatorer i ett företags miljöarbete har flera viktiga syften: *i)* att vara ett mått för uppföljning av miljöpåverkan över tiden; *ii)* att erhålla referensvärden för företagets resursförbrukning och utsläpp; *iii)* att vara en del av kommunikationen om företagets miljöarbete och miljöpåverkan till olika intressegrupper såsom kunder och myndigheter. För att miljöindikatorer skall nå dessa syften måste de vara mätbara, relevanta och begripliga.

Målsättningen med forskningsprojektet ”Miljöindikatorer/nyckeltal för mjölkgården” var att testa, utveckla och diskutera miljöindikatorer rörande växtnäringens användning och förluster, energi, pesticider och markanvändning för mjölkgårdar. Ett syfte med projektet var att ta fram jämförelsevärden för resursanvändning och emissioner i mjölkproduktion baserat på data från ett antal väl dokumenterade mjölkgårdar.

I detta projekt samlades data in om resursförbrukning och utsläpp från 23 mjölkgårdar i Halland och Västra Götalandsregionen. Data bearbetades med metoden för Livscykelanalys (LCA), och en livscykelinventering för ett kg mjölk beräknades för var och en av de 23 gårdarna. De deltagande gårdarna deltog i rådgivningsprojektet ”Greppa Näringen” och en aktuell växtnärbalans enligt farm-gate metoden fanns också tillgänglig för gårdarna.

Gårdarna delades in tre grupper efter produktionsintensitet relaterat till åkermarken. De tre grupperna var:

- 1) Konventionell Hög; levererade > än 7 500 kg mjölk/ha åker (nio gårdar)
- 2) Konventionell Medel; levererade < än 7 500 kg mjölk/ha åker (åtta gårdar)
- 3) Ekologisk; ekologisk mjölkproduktion enligt KRAV (sex gårdar)

Resultaten från Livscykelinventeringen redovisades som medeltal för de tre grupperna och en statistisk analys utfördes för att fastställa minsta signifikanta skillnad i resursförbrukning och emissioner mellan de tre grupperna. För att utvärdera relevansen för olika indikatorer undersöktes olika samband (t ex mellan produktionsintensitet och kväveöverskott) och R^2 -värden beräknades.

Det fanns ett tydligt samband mellan produktionsintensitet (definierad som kg mjölk/ha) och kväveöverskott/ha åker. Baserat på data från de inventerade gårdarna beräknades jämförelsevärden för indikatorn ”N-överskott/hektar åker” vid olika produktionsintensiteter. Det fanns också ett positivt samband mellan N-överskott/ha och de beräknade kväveförlusterna/ha. R^2 -värdet var dock lågt och spridningen var stor. En förklaring till detta är sannolikt att modellerna för förlustberäkningar är för statiska och inte fångar in alla variationer som finns på gården (variationer i N bakom kon, väder vid stallgödselspridning etc). Ytterligare förklaring kan vara att en del emissionsfaktorer är felaktiga. Att beräkna förluster av ammoniak, nitrat och lustgas på mjölkgårdar med dagens modeller innebär en stor arbetsinsats och kostar resurser i form av pengar såväl som tid. Beräkningarna förefaller också vara osäkra och med dagens kunskap är det svårt att säga huruvida förlusterna är överskattade eller underskattade. Med utgångspunkt från de två kriterier man skall ställa på

miljöindikatorer – att de skall vara *mätbara* och *relevanta* – föreslås att N-överskott/ha åker respektive N-överskott/ton mjölk används om indikator på de potentiella förlusterna av kväve från mjölkproduktion.

Jämförelsevärden för den direkta energianvändningen på mjölkgården beräknades som liter diesel/ton mjölk och kWh el/ton mjölk. Livscykelinventeringen visade dock att merparten av energikostnaden i mjölkens livscykel finns utanför gårdens gränser i produktionen av kraftfoder och handelsgödsel (indirekt energi). En relevant indikator för energianvändning i mjölkproduktion måste således inbegripa både direkt och indirekt energi.

Användningen av pesticider beräknades som g aktiv substans/per ha åker på mjölkgården och g aktiv substans/kg mjölk i hela livscykeln. Liksom för energi, sker den största användningen av bekämpningsmedel utanför gården, i produktionen av kraftfoder. Vidare ger en indikator där användningen uttrycks som gram aktiv substans, otillräcklig information eftersom den inte ger upplysning om hur toxiska produkter som har använts. En relevant indikator för pesticidanvändning i mjölkproduktion måste innehålla en riskanalys av använda pesticider och fokus måste läggas på kraftfoderproduktionen eftersom merparten av pesticidanvändningen (och risker) finns där.

Indikatorer som mäter biologisk mångfald används i mycket liten omfattning i jordbruket idag. Mjölkgårdarna och deras markanvändning har i dag en mycket stor betydelse för bevarandet och förvaltningen av den biologiska mångfalden i Sverige och det är mycket angeläget att utveckla ett indikatorsystem för mjölkgårdens användning/förvaltning av de biologiska resurserna. Dels behöver lantbrukarna information om vilka åtgärder som främjar respektive missgynnar gårdens biologiska mångfald. Dels behöver data från ett större antal mjölkgårdar samlas in och utvärderas med en systematisk och enhetlig metodik för att klargöra mjölkgårdarnas betydelse för den biologiska mångfalden i olika regioner av landet.

Att beräkna emissioner av växthusgaser på en mjölkgård är relativt komplicerat och eftersom det är biologiska processer som styr utsläppen av metan och lustgas måste modellberäkningar ligga till grund även för detta område. Att finna lämpliga åtgärdsbaserade indikatorer är inte enkelt eftersom olika växthusgaser reduceras med olika åtgärder. Det behövs rätt relativt mycket arbete för att utveckla indikatorer inom detta miljöområde.

För att tolka indikatorvärden på den enskilda gården behöver lantbrukaren och rådgivaren referensvärden. I de indikatorsystem som i dag används i Europa, har frågan om referensvärden hittills behandlas mycket översiktigt. De jämförelsevärden (referensvärden) för indikatorer för N-överskott som i dag används i Sverige bygger på förväntade resultat vid GAP, gårdens resultat under senare år och bästa indikatorvärden från jämförbara gårdar. En viktig forskningsuppgift är att utarbeta tröskelvärden för acceptabla N-överskott och sådana värden måste sannolikt regionaliseras mellan södra och norra Sverige.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

INTRODUKTION	2
BAKGRUND	4
INDIKATORER PÅ NATIONELL NIVÅ.....	4
INDIKATORER PÅ GÅRDSNIVÅ.....	6
METODER	10
INVENTERING	10
<i>Mjölkgårdar</i>	10
<i>Kraftfoderproduktion</i>	11
UTVÄRDERINGSMETODER	12
<i>Växtnäringsbalans gården</i>	12
<i>Livscykel Inventering av produkten mjölk</i>	12
FÖRLUSTBERÄKNINGAR	14
RESULTAT	16
KVÄVEÖVERSKOTT OCH KVÄVEFÖRLUSTER.....	16
EXEMPEL PÅ MILJÖINDIKATORER	19
<i>Överskott och förluster av kväve</i>	19
<i>Inflöde av kväve</i>	22
<i>Fosfor och kalium</i>	24
<i>Energi</i>	25
<i>Markanvändning</i>	26
<i>Pesticider</i>	29
<i>Växthusgaser</i>	29
DISKUSSION	31
REFERENSER	36

INTRODUKTION

Vad är miljöindikatorer och miljönyckeltal?

Om man vänder sig till ordlistan finner man att en indikator är *”en företeelse som visar eller röjer en annan företeelse alternativt är ett medel eller anordning för påvisandet av något”*. Indikatorn i sig själv behöver inte vara det fenomen man vill undersöka utan är ett hjälpmedel för att indirekt åskådliggöra det man egentligen vill studera.

Miljönyckeltal beskrivs vanligen som en kvot mellan ett *miljöbelastningsmått* (t ex koldioxidutsläpp eller ammoniakutsläpp) och ett *nyttomått* (t ex ton produkt eller omsättning). Detta gör att begreppet *miljöindikator* är vidare än begreppet *miljönyckeltal*. När man arbetar med indikatorer väljer man att göra nyckeltal att vissa parametrar och att inte göra det av andra. I denna rapport används genomgående begreppet miljöindikator.

Användningen av miljöindikatorer i ett företags miljöarbete har flera syften:

- att mäta och följa upp miljöprestanda över tiden;
- att erhålla referensvärden för företagets resursförbrukning och utsläpp;
- att vara en del av kommunikationen om företagets miljöarbete och miljöpåverkan för olika intressentgrupper såsom kunder, konsumenter och myndigheter.

För att miljöindikatorer ska kunna nå dessa syften måste de uppfylla minst tre kriterier. De måste vara:

- **mätbara** – både belastningsmått och nyttomått måste kunna gå att mäta/beräkna med tillfredsställande noggrannhet och rimlig arbetsinsats;
- **relevanta** – belastningsmått ska spegla väsentlig miljöbelastning och nyttomått ska reflektera den nytta systemet åstadkommer;
- **begripliga** – belastningsmått och nyttomått bör ha en tydlig koppling; miljöbelastningen bör vara orsakad av den nytta som representeras av nyttomåttet.

Målsättning med forskningsprojektet ”Miljöindikatorer/nyckeltal för mjölkgården” är att testa, utveckla och diskutera miljöindikatorer rörande växtnäringens kretslopp/flöden/förluster, energi, pesticider och markanvändning för mjölkgårdar. Ett syfte med projektet är att ta fram jämförelsevärden för resursanvändning och emissioner i mjölkproduktion vilka baseras på data från ett antal väl dokumenterade mjölkgårdar. En viktig utgångspunkt i arbetet är att de presenterade miljöindikatorerna är utformade efter de viktiga kriterierna *”mätbarhet, relevans och begriplighet”*.

I forskningsprojektet ”Miljöindikatorer/nyckeltal för mjölkgården” har ett omfattande dataunderlag samlats in från 23 mjölkgårdar i Västsverige. I samarbete med forskningsprojektet ”Miljösystemanalys av typgårdar” inom MAT 21 har data om kraftfoderproduktion samlats in och utvärderats med metodiken för livscykelanalys (LCA). En databas

för kraftfoderproduktion har lagts upp vid SIK, Institutet för Livsmedel och Bioteknik i Göteborg. Detaljerad information om de inventerade mjölkgårdarna och kraftfoderproduktion redovisas av Cederberg & Flysjö (2004).

Forskningsprojektet har finansierats av Stiftelsen Lantbruksforskning och MAT 21, och Svensk Mjolk vill rikta ett stort tack till dessa bidragsgivare.

Flera personer har bidragit med arbete och kunskaper i projektet. Svensk Mjolk vill rikta ett tack till följande personer:

Hans-Erik Andersson, Skara Semin, Anders Bengtsson, Södra Älvsborgs Husdjur och Carin Clason, Hallands Husdjur ingick i en referensgrupp till projektet och lämnade synpunkter på förslag till indikatorer. Växtnäringsexpertis från Jordbruksverket (Greppa Näringen) gav också värdefulla synpunkter på indikatorer.

Veronica Carlsson, SLU, samlade in och bearbetade data från mjölkgårdar i sitt examensarbete vid SLU. Jan Bertilsson, Institutionen för Husdjurens utfodring och vård, bidrog med handledning, speciellt i de statistiska analyserna.

Anna Flysjö och Britta Florén, SIK, Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg bidrog i arbetet med att bearbeta kraftfoderdata enligt LCA-metodik, diverse resultatberäkningar och slutlig sammanställning av rapporten.

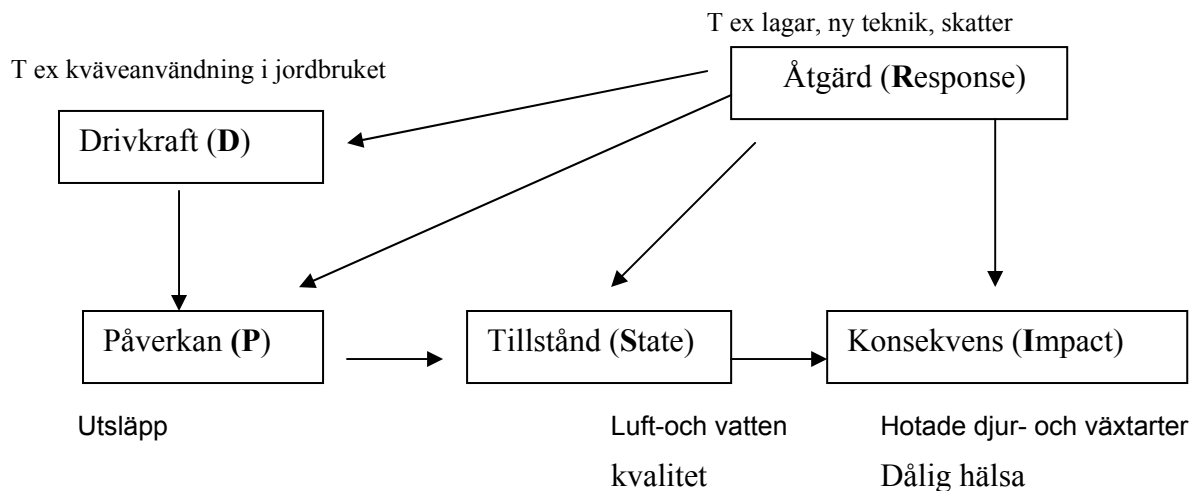
BAKGRUND

En indikator (eller nyckeltal) är användbar om den ger grundläggande information i beslutsprocesser, förenklar och sammanfattar viktiga tillstånd samt kvantifierar, mäter och kommunicerar relevant information (Gallopín, 1997). Ekonomiska indikatorer började användas på 1950-talet och på 1970-talet började OECD presentera de första social – och miljöindikatorerna.

En miljöindikator är mätbar (kvantitativt eller kvalitativt) och visar på ett förhållande som är av väsentlig betydelse för miljön eller miljöarbetet. På miljöområdet är indikatorernas uppgift bland annat att samla information för uppföljning av insatta åtgärder samt att vara en grund för jämförelser främst i tiden men även i rummet. En indikator används i ett speciellt syfte och väljs utifrån kriterier såsom mätbarhet, relevans, begriplighet (NV 1999).

Indikatorer på nationell nivå

Det finns olika modeller för att utveckla miljöindikatorer. PSR-modellen (Pressure-State-Response) utvecklades av OECD och har vidareutvecklats av EU-myndigheter till DPSIR-modellen (Driving force-Pressure-State-Impact-Response). I Sverige används nu denna modell för att ta fram indikatorer som skall följa upp arbetet med miljö kvalitetsmålen. Figur 1 visar principerna för modellen och exempel på samspelet mellan olika delar av modellen.



Figur 1 Exempel på samband i DPSIR-modellen för framtagande av miljöindikatorer

Naturvårdsverket har givit förslag på ca 200 indikatorer för uppföljning av de 15 miljö kvalitetsmålen. ”Ingen övergödning” är ett viktigt miljömål för jordbrukssektorn och i Tabell 1 visas en kedja av orsakssamband som relateras till jordbrukssektorn inom detta miljömål och som har karakteriserats i DPSIR-modellen (NV 1999).

Tabell 1 Orsakskedja för jordbrukets påverkan av miljömålet "Ingen övergödning"

Indikatorkategori	Sakområde	Exempel på mått
Drivkraft (D)	Jordbruksproduktion	Areal vegetabilisk produktion samt fördelning animalisk produktion
Påverkan (P)	Utsläpp av övergödande ämnen	Utsläpp av ammoniak, ton/år
	Kväve- och fosforläckage	N- och P-överskott i växtnärbalans
Tillstånd (S)	Närsaltshalter i havet	Halter av N och P i öppet hav
		Siktdjup i kustvatten
Konsekvenser (I)	Utarmning av biologisk mångfald	Relation mellan olika fiskarter vid provfiske i kustvatten
Åtgärder (R)	Beskattning av kväve	Intäkter från N-avgifter/skatter
	Begränsning av kväveläckage	Areal med miljöstödd (fånggrödor, vårböjning, våtmarker etc)
		Ny teknik för gödselspridning

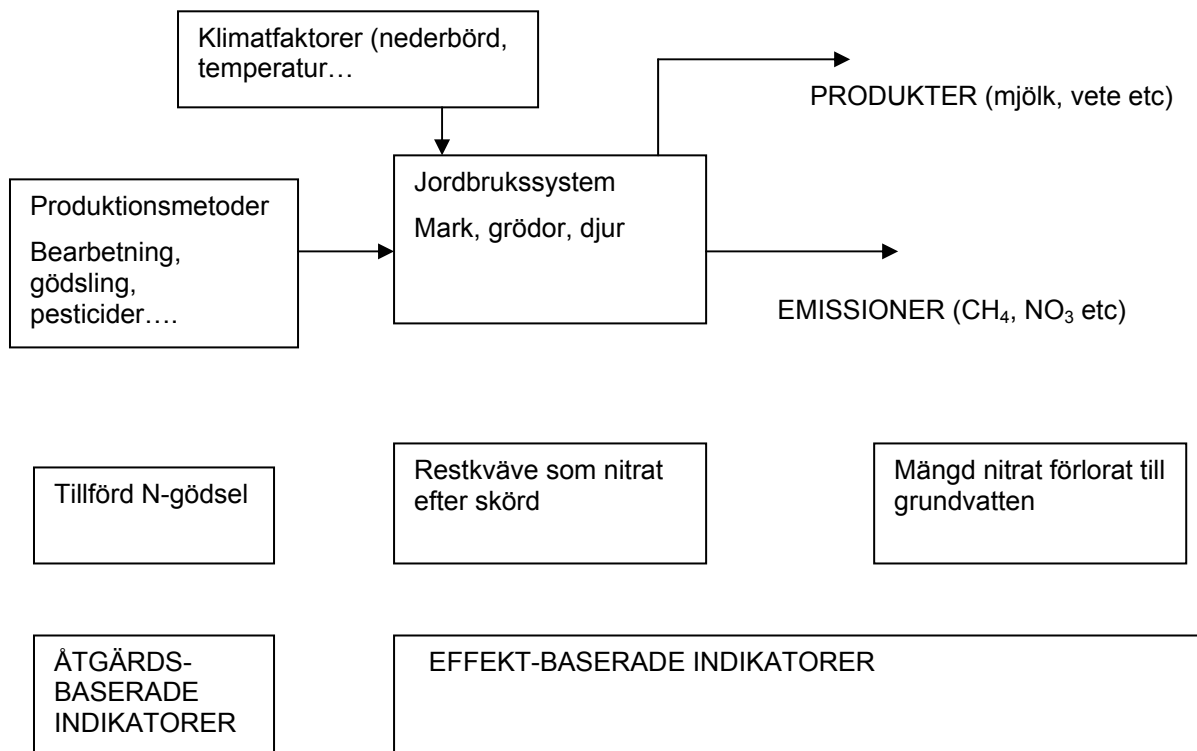
OECD är den organisation som har längst erfarenhet av att arbeta med miljöindikatorer för jordbruket. OECD redovisar trender för utvecklingen av jordbrukets miljöpåverkan på nationell nivå (OECD 2000). Positiva trender som OECD:s miljöindikatorer visar är att användningen av både kväve och pesticider har minskat med över 10 % i EU och Japan sedan 1980-talet liksom utsläppen av växthusgaser. Jorderosionen har minskat i Australien, Canada och USA. Negativa trender som observerats är att animalieproduktionen har koncentrerats i vissa regioner i Canada, Europa, USA och Nya Zeeland vilket har lett till högre växtnärbalansöverskott och förorening av vatten och luft. Tabell 2 gör en översikt av miljöindikatorer som används av OECD.

Tabell 2 Exempel på miljöindikatorer för jordbruket enligt OECD

Område	Exempel på indikator
Jordbruk övergripande	Jordbrukets markanvändning
	Förändringar i markanvändning
Farm management	Miljöplan för hela jordbruksföretaget
	Andel ekologisk produktion
	Växtnärbalansplaner, jordtester
Jordbrukets användning av resurser	Kvävebalans/Effektivitet
	Pesticidanvändning och risker med pesticider
	Vattenanvändning
Miljöpåverkan från jordbruket	Riskindex för jorderosion
	Totala utsläpp av växthusgaser (nationellt)
	Ekosystem diversitet, t ex andel habitat i jordbruk

Indikatorer på gårdsnivå

Van der Werf & Petit (2002) jämför 12 indikatormodeller för utvärdering av miljöprestanda på gårdsnivå och skiljer mellan ”åtgärds-baserade indikatorer” och ”effekt-baserade” indikatorer. Miljöpåverkan från ett jordbruk beror till stor del på lantbrukarens produktionsmetoder. Kopplingen är dock indirekt eftersom emissioner till omgivning inte bara orsakas av produktionsmetoder utan också på slumpmässiga faktorer som nederbörd och temperatur (Figur 2).



Figur 2 Beskrivning av faktorer som påverkar ett jordbrukssystem tillstånd och flöden av produkter och emissioner. Indikatorer för miljöpåverkan kan beskriva jordbrukets produktionsmetoder (åtgärdsbaserade indikatorer), tillståndet på jordbrukssystemet eller emissioner till ekosystemen (effektbaserade indikatorer) (Efter van der Werf & Petit, 2002).

Fördelarna med effekt-baserade indikatorer är uppenbara: kopplingen till miljöproblemet är mera direkt och valet av bästa åtgärd för att nå önskad miljöeffekt är upp till den enskilde lantbrukaren. I van der Werfs & Petits genomgång av 12 indikatormodeller baserades effekt-baserade indikatorer oftast på metodiken för livscykelanalys. Nackdelen med denna indikatorer är att datainsamlingen är resurskrävande, i såväl tid som pengar. Eftersom datainsamlingen är enklare och billigare så föredras ofta åtgärdsbaserade indikatorer som utvärderingsmetod av ett jordbrukssystem miljöprestanda. Den stora nackdelen med denna indikatorer är att den inte är anpassad för att ge riktlinjer till förändring. Enligt Hansen (1996) så är åtgärdsbaserade indikatorer mindre bra på att karakterisera fel och förbättra produktionsåtgärder. De personer som har författat (skapat) de åtgärdsbaserade indikatorerna har ju redan en uppfattning om vad som är ”miljövänliga metoder”, och denna utgångspunkt är konserverande och favoriserar inte utvecklingen av ny praktik. Därför måste åtgärdsbaserade indikatorer vara mycket dynamiska; nya forskningsresultat om miljöeffekter

som orsakas av produktionsmetoder måste fortlöpande användas för att förbättra indikatorerna.

Van der Werf & Petits (2002) jämförelse av indikatormodeller för gårdsnivå omfattar modeller som används i forskning och utveckling, och som ännu har relativt liten praktisk användning. Flera av modellerna är ambitiösa och omfattar indikatorer för energi, näring, mark- och vattenanvändning, pesticider, jorderosion, växthusgaser, biodiversitet, landskapskvalitet. Efter att ha jämfört de 12 modellerna lämnar författarna följande riktlinjer för utformande av miljöindikatorer för gårdssystemet:

- För att effektivt beskriva miljöpåverkan bör indikatorsystemet beakta lokala såväl som globala miljöeffekter (för att undvika att ett icke-uppmärksammat miljöproblem förvärras när andra miljöproblem rättas till).
- Effekt-baserade indikatorer är att föredra eftersom kopplingen till miljöproblemet är mera direkt och valet av åtgärd lämnas till lantbrukaren.
- Indikatorer som redovisar miljöpåverkan både per hektar och per produktenhet är att föredra eftersom de ger en utvärdering av jordbrukssystemet både som markanvändning och som produktionssystem.
- Indikatorer kan uttryckas om verkliga värden eller poäng (scores). Absoluta värden är att föredra eftersom poäng är enheter utan dimensioner och därför inte kan jämföras med andra värden eller observationer från verkliga livet.
- Tröskelvärden bör definieras för indikatorer och idealet är att de baseras på vetenskapliga undersökningar.
- Den stora utmaningen när ett indikatorsystem utvecklas är göra ett väl avvägt val mellan en relativt enkel analys och risken för att erhålla felaktiga svar.

På uppdrag av EU-kommissionen utvärderades nyligen system för Input/Output redovisning (Input/Output Accounting Systems) som används i Europa för att förbättra det enskilda jordbruksföretagets miljöprestanda (Goodlass *et al.*, 2001). Data om 55 system samlades in och 10 av dessa detaljstuderades (se Tabell 3). Gemensamt för de studerade systemen var att de var utformade för att bidra i arbetet med att förbättra den enskilda gårdens miljöprestanda. Som framgår av översikten är det länder i norra Europa som har utvecklat den här typen av utvärderingssystem och i varierande omfattning innefattar systemen områdena näring, energi och pesticider. STANK ingick i översikten och var ett system med stort antal deltagare (vilket i dag är väsentligt större än när data till översikten samlades in) men inkluderade endast ett område (näringsämnen).

Tabell 3 Input/Output redovisning system för jordbruksföretag i Europa (efter Halberg *et al.*, 2004)

Nr	Namn	Land	Område	Antal lantbrukare
1	Green Accounts	Danmark	Näring, pesticider, energi	95
2	Ethical Account for Livestock Farmers	Danmark	Näring, pesticider, energi	20
3	Env management for agriculture	UK	Näring, pesticider, energi	5000
4	Agro-ecological indicators	Frank+Tyskl	Näring, pesticider, energi	50
5	Agricultural environment label	NL	Näring, pesticider, energi	150
6	Repro	Tyskland	Näring, pesticider, energi	50
7	FHL	Belg+Lux.burg	Näring, energi	240
8	STANK	Sverige	Näring	1500
9	Env yardsticks for pesticides	NL+Belg	Pesticider	4000
10	Env yardsticks for energy	NL	Energi	50

I de 10 detaljstuderade systemen har ett antal indikatorer använts.

Som indikatorer för kväve använde nr 1, 2, 5, 6, 7 och 8 N-överskott som kg N/ha (farm-gate); nr 2 använde även N-effektivitet på gården (%); nr 4 angav ett index för emissionsrisk vilket baserades på gödsel användning samt typ av gröda och mark; nr 3 beräknade en poäng (score) som byggde på kvävegödsling i förhållande till gröda, klimat, marktyp.

Som indikator för pesticider använde nr 1 och 2 ett dosyteindex; nr 5 redovisade gram aktiv substans per ha; nr 3, 4 och 9 gav riskvärden efter en modell som beräknade riskindex för en specifik produkt som användes på gården eller det enskilda fältet.

Som indikatorer för energi använde nr 1 och 3 enbart direkt energi på gården (d v s diesel och el), medan nr 2, 4, 6 och 10 också inkluderade indirekt energi, d v s energi som användes i produktionen av inköpt handelsgödsel och foder till gården.

Halberg *et al.* (2004) sammanfattar översikten av nu använda Input/Output redovisningssystem i Europa enligt följande:

- Input/Output redovisningssystem underlättar för lantbrukare och rådgivare att förbättra ett jordbruksföretags miljöprestanda. Det finns dock ett behov av mer studier huruvida systemen verkligen har resulterat i förändrade produktionsmetoder
- Input/Output redovisningssystem fungerar bäst när de används i gårdens produktionsplanering (växtodlingsplanering, foderstatsplanering) i samarbete med rådgivare.
- Bevis för att lantbrukare verkligen har minskat sina kostnader genom förbättrad miljöprestanda och resursutnyttjande är ännu sparsamma. Det är dock inte nödvändigt att ekonomin skall vara drivkraften för att använda dessa system,
- Indikatorer som utvecklas inom Input/Output redovisningssystem skall kunna kvantifiera effekten av produktionsmetoder över en längre tidsperiod så att den enskilda gården kan mäta sin egen utveckling eller jämföra sig med andra gårdar ("benchmarking").

- Bättre referensvärden än vad som finns idag behöver utvecklas för utvärdering av enskilda gårdars resultat så att ”benchmarking” kan bli en integrerad del av Input/Output redovisningssystem.
- I dag inkluderar de flesta Input/Output redovisningssystem ett eller flera sakområden. Näringsöverskott, energianvändning och pesticider verkar vara av allmänt intresse i Europa. Andra områden som kan, och på längre sikt bör inkluderas, är medicinanvändning, tungmetaller, markkvalitet, biodiversitet och landskapskvalitet.
- Erfarenheterna från denna studie visar att det finns ett ökat intresse i Europa, bland forskare, rådgivare, lantbrukare och politiker för att använda ”gröna räkenskaper” (miljöindikatorer) för att underlätta så att miljöförbättrande åtgärder kommer till stånd på gårdsnivå.

METODER

Inventering

Mjölkgårdar

Resursanvändning och emissioner inventerades och beräknades vid 23 mjölkgårdar i sydvästra Sverige under sommaren 2003. Gårdarna delades in i tre grupper efter produktionsintensitet relaterad till åkermarken. De tre grupperna var:

- 1) Konventionell hög (Konv Hög); levererade > än 7 500 kg mjölk/ha åker (9 gårdar)
- 2) Konventionell medel (Konv Med); levererade < än 7 500 kg mjölk/ha åker (8 gårdar)
- 3) Ekologisk (Eko); ekologisk mjölkproduktion enligt KRAV (6 gårdar)

De inventerade gårdarna deltog i Greppa Näringen eller i pilotprojekt till Greppa Näringen och valdes ut med hjälp av rådgivare vid husdjursföreningar (se Tabell 4). Samtliga gårdar hade en växtnäringsbalans för 2002 upprättad (i något fall 2001). Gårdarna var specialiserade mjölkgårdar och hade ingen annan animalieproduktion. Tjurkalvarna såldes från gårdarna vid ca två månaders ålder. I medeltal fanns det knappt en rekryteringskviga per mjölkko i de tre grupperna.

Tabell 4 Fördelning av deltagande mjölkgårdar, inom grupp och per husdjursförening

	Hallands Husdjur	Södra Älvsborgs Husdjur	Skara Semin	Totalt per grupp
Konv Hög	3	3	3	9
Konv Medel	3	2	3	8
Eko	2	2	2	6

I Tabell 5 redovisas några basdata om gårdarna. De båda grupperna Konv Med och Eko är lika vad gäller djurtäthet och mjölkproduktion per hektar men gårdarna i gruppen Konv Med är större, vad gäller areal och koantal.

Tabell 5 Basdata om mjölkgårdarna, medelvärde med variation inom parentes

	Konv Hög	Konv Med	Eko
Antal mjölkko/gård	65 (28 – 120)	57 (30 – 115)	39 (30 – 50)
Åkermark, ha/gård	70 (30 – 163)	90 (43 – 139)	63 (35 – 87)
Mjölkprod ¹ , kg ECM/ha åker	9 460 (7 550-14 480)	5 360 (3 070 – 7 050)	5 100 (4 170 – 7 003)
Naturbetesmark, ha/gård	11 (0 – 30)	10 (0 – 25)	19 (2 – 25)

1) Mjölkproduktion är levererad mjölk (försäld) från gården

De inventerade gårdarna kan karaktäriseras som bra mjölkgårdar med hög mjölkproduktion vilken registrerades under kontrollåret 2001/02 (se Tabell 6). Under 2002 var medelproduktionen (leveransen) per mjölkko 7 852 kg mjölk för samtliga kor i Sverige (Svensk Mjölk, 2004). Gruppen Konv Hög hade inte bara högst mjölkproduktion per hektar åker utan även per ko. Avkastningen var knappt 1 000 kg högre per ko jämfört med grupp

Konv Med. Gårdarna i Eko-gruppen får betecknas som ”intensiva ekologårdar” med en i medeltal hög avkastning per ko. Skillnaden mellan mjölkavkastning uppmätt i kontrollen och levererad mjölk/ko var väsentligt större för denna grupp jämfört med de konventionella gårdarna. Uppfödningen av kalvar med färskmjölk är sannolikt den viktigaste förklaringen till denna skillnad.

Tabell 6 Mjolkproduktion vid gårdarna, medeltal och variation inom parentes

	Konv Hög	Konv Medel	Eko
Mjolkavkastning enligt kontrollen, kg ECM/ko*år	10 100 (9 000 – 11 600)	9 130 (8 260 – 10 400)	9 400 (7 510 – 11 180)
Mjolk levererad, kg ECM/ko*år	9 240 (7 440 – 11 500)	8 340 (7 420 – 9 030)	7 690 (6 160 – 9 030)

Den upprättade växtnäringsbalansen (Farm-gate metoden) inom Greppa-rådgivningen var basen i inventeringen. I några fall justerades inköpt kraftfoder enligt lantbrukarens uppgifter. Även handelsgödseln justerades efter lantbrukarens uppgifter efter hur mycket gödsel som verkligen hade spridits i växtodlingen.

Data samlades inom om förbrukning av el, diesel, plast och pesticider. För diesel och el beräknades ett årsmedeltal av förbrukningen under åren 2000 – 2002. Alla gårdar köpte någon form av maskintjänster, t ex stallgödselspridning. Även dieseln för inköpta maskintjänster beräknades och i de fall lantbrukaren sålde maskintjänster avräknades denna diesel från mjölkgårdens förbrukning. För elförbrukning användes standardvärden för att räkna bort privat elanvändning.

Emissioner av nitrat-N, ammoniak-N samt växthusgaserna lustgas och metan beräknades för varje enskild gård med hjälp av modeller.

Kraftfoderproduktion

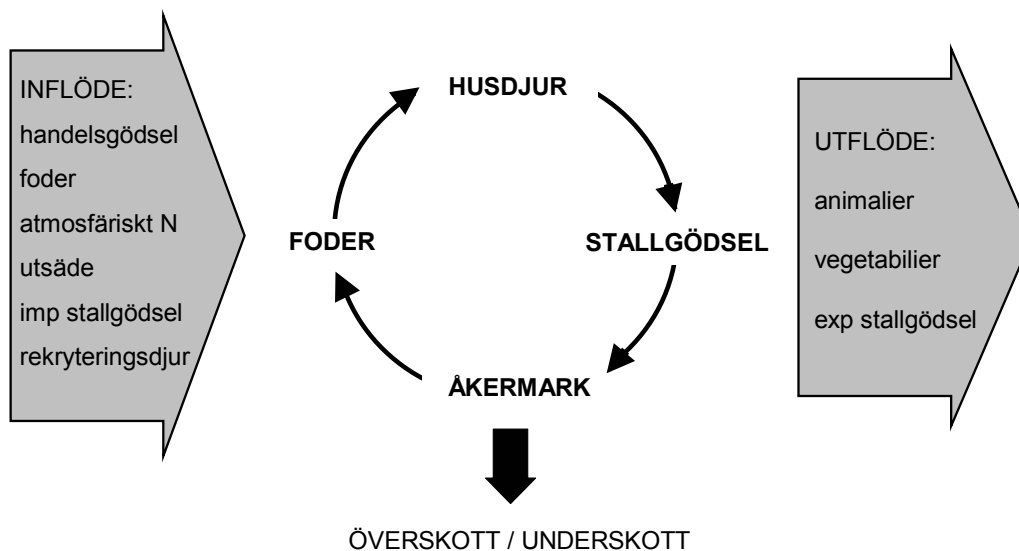
Parallellt med inventeringen av mjölkgårdarna samlades data in om råvaror i kraftfoderproduktionen. Ett stort antal kraftfoderprodukter användes på de inventerade mjölkgårdarna och det var en orimlig arbetsinsats att beräkna livscykeldata för varje enskild kraftfoderprodukt. Två standardrecept för kraftfoder för konventionell respektive ekologisk mjölkproduktion konstruerades därför. Med utgångspunkt från Lantmännens mest sålda färdigfoder (Solid 120) och proteinfoder (Unik 52) från foderfabrikerna i Lidköping och Falkenberg samlades livscykeldata in om ingående råvaror och livcykelanalyser upprättades för dessa två foder och användes sedan som standard. De använda kraftfoderprodukterna på gårdarna grupperades efter färdigfoder (Solid) eller proteinfoder (Unik). Flera av de konventionella gårdarna köpte sojamjöl och betför i ”ren” form och i dessa fall användes LCA-data för råvaror direkt för respektive gård. Motsvarande standardrecept upprättades för tillverkningen i foderfabriken i Falkenberg av färdigfodret Solid Eko och proteinfodret Unik Eko. Alla bakgrundsdata för livcykelanalyser av kraftfoderproduktion redovisas av Cederberg & Flysjö (2004).

Utvärderingsmetoder

Som utvärderingsmetod av gårdarnas miljöprestanda användes balansberäkningar av växtnäring enligt Farm-gate metoden och livscykelanalys (LCA). Resultaten från livscykelinventeringen redovisades som medeltal för de tre grupperna och en statistisk analys utfördes för att fastställa minsta signifikanta skillnad i resursförbrukning och emissioner mellan de tre grupperna (se vidare Cederberg & Flysjö, 2004). För att utvärdera relevansen för olika indikatorer testades olika samband (t ex mellan produktionsintensitet och kväveöverskott) och R^2 -värden beräknades.

Växtnäringsbalans gården

Växtnäringsbalansen i Greppa-rådgivningen upprättades i STANK enligt Farm-gate metoden där den enskilda gården ses som en ”black box”. Modellen har utvecklats bl a inom OSPARCOM¹ och innebär att all tillförsel utifrån av kväve till jordbrukssystem kvantifieras. Produkter som cirkulerar inom systemet gården bokförs inte. Detta innebär att grödor som används till foder och produktion av stallgödsel inte återfinns som rörliga in- och utposter i modellen (NV 1997). Skillnaden mellan inflöde och utflöde redovisas som ett överskott alternativt underskott, oftast beräknad per hektar åker.



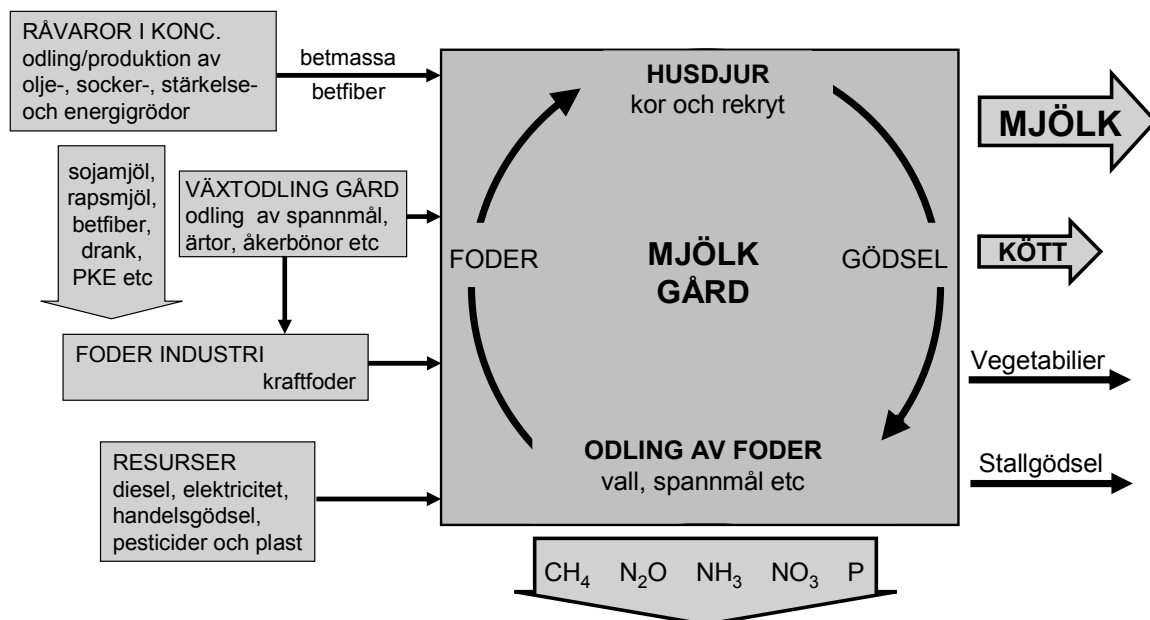
Figur 3 Modell för beräkning av näringsflöden i ett jordbrukssystem enligt Farm-gate metoden

Livscykel Inventering av produkten mjölk

Livscykelanalysen (LCA) är en internationellt standardiserad metod för miljöanalys (CEN 1997) och bygger på att en produkts miljöpåverkan (resursuttag och emissioner) kartläggs från vaggan till graven. Metodiken användes för att göra livscykel inventering för var och en av de inventerade gårdarna i studien. Figur 2 visar vilka flöden som beaktades i denna analys. Inköp av resurser till gårdarna som följdes till graven var diesel, el, handelsgödsel, pesticider och plast. Det är känt från tidigare LCA-studier att kraftfoder ofta har betydande miljöbelastning och en uppgradering av gamla foderdatabaser gjordes genom en ny

¹ Oslo-och Paris kommissionen

inventering av kraftfoderrecept och råvarornas produktion (se ovan). Emissioner av metan, lustgas, nitrat, ammoniak och fosfor från gården beräknades liksom dessa emissioner från odlingen av grödorna som ingick i kraftfodret. Analysen slutade vid gårdsgrunden och den funktionella enheten (beräkningsbasen) var ”1 kg energikorrigerad mjölk (ECM)”.



Figur 4 Ett flödesdiagram för livscykelanalys av mjölkproduktion

Produktion av byggnader och maskiner ingick inte i studien. Schweiziska studier visar att dessa produktionsmedel framförallt har betydelse för energianvändning i produktionen; när byggnader exkluderas underskattas sannolikt energikostnaden per kg mjölk med drygt 20 %.

Allokering är ett begrepp i LCA-metodiken vilket beskriver hur miljöpåverkan fördelas mellan huvudprodukt och biprodukt(er). I mjölkproduktion är ju t ex kött en viktig biprodukt.

När det gällde gårdar som sålde vegetabilier (9 av de 17 konventionella) undveks allokering genom att resursanvändning (t ex diesel, handelsgödsel) och emissioner subtraherades från gårdens totala resursanvändning och emissioner. Animalieproduktionen belastades således endast med de insatser/emissioner som skedde i odlingen av djurens fodergrödor.

Stallgödsel såldes från gården av 4 gårdar av de 17 konventionella och från tre av gårdarna var det endast mindre volymer som såldes vid enstaka tillfällen till grannar. En av de konventionella gårdarna hade en hög mycket hög djurtäthet och hade en regelbundet pågående stallgödselsförsäljning. Alla emissioner från stallgödseln i stallar och lager allokerades till mjölkgårdens produktion. Emissioner i samband med spridning av den stallgödsel som exporterades från gården allokerades till växtodlingen på den växtodlingsgård som importerade gödseln.

Fördelningen av miljöpåverkan mellan mjölk och kött gjordes med ekonomisk allokering, dvs priset på produkterna från animalieproduktionen (mjölk och kött i form av utslagskor och överskottskalvar) bestämde relationen. Genom denna metod allokerades 90 % av miljöpåverkan till produkten mjölk och 10 % till biprodukten kött. Genom att medvetet välja gårdar som inte födde upp tjurkalvarna till slakt och som i medeltal hade liknande antal rekryteringsdjur på gårdarna (0,96 – 0,98 kviga/ko) bör denna allokering vara ganska rättvisande.

Många råvaror i kraftfoderproduktion är biprodukter från olje-, socker-, stärkelsegrödor. Även här användes ekonomisk allokering när miljöbelastningen fördelades mellan de olika produkter, t ex rapsolja och rapsmjöl. Allokeringarna i de olika kraftfoderråvarorna beskrivs ingående av Cederberg & Flysjö (2004).

Förlustberäkningar

En viktig del i inventeringsarbetet var att gå ett steg vidare från växtnäringsbalansen och beräkna kväveförlusterna ute på mjölkgårdarna samt förluster av växthusgaser. I samband med inventeringen samlades alla uppgifter in som krävs för att beräkna dessa förluster vilket görs med olika modeller.

Gårdens kväveläckage beräknades med en modell som har använts inom STANK (Aronsson & Torstensson, 2003). Modellen tar hänsyn till de fem nyckelfaktorerna grundutlakning, gröda, tidpunkt för jordbearbetning, stallgödsling och gödslingsintensitet. För varje gård beräknades en grundutlakning vilken beror på geografisk placering, årsnederbörd, jordart och årlig medeltillförsel av stallgödsel. Grundutlakning korrigeras sedan med faktorer för vilken gröda som odlas, om jorden bearbetas tidig eller sen höst eller vårplöjs, när stallgödsel sprids och om kvävegödslingen överskrider optimala rekommendationer. Vid inventeringen insamlades skiftesvisa uppgifter för dessa nyckelfaktorer och utlakningen beräknades för samtliga skiften på de 23 mjölkgårdarna. Ett arealviktat medelvärde fick sedan utgöra gårdens emission av nitratkväve. Modellen för läckageutveckling har nu vidareutvecklats och i det utvecklade programmet STANK in MIND finns denna uppdaterade beräkningsmodell (Aronsson & Torstensson 2004).

Gårdens ammoniakförluster beräknades med de emissionsfaktorer som används i STANK och som även SCB använder i sin nationella ammoniakberäkning (Karlsson & Rodhe 2002). Kvävet i stallgödseln bakom djuren uppskattades med standardvärden i STANK (hänsyn tas till avkastning). Den totala tidsperioden när djuren vistades på bete inventerades noggrant och stallgödselkvävet fördelades efter vad som hamnade på betet och i stallet. Olika emissionsfaktorer användes sedan för olika gödselsystem och betesgödsel och ammoniakförlusterna räknades ”stegvis” från kon mot fält. För förlusterna i samband med spridning inventerades hur stallgödseln hade spridits i respektive fält. De totala ammoniakförlusterna beräknades slutligen som medeltal per ha åker för hela gården.

Gårdens förluster av växthusgasen lustgasen (N_2O) beräknades med den metodik som den internationella Klimatpanelen föreslår (IPCC 2000). IPCC har fastslagit faktorer för avgång av lustgas i samband med lagring av stallgödsel, tillförsel av kväve till marksystemet och

indirekta förluster som orsakas av att ammoniak och nitrat emitteras till omgivande ekosystem. Vid beräkning av lustgas orsakad av kvävegödsling (tillförsel) till mark togs hänsyn till tillfört handelsgödselkväve, stallgödselkväve och kvävefixering. De totala förluster av lustgas beräknades slutligen som medeltal per ha åker för hela gården.

Gårdens förluster av växthusgasen metan (CH_4) beräknades för mjölkornas foderspjäлкning med en ekvation upprättad av Kirchgessner *et al.*(1991). Denna ekvation tar hänsyn till mjölkavkastning och stämmer väl överens med de faktorer som Naturvårdsverket tillämpar i de nationella utsläppsberäkningarna. För kvigornas metanutsläpp förorsakat av foderspjäлкning användes ett enhetligt standardvärde som Naturvårdsverket föreslagit (NV 2002). För att beräkna förlusterna av metan från gödsellagringen användes Klimatpanelens emissionsfaktorer (IPCC 2000). För att beräkna denna metanavgång behövs data om mängd och slag av stallgödsel och för att beräkna stallgödselproduktionen på gården användes de standardvärden för gödselproduktion i flyt-, fast- och djupströsystem som redovisas i STANK:s databas. Även gödselproduktionen på betet skattades. Gårdens totala metanavgång utgjordes således av summan av metan från idisslarnas matsmältning och från stallgödselns lagring.

RESULTAT

Kväveöverskott och kväveförluster

Medeltalet för beräkningarna av kvävebalanserna för de tre gårdsgrupperna redovisas i Tabell 7. Kväveflöden och kväveöverskott har beräknats i relation till gårdarnas åkerareal, naturbetesmarken är här inte inkluderad.

Tabell 7 Kvävebalanser enligt ”farm-gate metoden”, medeltal och variationer för de tre gårdsgrupperna

	Konv Hög (9 gårdar)	Konv Med (8 gårdar)	Eko (6 gårdar)
Inflöde (kg N/ha)			
Handelsgödsel	91 (57 – 115)	74 (11-111)	5 ¹ (0-30)
Inköpt foder	96 (66-148)	56 (32-100)	41 (18-86)
Symbiotisk N-fixering	34 (15-57)	25 (15-41)	53 (38-64)
Atmosfärisk N-dep	8 (4-12)	8 (4-11)	8 (5-10)
Övrigt	3 (1-8)	1 (0-2)	4 (5-10)
Totalt inflöde	232 (177-334)	164 (112-202)	111 (70-164)
Utflyde (kg N/ha)			
Mjök	48 (37-67)	28 (17-38)	28 (17-41)
Kött	7 (4-13)	4 (2-5)	4 (2-6)
Vegetabilier	5 (0-22)	9 (0-35)	0
Stallgödsel	6 (0-45)	1 (0-2)	0
Totalt utflyde	66 (45-125)	42 (31-74)	32 (20-46)
Överskott (kg N/ha)	166 (129-209)	122 (80-159)	79 (48-123)

1) En av de ekologiska gårdarna importerade stallgödsel

De ekologiska gårdarna hade i medeltal ett lägre kväveöverskott per hektar åker i jämförelse med de konventionella gårdarna och denna skillnad var statistiskt säkerställd mot de båda grupperna. Det fanns inga statistiskt signifikanta skillnader mellan de båda konventionella grupperna när det gäller N-överskottet per ha åker.

I Tabell 8 redovisas resultaten av de beräknade förlusterna av reaktivt kväve som utfördes med de modeller som tidigare beskrivits. Gruppen Konv Hög hade den högsta beräknade förlusten av ammoniak och lustgas per hektar åker på gården och denna skillnad var statistik signifikant i jämförelse med de övriga grupperna. De beräknade förlusterna av kväveläckage från åkermarken visade små skillnader utan någon statistisk säkerhet mellan grupperna. De större förlusterna av ammoniak och lustgas från gruppen Konv Hög förklaras till stor del av en högre djurtäthet och därmed större stallgödseltillgång. För ammoniak- såväl som lustgasemissioner har mängden stallgödsel en avgörande betydelse.

Tabell 8 Medeltal av beräknade kväveförluster för de tre gårdsgrupporna jämfört med gårdens kväveöverskott

	Konv Hög	Konv Med	Eko
	Kg N/ha	Kg N/ha	Kg N/ha
NH ₃ -N, ammoniak-N	40 (24-55)	23 (14-35)	25 (16-34)
NO ₃ -N, nitrat-N	32 (23-49)	28 (21-33)	26 (23-30)
N ₂ O-N, lustgas-N	4.7	3.6	3.2
Totalt beräknade förluster	77 (51-110)	55 (45-60)	54 (45-67)
N-överskott ("farm-gate")	166	122	79
Andel av N-överskott "hittat" i förlustberäkningar	0.46	0.45	0.68

På de konventionella gårdarna hittades knappt 50 % av N-överskottet som förluster av reaktivt kväve medan nästan 70 % av överskottet återfanns på de ekologiska gårdarna. Skillnaden var signifikant mellan produktionssystemen.

Det är inte rimligt att hela kväveöverskottet i en gårdsbalans övergår till förluster av reaktivt kväve. Kväve går även förlorat genom denitrifikation i åkermarken men eftersom slutprodukten i denna process är oskadlig kvävgas ses detta inte som skadlig emission. Vidare kan kväve byggas in i markens humus och mullhalten byggs upp. Detta sker ofta när stallgödsel tillförs ett marksystem och/eller vall odlas. På lång sikt uppstår dock ett jämviktsförhållande i marken mellan uppbyggnad och nedbrytning av humus och därför kan inte uppbyggnad av kvävepoolen i marken ses som en tillfredsställande långsiktig förklaring på stora kväveöverskott vilka inte kan förklaras som förluster av reaktivt kväve och denitrifikation idag.

Att jämföra de beräknade kväveförlusterna mot gårdens totala N-överskott är ett sätt att validera de modeller som används för förlustberäkningar. Detta görs i Tabell 8 och en större andel av N-överskottet gick alltså att återfinna som reaktiva förluster på de ekologiska gårdarna. Denna diskrepans är inte tillfredsställande och kan bero på en rad faktorer. Kväveförlusterna kan vara överskattade på de ekologiska gårdarna och/eller underskattade på de konventionella. De stora inflödesposterna av N i foder och handelsgödsel är väl avstämda mot inköpta varor medan inflödet av N via baljväxtfixering är beräknat med modeller där besvärliga parametrar som andel baljväxter och skörd skall uppskattas. Inflödet av N via baljväxtfixering är den mest betydande kvävetillförseln för de ekologiska gårdarna och om detta är underskattat är också N-överskottet underskattat på de ekologiska gårdarna.

När överskottet relaterades till produkten mjölk istället för arealen åker på gården, blir förhållandet mellan grupperna annorlunda. Som tidigare beskrivits var gårdarna utvalda som "rena" mjölkgårdar. Överskottskalvar såldes tidigt och i medeltal fanns det knappt ett rekryteringsdjur per ko på gårdarna. För de gårdar som sålde vegetabilier subtraherades inflödet av handelsgödsel i denna produktion från gårdens totala gödselanvändning och därmed erhöles ett kväveöverskott som endast var relaterat till mjölkorna och deras rekrytering. I enlighet med metoder som används inom LCA-metodiken allokerades 90 % av N-överskottet till produkten mjölk och 10 % till kött (överskottskalvar och utslagskor).

Därmed kunde en kvävebalans för produkten mjölk upprättas (Tabell 9). För att förenkla beräkningarna medtogs endast de stora inflödesposterna som lantbrukaren själv kan påverka, nämligen inköpt foder, handelsgödsel och kvävefixering.

Tabell 9 Kvävebalanser för produkten mjölk i de tre gårdsgrupperna (medeltal och variationer)

	Konv Hög	Konv Med	Eko
Inflöde, kg N/ton ECM ¹			
Handelsgödsel (fodergrödor)	7,3 (2,8-10,4)	10,8 (2,6-16,3)	0,6 ² (0-3,5)
Inköpt foder	9,5 (7,4-12,2)	9,4 (7,3-12,7)	6,8 (3,9-10,6)
Symbiotisk N-fixering	3,4 (1,3-4,7)	4,5 (2,4-6,4)	10,3 (4,4-18,2)
Totalt inflöde, kg N/ton ECM	20,3 (17,4-23)	24,6 (19,6-33,3)	17,7 (14,1-26)
Utflyde, kg N/ton ECM			
Mjölk	5,3	5,3	5,2
Överskott, kg N/ton ECM	15,0 (12,1-17,7)	19,3 (14,3-28)	12,5 (9,3-20,7)

1) Eftersom allokeringen till mjölk är 90 % motsvarar inflödesposterna 90 % av det totala inflödet i animalieproduktionen

2) En av de ekologiska gårdarna importerade stallgödsel

De tre inflödesposterna handelsgödsel, foder och kvävefixering kan beskrivas som inflöde av ”nytt” kväve i produktionssystemet av mjölk. I produktionen av handelsgödsel och i baljväxter omvandlas luftens stabila kvävgas till kväve som gödslings/proteinfoder i livsmedelsproduktion. Kvävet i det inköpta fodret är också ”nytt” kväve som härstammar från odling av t ex sojabönor (med biologisk N-fixering) eller foderspannmål som sannolikt har gödslats med handelsgödsel (teknisk N-fixering).

Gruppen Konv Med hade ett större inflöde av ”nytt” kväve per ton mjölk liksom störst N-överskott per ton mjölk och denna skillnad var statistisk signifikant jämfört med de andra grupperna. Gruppen Eko hade lägst inflöde och överskott per ton mjölk men skillnaden var inte statistiskt signifikant i jämförelse med gruppen Konv Hög.

De beräknade förlusterna av reaktivt kväve på gårdarna relaterades också till den producerade mjölken och en jämförelse gjordes mellan beräknade förluster och överskott (Tabell 10). Det är nu viktigt att uppmärksamma att systemperspektivet är annorlunda än när vi jämförde de beräknade kväveförlusterna per ytenhet på mjölkgården (Tabell 8). I produkten mjölks livscykel sker i stort sett alla ammoniakemissioner inom gårdens gränser men förluster av nitrat och lustgas sker också utanför gårdens gränser i odlingen av fodret till djurens fodergrödor. För gruppen Konv Hög, som köpte in mest kraftfoder, fanns drygt 32 % av det totala nitratläckaget i mjölkens livscykel utanför gårdsgränsen medan motsvarande andel var ca 25 % för grupperna Konv Med och Eko. Att relatera en mjölkgårds förluster per ton mjölk är således ett indikatorvärde som är mycket svårt att få korrekt och jämförbart eftersom foderimportens storlek avgör hur mycket av kväveförlusterna som man ”exporterar” till andra

gårdssystem. Men även vid denna jämförelse är det tydligt att en större andel av överskottskvävet har återfunnits vid förlustberäkningarna för de ekologiska mjölkgårdarna jämfört med de konventionella (Tabell 10).

Tabell 10 Medeltal av beräknade kväveförluster per ton mjölk inom gården för de tre gårdsgrupperna och N-överskott per ton mjölk

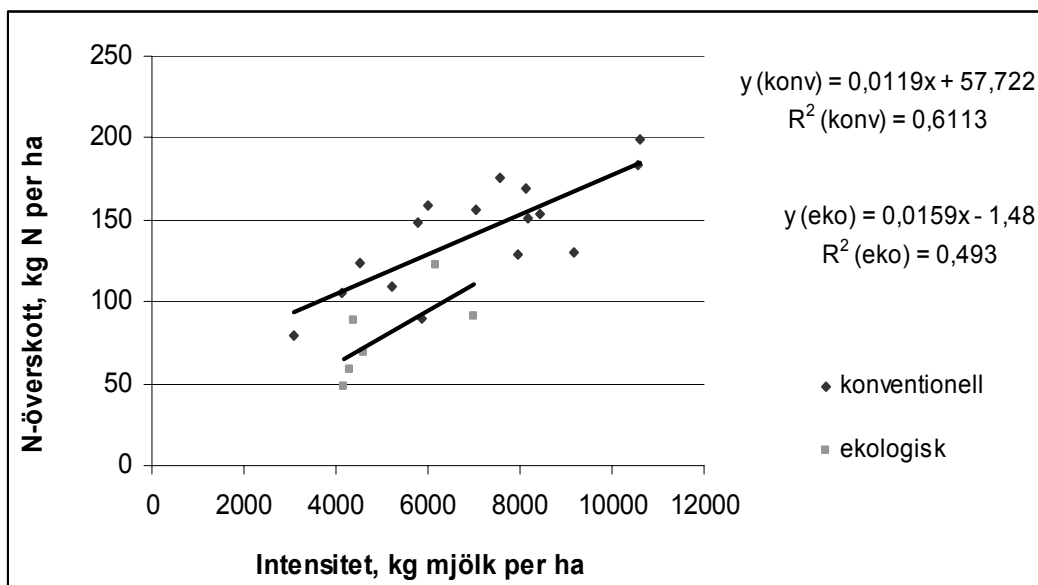
	Konv Hög	Konv Med	Eko
	Kg N/ton ECM	Kg N/ton ECM	Kg N/ton ECM
NH ₃ -N, ammoniak-N	3,8 (1,9-4,9)	3,7 (2,6-4,8)	4,4 (3,5-5,9)
NO ₃ -N, nitrat-N	3,1 (1,4-4,8)	4,4 (2,7-6,7)	4,9 (2,8-7,6)
N ₂ O-N, lustgas-N	0,5 (0,3-0,8)	0,6 (0,4-0,8)	0,6 (0,4-0,8)
Totalt beräknade förluster	7,2	8,7	9,9
N-överskott	15	19,3	12,5
Andel av N-överskott "hittat" i förlustberäkningar	0,48	0,45	0,79

Exempel på miljöindikatorer

Med hjälp av det omfattande dataunderlag om resursanvändning och emissioner som samlades in och bearbetades från de 23 mjölkgårdarna redovisas här samband mellan olika produktionsåtgärder och resursuttag/emissioner. Vidare diskuteras vad som är lämpligt att använda som miljöindikator och referensvärde/jämförelsevärden baserat på resultat från denna studie redovisas. Begreppet "referensvärde" kan missförstås och användas som att ett absolut värde att eftersträva ur miljösynpunkt. Därför används i det följande begreppet "jämförelsevärde" som alltså beskriver absoluta värden på miljöindikatorer för en väl dokumenterad grupp av mjölkgårdar.

Överskott och förluster av kväve

Det finns ett mycket klart samband mellan mjölkproduktionen per ha åker (d v s ett mått på mjölkproduktionens areella intensitet) och gårdens kväveöverskott. Figur 5 visar detta samband baserat på de deltagande gårdarnas resultat.



Figur 5 Samband mellan mjölkproduktion per ha åker och gårdens N-överskott enligt Farm-gate metoden

När man analyserar en växtnäringsbalans på en mjölkgård är ett första steg att kontrollera om gårdens totala N-överskott är rimligt sett till den mjölkproduktion som finns på gården. Från sambandet i Figur 5 ges förslag till jämförelsevärden för N-överskott vid olika produktionsintensitet (Tabell 11).

Tabell 11 Jämförelsevärden (baserade på data från mjölkgårdarna i studien) för kväveöverskott, kg N/ha, vid olika mjölkintensitet per ha åker

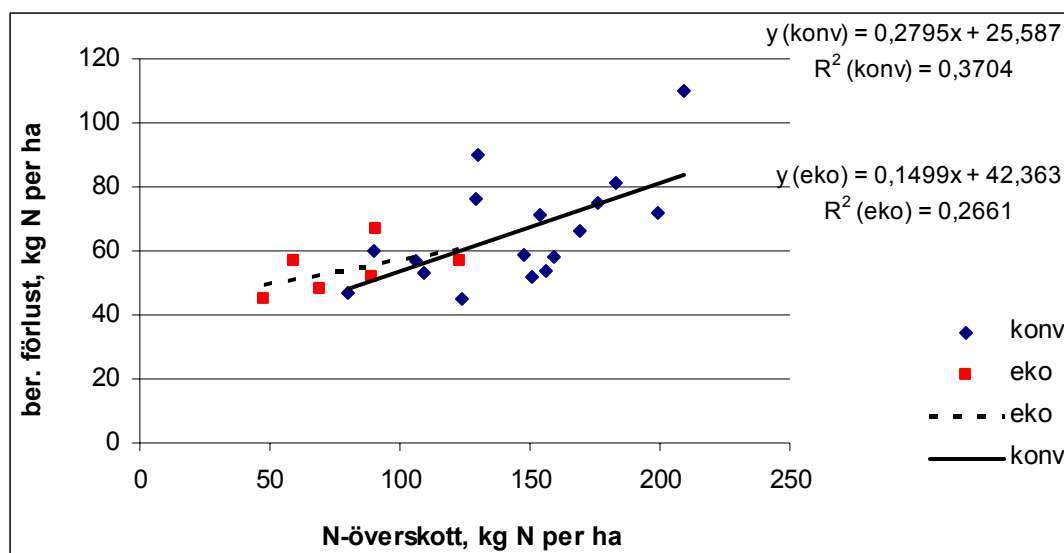
Konventionella gårdar mjölk/ha åker	Jämförelsevärden, överskott kg N/ha	Ekologiska gårdar mjölk/ha åker	Jämförelsevärden, överskott kg N/ha
4 000 – 6 000	110 – 130	2 000 – 4000	40 – 60
6 000 – 8 000	130 – 150	4 000 – 6 000	60 – 95
8 000 – 10 000	150 – 170	6 000 – 8 000	95 - 130
10 000 – 12 000	170 – 200		

De beräknade jämförelsevärdena i Tabell 11 innebär att vid högre mjölkproduktion per ha åker krävs lägre kväveöverskott per ton mjölk. Detta kan vara en rimlig slutsats; eftersom både ammoniak- och nitratutsläpp kan skapa lokala problem (t ex nitatförorening av grundvatten, ammoniakskador på vegetation) är det rimligt att en area-intensiv mjölkgård bör ha lägre N-överskott per ton mjölk än en mera yt-extensiv. Extensivering i sig är ju ett sätt att minska lokala miljöproblem.

Försöksgården ”De Marke” i Nederländerna, som skall visa på vilka möjligheter det finns att minska kväveförluster och överskott i holländsk mjölkproduktion, hade under försöksåren på 1990-talet ett överskott för hela gården om 166 kg N/ha vid en mjölkproduktion på drygt 11 000 kg mjölk/ha (Aarts, 2000).

Det bearbetade materialet visade också att det fanns ett starkt samband mellan produktionsintensiteten per ha åker och de beräknade förlusterna. Vid en högre mjölkproduktion per ha åker så ökade de beräknade kväveförlusterna per ha åker.

Som tidigare redovisats skiljde det sig i medeltal mellan grupperna över hur stor andel av det totala N-överskottet som återfanns i de beräknade N-förlusterna. Figur 6 visar sambandet mellan gårdens N-överskott per ha åker och de beräknade kväveförlusterna per hektar åker. Desto större de totala beräknade förlusterna (ammoniak, lustgas och nitrat) är på gården desto större är överskottet. Spridningen är dock stor och R^2 -värdet är lågt; t ex har en konventionell gård med ett överskott om drygt 200 kg N/ha beräknade förluster om 110 kg N/ha med en annan gård med samma överskott har knappt 80 kg N/ha som beräknade förluster. En förklaring till detta är sannolikt att modellerna för förlustberäkningar är för statistiska och inte fångar in alla variationer som finns på gården (variationer i N bakom kon, väder vid stallgödselspridning etc). Ytterligare förklaring kan vara att en del emissionsfaktorer är felaktiga.

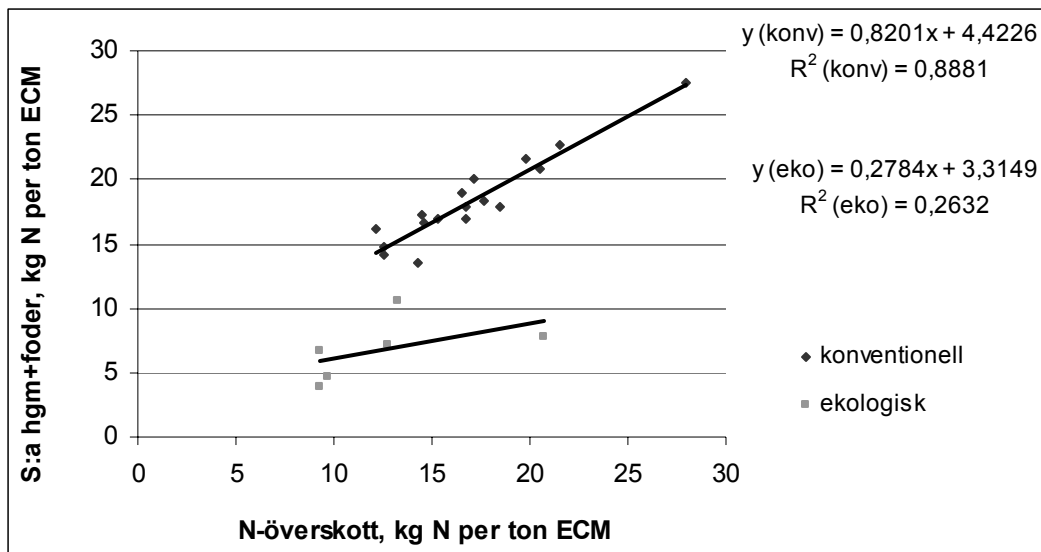


Figur 6 Samband mellan N-överskott per ha åker och beräknade kväveförluster per ha åker

Att beräkna förluster av ammoniak, nitrat och lustgas på mjölkgårdar med dagens modeller innebär en stor arbetsinsats och kostar resurser i form av pengar såväl som tid. Beräkningarna förefaller också vara osäkra och med dagens kunskap är det svårt att säga huruvida förlusterna är överskattade eller underskattade. Med utgångspunkt från två kriterier man skall ställa på miljöindikatorer – att de skall vara *mätbara* och *relevanta* – är en slutsats från detta forskningsprojekt att man i dagsläget inte skall arbeta med indikatorer inom kväveområdet som kräver förlustberäkningar på gårdsnivå. I stället bör N-överskottet per ha åker användas om en indikator för potentiella förluster. Jämförelsevärden för ”rimliga” kväveöverskott vid olika produktionsintensitet och produktionsinriktning bör användas i tolkningen av indikatorn ”N-överskott per ha åker”.

Inflöde av kväve

Stora kväveöverskott i växtnäringsbalansen vid en given produktionsintensitet beror ofta på ett stort inflöde av foder och/eller handelsgödsel till gården. Att analysera inflödet av kväve kan därför vara en alternativ metod till att försöka kvantifiera kväveemissionerna i utflödet från gården. Figur 7 visar sambandet mellan kväveöverskottet per ton mjölk och summan av inflödet av ”nytt” kväve i form av handelsgödsel och inköpt foder. Sambandet är bra för konventionella gårdar men sämre för ekologiska gårdar vilket är naturligt med tanke på hur stor andel av kvävetillförseln på en ekologisk mjölkgård som utgörs av kvävefixering i vallar.



Figur 7 Sambandet mellan kväveöverskott per kg mjölk (kg N/ton ECM) och summan av N som handelsgödsel i fodergrödor och inköpt foder, kg N/ton ECM

Begreppen N-överskott/ton mjölk och inflöde av N/ton mjölk kan användas som indikator där höga värden indikerar en allt för stor resursförbrukning av handelsgödsel och foder i produktionen och därmed en större potentiell risk för förluster av kväve.

I Tabell 12 redovisas jämförelsevärden för dessa indikatorer beräknat på data från de konventionella gårdarna i studien. Beräkningsgrunden för värdena i tabellen är enligt följande:

$$\text{N-överskott/ton mjölk} = \frac{(\text{N}_{\text{handelsgödsel}} + \text{N}_{\text{inköpt foder}} + \text{N}_{\text{N-fixering}}) - \text{N}_{\text{export i mjölk}}}{\text{Ton levererad mjölk}}$$

N i handelsgödsel är endast gödsling till fodergrödor, om mjölkgården har avsalugrödor som får handelsgödsel måste detta kväve subtraheras från gårdens totala inflöde av handelsgödsel-N. N-fixering är kväve som fixeras i vallar och ärter/åkerbönor till djuren. N i inköpt foder är allt foder som köps in till gården

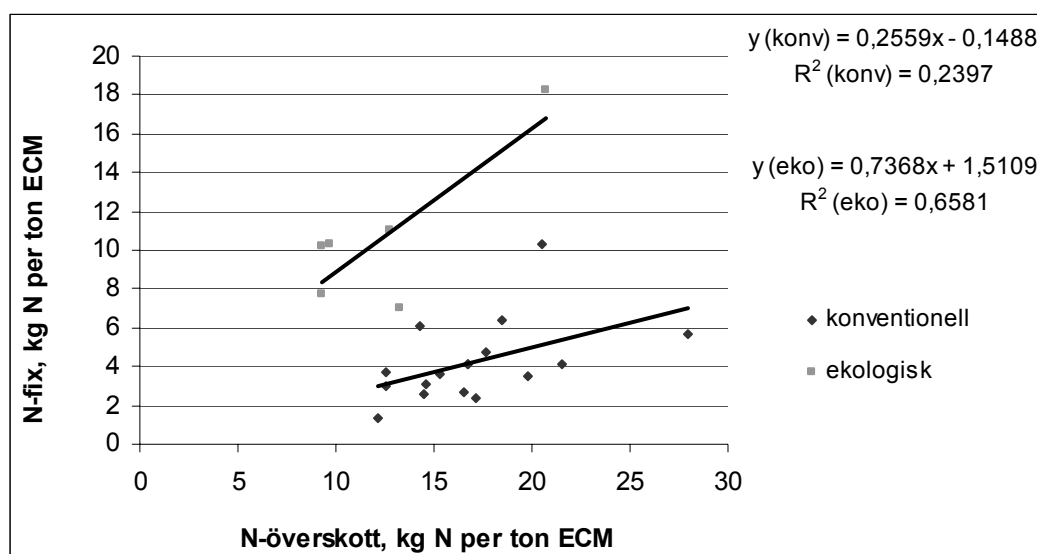
För jämförelsevärdena i Tabell 12 har inga allokeringar gjorts mellan kött och mjölk, d v s hela överskottet och inflöden belastar produkten mjölk. Därmed gäller dessa jämförelsevärden endast ”rena” mjölkgårdar, d v s gårdar som har mjölkkor och rekryteringsdjur.

Tabell 12 Inflöden av ”nytt N” i mjölkproduktionen och kväveöverskott, medeltal och variationer från de konventionella gårdarna

	Konventionella gårdar (17 st) Kg N/ton ECM, medeltal	Konventionella gårdar (17 st) Kg N/ton ECM, variation
Inflöden, kg N/ton ECM		
Handelsgödsel (fodergrödor)	9,9	2,9 – 18,1
Inköpt foder	10,4	8 – 13,6
N-fixering	4,3	1,4 – 6,8
Summa inflöde	24,6	19,3 – 36,7
Utflöden, kg N/ton ECM		
Mjök	5,3	
Överskott, kg N/ton ECM	19,3	13,4 - 31

Två av de konventionella gårdarna hade överskott som var lägre än 14 kg N/ton mjölk. Dessa gårdar karakteriserades av en mycket hög mjölkleverans per ko (> 10 000 kg mjölk) och relativt låga kvävegivor i växtodlingen (väl utnyttjad stallgödsel). Gårdarna föreföll ha en mycket väl anpassad foderstat till kornas avkastning. Utmärkande för gårdarna som hade höga kväveöverskott per ton mjölk var relativt låg mjölkleverans per ko och höga inflöden av handelsgödselkväve/ton mjölk. På dessa gårdar föreföll handelsgödselgivorna vara höga trots stor stallgödseltillförsel.

För de ekologiska gårdarna förbättrades sambandet om kväveöverskottet relaterades till inflödet av N via den symbiotiska baljväxtfixeringen (Figur 8).



Figur 8 Sambandet mellan kväveöverskott per kg mjölk (kg N/ton ECM) och inflöde av N i baljväxtfixering, kg N/ton ECM

Motsvarande beräkning som redovisades i Tabell 12 för de konventionella gårdarna, utfördes också för de ekologiska gårdarna. Som framgår av Tabell 13 är det N-fixeringen i vallar och ärter på gården som står för den stora delen av inflödet av ”nytt” N. Men även N-inflöde i inköpt foder är i medeltal stort på dessa gårdar och några av de deltagande ekologiska gårdarna var relativt intensiva med högavkastande kor.

Tabell 13 Inlöden av ”nytt N” i mjölkproduktionen och överskott, medeltal och variationer från de ekologiska gårdarna

	Ekologiska gårdar (6) Kg N/ton ECM, medeltal	Ekologiska gårdar (6) Kg N/ton ECM, variation
Inflöden, kg N/ton ECM		
Imp stallgödsel	1	0 – 3,9
Inköpt foder	7,6	4,3-11,8
N-fixering	11,4	4,9-20,2
Summa inflöde	20	15,7 – 28,9
Utflöden, kg N/ton ECM		
Mjök	5,2	
Överskott, kg N/ton ECM	14,8	10,3-23

Fosfor och kalium

Balansen mellan in- och utflöde av fosfor och kalium enligt farm-gate metoden är en lämplig indikator för att beskriva om jordbrukssystemet är i någorlunda balans. Eftersom förlusterna av fosfor är relativt låga innebär ett överskott att fosfor långsiktig lagras upp i jorden. På lätta jordar kan kalium utlakas och här får man vara observant så att det inte blir underskott.

Tabell 14 Överskott av fosfor och kalium på mjölkgårdarna

	Konv Hög	Konv Med	Eko
Överskott/underskott, kg P/ha	3,1	2,5	2,4
Överskott/underskott, kg K/ha	11,2	10,5	12,4

I medeltal ligger gårdsgrupperna väldigt lika men det fanns stora variationer mellan gårdarna. Myrebeck (1999) redovisade värden på balanser från 1990-talet från ett stort antal gårdar och detta material visade på överskott om på 3-4 kg P/ha för mjölkgårdar <1 de och 6-8 kg/ha för mjölkgårdar > 1 de. De intensiva mjölkgårdarna i denna studie visar i medeltal på relativt låga P-överskott. Det var ingen större skillnad i jämförelse med de ekologiska gårdarna men som tidigare nämnts var det relativa intensiva ekogårdar som deltog i studien med i vissa fall ganska betydande foderinköp.

Energi

Den direkta energianvändningen för mjölkproduktionen på gården utgörs av el i stallar och dieselanvändning i fodergrödor. Observera att i studien så inventerades inte endast gårdens egen dieselförbrukning utan även diesel för alla de inköpta maskintjänster som krävdes för mjölkproduktion (odling av fodergrödor, spridning av stallgödsel). I Tabell 15 redovisas förbrukning av diesel och el vid gårdarna och inköpta tjänster till mjölkproduktionen. Som framgår hade de ekologiska gårdarna högst användning av direkt energi per ton mjölk på gården.

Tabell 15 Direkt energianvändning på gårdarna, medelvärden (variationer inom parentes)

	Konv hög	Konv medel	Eko
Dieselanvändning, l/ha fodergröda	134 (62 – 181)	101 (90 – 132)	107 (64 – 144)
Dieselanvändning, l/ton mjölk ¹	13,7 (5,3 – 21,4)	15,4 (11,6 – 22,5)	19,2 (17,4 – 23,9)
Elförbrukning, kWh/koplats+rekr	1 290	1 220	1 600
Elförbrukning, kWh/ton mjölk ¹	143 (81 – 244)	197 (123 – 194)	207 (179 – 301)

¹ per ton levererad mjölk, ej allokerat för kött

På konventionella mjölkgårdar är det dock en mindre andel av det totala energiuttaget i mjölkproduktion som används inom gårdens gränser. Tabell 16 visar resultaten för energianvändningen i mjölkens livscykel, uppdelat på energikällor och andel som återfinns inom gårdens gränser. Nästan 2/3-delar av den totala energianvändningen utgjordes av indirekt energi utanför gårdens gränser på de konventionella gårdarna och ca 40 % på de ekologiska gårdarna. Den totala energianvändningen för att producera ett kg mjölk var drygt 20 % lägre för de ekologiska gårdarna jämfört med de konventionella. Skillnaden var statistiskt säkerställd.

Tabell 16 Energianvändning i livscykeln för ett kg ECM samt fördelning på direkt energi (på gården) och indirekt energi (utanför gården).

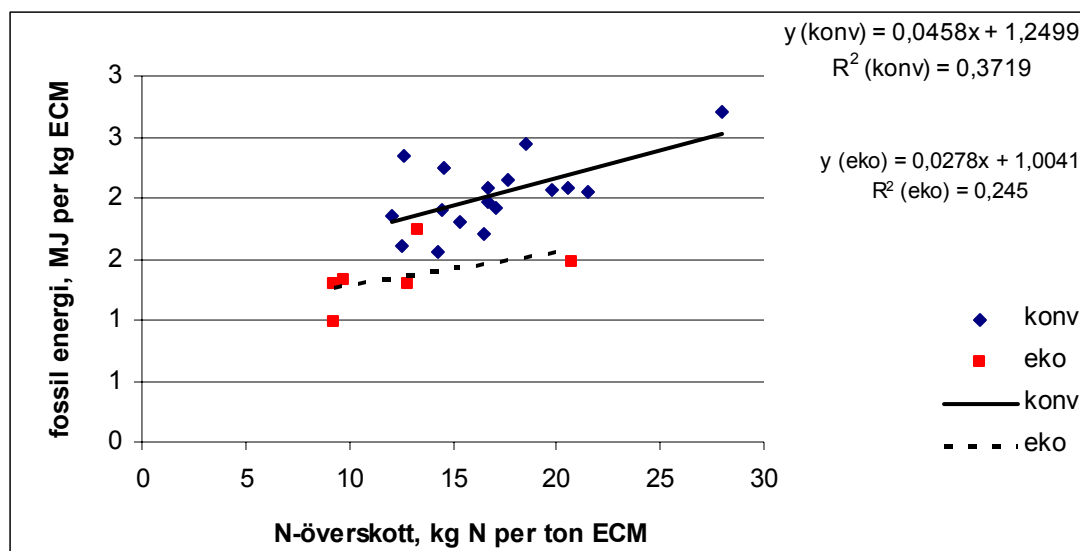
	Konv hög	andel inom gård	Konv medel	% inom gård	Eko	% inom gård
Fossil energi, MJ/kg mjölk	1,96	0,22	2,08	0,24	1,35	0,46
El energi, MJ/kg mjölk	0,58	0,79	0,60	0,79	0,74	0,91
Övrig energi, MJ/kg mjölk	0,06		0,05		0,01	
Total energi MJ/kg mjölk ¹	2,6	0,36	2,73	0,36	2,1	0,61

¹ Energianvändning i hela livscykeln enligt LCA-metodik vilket innebär att här är 90 % allokerad till mjölken

Den största energikostnaden utanför de konventionella gårdarna ligger i produktionen av det inköpta kraftfodret, runt 50 – 60 % av den totala fossilenergin i livscykeln används här. Även de ekologiska gårdarnas fossilenergi utanför gården orsakades av det inköpta fodret.

Det fanns inget statistiskt samband mellan produktionsintensiteten per ha åker och energianvändningen; leveransen av mjölk per ha åker hade ingen påverkan på energianvändningen för mjölk. Det fanns heller inte något statistiskt samband mellan produktionsintensiteten per ko och energianvändningen per kg mjölk, det går alltså inte att säga att en hög mjölkleverans per ko innebär en högre eller lägre energianvändning per kg mjölk. Det fanns dock ett svagt samband mellan hög avkastning per ko och lägre elförbrukning per kg mjölk vilket är rimligt eftersom den största andelen av elförbrukningen i livscykeln är knuten till kons stallplats och en hög produktion per stallplats innebär att elförbrukningen fördelas på fler liter mjölk.

I Figur 9 visas sambandet mellan N-överskottet per ton mjölk och användningen av fossil energi per kg mjölk i livscykeln. Tendens är tydlig, ett högre N-överskott innebär större energianvändning men R^2 -talen är svaga, dvs det är en stor spridning mellan gårdarna.



Figur 9 Samband mellan överskott, kg N per ton mjölk, och total energianvändning i livscykeln, MJ/kg mjölk

Att utveckla miljöindikatorer som endast beaktar energianvändningen på gårdsnivå i mjölkproduktion ter sig som ganska meningslöst med tanke på hur stor andel av energin som används i produktion av insatsvarorna kraftfoder och handelsgödsel. När det gäller förbrukningen av el i mjölkens livscykel är en mycket större andel denna energiform knuten till kon och hennes stallplats. Därför kan medeltalen för förbrukad elenergi/ko*år ses som användbara jämförelsevärden (Tabell 15).

Markanvändning

En stor del av den globala landytan upptas av livsmedelsproduktion och för jordbruksprodukter är mark sannolikt den viktigaste resursen att visa omsorg om. Mark är ju inte en resurs liknande fosfor som förbrukas (åtminstone i sin koncentrerade form) vid utnyttjande utan en god markanvändning leder till att resursen kan tas i nytt anspråk kommande odlingsår med förhoppningsvis oförändrad eller förbättrad kvalitet. Erosion

är det största globala hotet mot den odlade marken men här i Sverige anses markpackning vara den mest allvarliga negativa miljöpåverkan av markkvaliteten.

Effekten av markanvändningen som ianspråktagande av naturresurs är dubbelsidig och ofta motsägelsefull. Å ena sidan finns det alltid konkurrens om marken och en liten markanvändning per producerad enhet är positivt eftersom det då blir arealer över till annan verksamhet, t ex ytterligare livsmedelsproduktion, skogsproduktion eller produktion av bioenergi. Men å andra sidan är markanvändningen mycket starkt kopplad till den biologiska mångfalden i ett landskap, skillnaden i artrikedom mellan ett hektar höstvetete och ett hektar naturbetesmark är mycket stor. Ett av de få politiska målen i Sverige som faktiskt rör lantbrukets markanvändning är att vi skall bibehålla de nästan 500 000 ha betesmarker som finns i landet. Ur denna aspekt kan det sägas vara bra med mjölk- och köttproduktion som tar i anspråk en stor areal bete, på åkermark såväl som på betesmark, eftersom det bidrar till att uppfylla nationella (och även globala) målen om bevarad biologisk mångfald.

Tabell 17 visar medelarealen fodergrödor per ko på gårdsnivå för de tre grupperna. I gruppen Konv Medel är vallarealen per ko drygt 30 % högre än i gruppen med Konv Hög. En förklaring till denna skillnad är troligen att vallskördarna var högre i den intensiva gruppen. Vid en jämförelse mellan gruppen Konv Medel och Eko (som levererade liknande mängd mjölk/ha åker) är vallarealen endast 13 % större per ko för ekologiska gårdarna. Detta tyder på att vallskördarna är relativt goda på de ekologiska gårdarna. Dessutom fanns det väsentligt större arealen naturbetesmark per ko på de ekologiska gårdarna. Denna areal bidrog sannolikt i högre grad till fodersörjningen av kvigorna under sommarperioden som därmed inte behövde ta vall på åker i anspråk i motsvarande grad som i grupp Konv Med.

Tabell 17 Areal fodergrödor (medeltal) per ko inkl rekr. Medeltal för de tre gårdsgrupperna

	Konv Hög Ha per ko+rekr	Konv Medel Ha per ko+rekr	Eko Ha per ko+rekr
Vall (slätter och bete)	0,6	0,81	0,92
Majs	0,034	0,017	0
Övrigt grönfoder	0,011	0,016	0,06
Spannmål	0,29	0,46	0,41
Ärter/åkerbönor	0	0	0,11
Summa åker	0,94	1,30	1,5
Betesmark	0,18	0,17	0,46

Arealen vall per ko på mjölkgårdar varierar kraftigt inom landet. Jordbruksverket har tagit fram arealuppgifter på mjölkföretag i olika delar av landet beräknat per stödområde (Persson, P pers medd 2004) Tabell 18 visar några indikatorvärden för markanvändning i område 9s (södra Götalands slättbygder), 9m (Götalands norra slättbygder) och 3 (södra Norrland, delar av Värmland).

Medelarealen vall per ko+ungdjur på alla mjölkföretag i område 9 s stämmer väl överens med arealen vall per ko+rekr i gruppen Konv Hög. Dock finns det flera handjur i medeltal på mjölkgårdarna i området 9 s än på gårdarna i denna studie vilket framgår i antalet ungdjur per ko (Tabell 18). Det innebär att vallarealen per ko skall räcka till lite fler djur än för gårdarna i denna studie där vi har inventerat mjölkgårdar utan någon handjursuppfödning. Medelarealen vall/ko+ungdjur på mjölkföretag är dubbelt så stor i område 3 (södra Norrland) jämfört med Götalands slättbygder. Detta skall inte ses som en negativ faktor, i Götalands och Svealands skogsbygder och i Norrland är det mycket viktigt att behålla den åkermark som finns för att skapa variation och biodiversitet i landskapet.

Tabell 18 Arealer av vall och betesmark (medeltal) på mjölkföretagen inom olika områden (egen bearbetning av material från Jordbruksverket)

	Område 9s	Område 9m	Område 3
Ha vall/ko+ungdjur	0,65	0,86	1,39
Ha betesmark/ko+ungdjur	0,26	0,36	0,34
Antal ungdjur/kor	1,38	1,28	1,1

En miljönyckeltal skall ju bestå av ett nyttomått och belastningsmått och det är därför mera rimligt att uttrycka markanvändning relaterat till producerad mängd mjölk istället för relaterat till kon. Tabell 19 visar arealen åkermark för foderproduktion som årligen togs i anspråk i hela livscykeln för de inventerade gårdarna i studien. Om man vill använda dessa resultat som något slags jämförelsevärde skall det än en gång poängteras att de endast är relevanta för mjölkproduktion i Götalands slättbygder eftersom vallarealen per ko ökar norrut i landet.

Tabell 19 Total årlig markanvändning (medeltal) för att producera ett ton mjölk i de tre grupperna

Markanvändning	Konv Hög	Konv Medel	Eko
	m ² /ton ECM	m ² /ton ECM	m ² /ton ECM
På gården	1 014	1 490	1 956
Inköpt foder, norra Europa	325	265	589
Inköpt foder, Sydamerika	175	184	73
Total åkerareal	1 514	1 939	2 620
Betesmark	200	196	638

Beräkningarna i Tabell 19 är utan allokeringar, d v s ingen hänsyn har tagits till att det även produceras kött från utslagskor och överskottskalvar för köttuppfödning. I gruppen Konv Hög fanns 1/3-del av markanvändningen för foderproduktion utanför gården. Gruppen Konv Medel hade nästan 30 % större markbehov än grupp Konv Hög för att producera ett kg mjölk (skillnaden var dock inte statistisk signifikant). Högre skördar i gruppen Konv Hög såväl som ett bättre foderutnyttjande är rimliga förklaringar till denna skillnad. Ekogruppen hade signifikant högre markanvändning än de ekologiska gårdarna vilket är en effekt av lägre skördar och valet av råvaror i kraftfoderproduktionen.

Kraftfoderproduktion är oftast mycket yteffektiv. De flesta råvarorna i kraftfodret är biprodukter från olje- och sockerproduktion och när den årliga markanvändningen beräknas enligt livscykelmetodiken tas alla produkter i beaktande. Sockerbetor är ett bra exempel, där det vid en sockerskörd om 7 500 kg socker/ha dessutom produceras ungefär 2 300 kg TS HP-massa/ha samt ytterligare en del melass. HP-massa (och Betfor) är därmed fodermedel som kräver en liten areal att producera. Den stora belastningen för markytan i sockerbetsodlingen allokeras till sockret som är av störst betydelse, såväl till massa som till pris. För produktion av ekologiskt kraftfoder finns det mindre tillgång till biprodukter från livsmedelsindustrin och råvarorna består i större omfattning av spannmål, trindsäd och torkat grönfoder. Dessa råvaror ger bara en produkt som ensam får bära hela arealbelastningen.

Pesticider

Användningen av pesticider var 200 g aktiv substans/ha i medeltal på gårdarna i gruppen Konv Hög och 236 g aktiv substans/ha i gruppen Konv Med. Den största delen av förbrukade pesticider i mjölkens livscykel återfinns som bekämpningsmedelsanvändning utanför mjölkgården i odlingen av grödor för kraftfoderproduktion. I gruppen Konv Hög var 75 % av den totala pesticidanvändningen orsakad av foderproduktionen utanför gårdens gränser (Tabell 20). Glyfosat var den mest använda pesticiden på de inventerade mjölkgårdarna och i gruppen Konv Hög utgjordes i medeltal så mycket som 70 % av gårdens bekämpningsmedelsanvändning av produkten Roundup för vallbrott. Användningen av pesticider i den ekologiska mjölkens livscykel orsakades av den inblandning av konventionella råvaror i kraftfodret som ännu är tillåten enligt EU:s förordning och KRAV:s regler.

Tabell 20 Användning av bekämpningsmedel i mjölkens livscykel, mg aktiv substans/kg mjölk (medeltal i grupperna)

	Konv Hög	Konv, medel	Eko
På gård	18,2	30,6	0
Utanför gård	53,1	50,6	7,8
Totalt	71,3	81,1	7,8

Pesticider påminner mycket om energi där man brukar diskutera direkt (på gården) och indirekt (inköpt foder och handelsgödsel) energi. Den största andelen av förbrukningen ligger utanför gården i odlingen av det inköpta fodret. Om målsättningen är att utforma en indikator för bekämpningsmedelsanvändningens risker i mjölkproduktionen är det inte tillräckligt att studera mjölkgården. I stället bör indikatorer inom detta område styra mot kraftfoderproduktionen så att ett mjölkföretag kan få information om pesticidanvändning och tillhörande risker i olika kraftfoderprodukter. Vid intresse skulle då medvetna val kunna göras av foderprodukter som har låg användning av bekämpningsmedel i sin livscykel.

Växthusgaser

Utsläppen av växthusgaser från en mjölkgård utgörs av metan (CH₄) från djurens foderspjäлкning och gödsellagring, lustgas (N₂O) från kvävegödsling och gödsellagring samt koldioxid (CO₂) från förbränning av fossila bränslen. De olika utsläppen av växthusgaser viktas samman som CO₂-ekvivalenter, Tabell 21 visar de beräknade utsläppen (totalt i livscykeln) för de tre grupperna.

Tabell 21 Utsläpp av växthusgaser, g CO2-ekvivalenter/kg mjölk, medeltal för resp grupp

	Konv Hög	Konv Medel	Eko
CO2-ekvivalenter	896	1037	938

Bidraget av olika växthusgaser till det totala utsläppet varierade mellan grupperna. Gruppen Konv Hög hade lägst utsläpp av metan per kg mjölk, vilket framförallt berodde på att CH₄-utsläppen förorsakade av djurens foderspjäлкning (ca 125 – 130 kg CH₄/ko*år) fördelades på flera kg mjölk p g a den högre mjölkavkastningen. Eko-gruppen hade lägre utsläpp av koldioxid vilket berodde på den lägre förbrukningen av fossila råvaror (ingen handelsgödsel och mindre kraftfoder). Det var ingen signifikant skillnad i utsläpp av växthusgaser mellan grupperna.

Att beräkna utsläpp av växthusgaser i mjölkproduktionen är en ganska tidskrävande uppgift och i STANK finns det inga modeller inbyggda för beräkningen. På mjölkgården måste djurantal, avkastningsnivåer, system för stallgödselhantering, kvävegödsling och fossilbränsleanvändning beaktas. Utanför gården måste utsläpp av koldioxid och lustgas från handelsgödselproduktion och kraftfoderproduktion beräknas.

DISKUSSION

Kväve

En slutsats från denna studie är att det ännu är för tidigt att använda effekt-baserade (resultat-baserade) indikatorer för att mäta och utvärdera en mjölkgårds miljöprestanda när det gäller kväveflöden och förluster. När data från gårdarna bearbetades och förluster beräknades föreföll det som att emissionsberäkningarna för ammoniak varierade mycket. På gårdar med fast- och/eller djupströgödsel blev de beräknade förlusterna relativt högre än på flytgödselgårdarna. Gårdar som endast hade en typ av gödselsystem valdes ut och grupperades², och medeltalet för gruppens N-överskott, N-förluster och andel av N-överskott hittat som förlust, beräknades (Tabell 22). På gårdar med enbart flytgödsel hittades en mindre del av kväveöverskottet som förluster.

Tabell 22 Gårdar med olika stallgödselsystem, medeltal för N-överskott, beräknade N-förluster och andel av N-överskott hittat som förlust

	Gårdar med 100 % flytgödsel, n=6	Gårdar med 100 % fastgödsel, n=3	Gårdar med fast (kor) och djupströ (kvingor), n=3
N-överskott, kg N/ha	149	109	132
Beräknade N-förluster, kg N/ha	59	54	86
Andel av överskotts-N, återfunnet som förlust	0,4	0,53	0,65

Emissionsfaktorerna för beräkning av ammoniakavgång från lagring och spridning av fast- och djupströgödsel är högre i Sverige än de som används i Danmark (Hutchings *et al.*, 2001). En förklaring till att beräkningarna av kväveförluster visade låga samband mot gårdens N-överskott (se Figur 6) kan vara att fast/djupströgödsel respektive flytgödsel inte behandlades likvärdigt i beräkningarna. Bearbetningar av ett större material växtnärbalanser i Greppa Näringens databas visar på små skillnader i kväveeffektivitet på gårdsnivå mellan mjölkgårdar med fastgödsel respektive flytgödsel (Linge, C. Pers. med. 2004). Myrebecks (1999) sammanställning av växtnärbalanser utförda 1990-talet visar också på små skillnader i kvävet utnyttjandegrad på mjölkgårdar med flyt- respektive fastgödselhantering. Trots att flytgödsel allmänt ses som gödselsystem med ett bättre kväveutnyttjande än fastgödsel, förefaller detta inte överensstämja med praktiken. Det kan bero på att förlusterna i praktisk drift är större än vad våra emissionsfaktorer säger eller att lantbrukarna inte utnyttjar flytgödselkvävet fullt ut i växtodlingen och därför kompletterar stallgödseln med för hög handelsgödselgiva.

Ekogårdarna i denna studie hade relativt större andel fast- och djupströgödsel i jämförelse med de konventionella gårdarna och detta var sannolikt en bidragande faktor till att en större andel av N-överskottet återfanns i förlustberäkningarna på ekogårdarna (se Tabell 8). En annan förklaring kan vara att NH₃-förlusterna från betesgödsel sannolikt överskattades på

² Flera av gårdarna hade en kombination av olika gödselsystem och ingick därför inte i medeltalsberäkningen.

ekogårdarna där betesperioden var längre och inga gödselmedel tillfördes. I Sverige beräknas att 8 % av kvävet i betesgödseln emitteras som ammoniak. Engelska och holländska studier visar på ett klart samband mellan ammoniakavgången från betesdjurens gödsel och hur mycket kvävegödsel som betesmarken har tillförts (Misselbrook *et al.*, 2000). Vid bete på ogödslade ytor är ammoniakförlusterna ofta mycket små (Ledgard *et al.*, 1999). Relativt stor andel av den totala stallgödseln släpptes på bete på de ekologiska gårdarna och ammoniakförlusterna från denna gödsel blev sannolikt överskattad.

Gårdens N-överskott/hektar åker och N-överskott/ton mjölk är en indikator som är ett indirekt värde på gårdens potentiella kväveförluster. När olika mjölkgårdars indikatorvärden skall jämföras eller när man skall följa en trend över tiden för samma gård är det nödvändigt att ta hänsyn till såväl produktionsinriktning som produktionsintensitet (se Tabell 11). När jämförelsen görs för indikatorn N-överskott/ton mjölk är det viktigt att ”rensa” indikatorberäkningen från data för annan djurproduktion (rekryteringskvigor inkluderas) och att endast kvävegödsel spridd i fodergrödor inkluderas.

Efter att ha studerat flertalet av de system för Input/Output redovisning som idag finns i Europa (se Tabell 3 och framåt), rekommenderar Halberg *et al.* (2004) att lämpliga indikatorer för kväve är *N-överskott/ha* samt *N-effektivitet* (på gårdsnivå). Dessa indikatorer skall dock endast ses som ett delsteg på vägen mot bättre förståelse av en mjölkgårds ”N-management”. Schröder *et al.* (2003) visar på betydelsen av att förstå kväveflödena mellan olika delsystem på gården: upptaget av mineraliserat N i grödan, omvandlingen av skördat N i grödan till foder-N, djurens förmåga att omvandla foder-N till mjölk och kött samt förmågan att minimera N-förluster i stallgödseln när den lämnar djuret. Interaktionen mellan dessa delsystem och mängden import av foder samt export av avsalugrödor har stor betydelse för gården N-överskott. Endast gårdar med liknande produktionsinriktning kan jämföras. En djurgård med stor egen foderproduktion och liten foderimport ser ofta mindre effektiv ut i växtnärbalansen än en specialiserad djurgård med stor foderimport. Men för djurgården som köper in mycket foder finns ju en hel del av förlusterna (och sämre N-effektivitet) förflyttade till en annan gård som odlar fodret som den specialiserade djurgården importerar. Schröder *et al.* (2003) poängterar att indikatorvärden för N-överskott måste tolkas med stor försiktighet när de används som riktvärden för miljöpåverkan, gårdens ”N-management” och resursutnyttjande. Vårdslösa tolkningar kan lätt leda till felaktiga slutsatser!

Energi

STANK är idag inte utbyggt för att beräkna energianvändningen på jordbruksföretaget men skulle nog relativt enkelt kunna göras så. För mjölkgårdar är det uppenbart att det inte är tillräckligt att mäta och utvärdera den direkta energianvändningen på gården (diesel och el). Den största energianvändningen i den konventionella mjölkens livscykel fanns ju utanför gårdens gränser (se Tabell 16). Halberg *et al.* (2004) rekommenderar också att indikatorn total energianvändning, MJ/kg produkt, används för mjölkgårdar.

Pesticider

Indikatorer för pesticider bör inkludera en riskanalys eftersom informationen ”använd aktiv substans/ha” eller ”dosyteindex” är otillräcklig för att utvärdera miljöeffekterna av bekämpningsmedelsanvändning. De holländska systemen (Environmental yardsticks for

pesticides), som har en stor praktisk användning (se Tabell 3), har medfört såväl total minskad användning som minskad användning av de mest toxiska produkterna (Goodlass et al., 2001). Den modell för att beräkna riskindex för bekämpningsmedelsanvändning på den enskilda gården (PRI-Farm) (Bergkvist 2004) som nu är under utveckling, blir sannolikt ett utmärkt verktyg i Greppa Näringens rådgivning för att minska riskerna i jordbrukets pesticid-användning. För att förbättra mjölkgårdens beslutsunderlag inom detta område borde foderindustrin lämna information om pesticidanvändning och risker förknippade med denna användning i odlingen av de råvaror som köps in för kraftfoderproduktion.

Biodiversitet (markanvändning)

Indikatorer som mäter biologisk mångfald används i mycket liten omfattning i jordbruket idag. Området är dock mycket viktigt för svensk miljöpolitik och sannolikt kommer ytterligare ett miljömål med inriktning på biologisk mångfald att införas. Även i Europa är det mycket ovanligt med indikatorer för biodiversitet inom jordbruket. Braband *et al.* (2003) jämförde sju olika system från Danmark, Nederländerna, Tyskland och Frankrike som syftade till att mäta användningen av biotiska resurser på gårdsnivå. Liksom indikatorer för abiotiska resurser (dvs näring och energi) var indikatorerna för biotiska resurser oftast utformade som åtgärds-baserade indikatorer. En del av de data som relativt enkel samlas in i en gårdsanalys kan lätt bearbetas i de indikatorsystem för biologisk mångfald som Braband *et al.* (2003) beskriver. Pesticidanvändningen är en sådan uppgift och indikatorn ”% obehandlad areal” förekom i flera av de europeiska systemen. En annan förekommande indikator var ”diversitet av odlade grödor på gården”, dvs en indikator som kan härledas från data vid beräkning av markanvändning (se Tabell 17). Mjölkgårdarna och deras markanvändning har i dag en mycket stor betydelse för bevarandet och förvaltningen av den biologiska mångfalden i Sverige och det är därför angeläget att utveckla ett indikatorsystem för mjölkgårdens användning/förvaltning av de biologiska resurserna. Dels behöver lantbrukarna information om vilka åtgärder som främjar respektive missgynnar gårdens biologiska mångfald. Dels behöver data från ett större antal mjölkgårdar samlas in och utvärderas med en systematisk och enhetlig metodik för att klargöra mjölkgårdarnas betydelse för den biologiska mångfalden i olika regioner av landet.

Växthusgaser

Att beräkna emissioner av växthusgaser på en mjölkgård är relativt komplicerat och eftersom det är biologiska processer som styr utsläppen av metan och lustgas måste modellberäkningar ligga till grund även för detta område. Att finna lämpliga åtgärdsbaserade indikatorer är inte enkelt eftersom olika växthusgaser reduceras med olika åtgärder. T ex är ”hög mjölk-avkastning per ko” en indikator på relativt låga metanutsläpp per kg mjölk. Men totalt sett kan utsläppen ändå vara höga eftersom den höga avkastningen kanske har krävt insatser med mycket kraftfoder som har orsakat utsläpp av fossilt koldioxid och lustgas. Indikatorer för totala växthusgasutsläpp på gårdsnivå förekommer i mycket liten omfattning i Europa idag.

Svenskt jordbruk minskade sina totala utsläpp av växthusgaser med 6 % mellan åren 1990 och 2000 (JBV 2004) och har därmed redan uppnått de nationella mål för växthusgaser (- 4 %) som är uppsatta för perioden 1990 – 2010. Det förefaller därför mer angeläget att vidareutveckla och prioritera indikatorer för områden där miljömålen är svårare att uppnå (kväve och biologisk mångfald).

Referensvärden och målvärden

För att tolka indikatorvärden på den enskilda gården behöver lantbrukaren och rådgivaren referensvärden eller jämförelsevärden. I de indikatorsystem som i dag används i Europa, har frågan om referensvärden hittills behandlas mycket översiktigt. Metoderna för att utveckla referensvärden är följande (Halberg *et al.*, 2004):

- Politiskt satta mål
- Modellerade (förväntade) indikatorvärden om lantbrukaren följer standard för GAP (good agricultural practice).
- Gårdens resultat under tidigare år
- Bästa eller medel-indikatorvärden från ett antal jämförbara gårdar som deltar inom samma projekt
- Bästa indikatorvärden från ett större dataset som är statistiskt bearbetat för variationen mellan gårdar inom samma sektor i ett land eller region

I denna studie redovisades jämförelsevärden för N-överskott per ha åker (Tabell 11) och N-överskott per ton mjölk (Tabell 12 och 13) från mjölkgårdar med enbart mjölkproduktion (inklusive rekryteringskvigor). Det är mycket viktigt att dessa värden tolkas som jämförelsevärden och inte ses som "träskelvärden". I dag har vi inte tillräcklig kunskap för att ange ett träskelvärde för maximalt N-överskott per hektar åker. Ett sådant riktvärde skall ju helst beskriva en acceptabel nivå för överskottet vid vilken miljömålet för övergödning kan uppfyllas. Ett exempel på hur svårt det är att sätta sådana träskelvärden är erfarenheter från Holland. I systemet MINAS³ sätts avgifter på den kvävemängd som överskrider ett N-överskott motsvarande 60 – 180 kg N/ha (varieras efter jordtyp och gröda). Takvärdet sattes för att nitratkoncentrationen i det övre grundvattnet inte skall överstiga 50 mg NO₃⁻/l. Resultat från försöksgården de Marke indikerar nu att det årliga kväveöverskottet kanske måste ligga 40 kg N/ha lägre än den avgiftsfria taknivån för att garantera att nitrathalten i grundvattnet hålls vid acceptabel nivå (Schröder *et al.*, 2003). Vidare måste träskelvärden regionaliseras, dels efter områdets känslighet för utsläpp av nitrat och ammoniak, dels efter intensiteten i jordbruket, speciellt animalieproduktionen. Schröder *et al.* (2004) hävdar att mera komplexa indikatorer och strikta träskelvärden förefaller oundvikligt i intensiva jordbruksområden med känslig lokal miljö.

De jämförelsevärden för indikatorer för N-överskott som i dag används i Sverige bygger på förväntade resultat vid GAP, gårdens resultat under senare år och bästa indikatorvärden från jämförbara gårdar. En viktig forskningsuppgift blir att utarbeta träskelvärden för N-överskott och sådana värden måste sannolikt regionaliseras mellan södra och norra Sverige.

Slutsatser

Rådgivningsprogrammet Greppa Näringen har nu pågått i fyra år och allt oftare kommer frågan om vilka effekter på miljön, och då speciellt kväveläcket, som denna rådgivningsinsats har. Effekter av frivilliga miljörådgivningsprogram är mycket svåra att utvärdera, en erfarenhet som framkommer tydligt i den stora översikt av Input/Output

³ MINAS= Mineral Accounting System, utvecklat i Nederländerna som ett verktyg för att nå nitratdirektivet

redovisningssystem för jordbruket i norra Europa som har genomförts på uppdrag av EU-kommissionen. Enligt Goodlass *et al.* (2001) upplevde de flesta aktörerna att gårdarnas miljöarbete hade förbättrats men det fanns få dokumenterade resultat på gårdsnivå som kunde verifiera detta påstående. En mycket viktig slutsats från genomgången av de europeiska Input/Output redovisningssystemen var att effekter inte kan utvärderas i ett alltför kort tidsperspektiv och att rådgivning (t ex växtodlingsplanering, foderplanering) måste kopplas till ett indikatorsystem så att lantbrukaren får stöd att tolka resultaten och hjälp i förändringsarbetet.

Med utgångspunkt från de europeiska erfarenheterna av olika system för att mäta och utvärdera den enskilda gårdens miljöprestanda, måste rådgivningsprojekt Greppa Näringen sägas ha en utformning och design som är unik i europeiskt jordbruk idag. Ett stort antal lantbrukare deltar på frivillig basis och erhåller rådgivning kopplad till gårdens växtnärbalans där inflöden och utflöden av näringsämnen framkommer mycket pedagogiskt. Genom kontinuerlig uppföljning med rådgivare och rådgivningsmoduler kopplade till olika delsystem (t ex utfodring, grovfoderodling etc) kopplas miljöaspekter samman med förbättrat ”management” på gården. Potentialen är mycket stor för att ge goda effekter i jordbrukets miljöarbete.

Variationen i indikatorvärden mellan olika gårdar kan i sig vara en drivkraft för miljöförbättringar och en alltför hög resursförbrukning (av foder eller handelsgödsel) är ju också en ekonomisk fråga för den enskilde lantbrukaren. Men det behövs forskning som visar på referensvärden alternativt tröskelvärden för acceptabla kväveöverskott i olika regioner av landet. Vidare är det angeläget att inbegripa området biologisk mångfald i indikatorsystemen med tanke på frågans betydelse i svensk miljöpolitik.

Den här studien visar tydligt att det är svårt att beräkna kväveförluster på mjölkgårdar och detta gäller sannolikt även för gårdar med nötköttsproduktion. Det behövs mer forskning om kväveflöden och förluster i mjölk- och nötköttsproduktion. Kväveutnyttjandet i den viktiga grödan vallen samt kväveutnyttjandet i praktisk drift för olika stallgödselsystem bör utredas bättre.

REFERENSER

- Aarts H F M. 2000. Resource management in a De Marke dairy farming system. De Marke Report no 26, Research Institute for Animal Husbandry, Lelystad, the Netherlands. ISBN 90-5808-217-2
- Aronsson H & Torstensson G. 2003. Teknisk beskrivning av utlakningsberäkning i kalkylprogrammet STANK. www.sjv.se (mark/växt/miljö)
- Aronsson H & Torstensson G. 2004. Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen. Beskrivning av ett pedagogiskt verktyg för beräkning av kväveutlakning från enskilda fält och gårdar. Ekohydrologi 78. Avd för Vattenvårdslära, SLU, Uppsala.
- Bergkvist P. 2004. Pesticide Risk Indicators at National Level and Farm Level. PM 6/04 KEMI. Kemikalieinspektionen, Sundbyberg. www.kemi.se
- Braband D, Geier U, Köpke U. 2003. Bio-resource evaluation in within agri-environmental assessment tools in different European countries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 423-434.
- Cederberg C & Flysjö A. Life Cycle Inventory of 23 dairy farms in south-western Sweden. SIK-rapport 728, SIK, Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg
- Gallopín G C. 1997. Indicators and their use: Information for Decision-making. In: Sustainability indicators: A Report on the Project on Indicators for Sustainable Development. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Goodlass G, Halberg N, Verschuur G, Hanegraaf M C. 2001. Study on Input/Output Accounting Systems on EU Agricultural Holdings. Centre for Agriculture and Environment, March 2001. <http://europa.eu.int/comm/environment/agriculture/pdf/inputoutput.pdf>
- Halberg N, Verschuur G, Goodlass G. 2004. Farm level environmental indicators; are they useful? An overview of green accounting systems for European farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, article in press.
- Hansen J W. 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems* 50:117-143
- Hutchings N J, Sommer S G, Andersen J M, Asman W A H. 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment* 35: 1959 – 1968.
- IPCC. 2000. IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. www.ipcc.ch
- Jordbruksverket. 2004. Förutsättningar för en minskning av växthusgasutsläppen från jordbruket. Rapport. Jordbruksverket, Jönköping.
- Karlsson S & Rodhe L. 2002. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak för lagring och spridning av stallgödsel. JTI, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. www.jti.slu.se
- Kirchgessner M, Windisch W, Muller H L & Kreuzer M. 1991. Release of methane and carbon dioxide by dairy cattle. *Agri Biol. Res.* 44: 2-3
- 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.
- 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
- Myrebeck Å. 1999. Växtnäringsflöden och –balanser på gårdar med olika driftsinriktning – En studie av 1300 svenska gårdar. Meddelande från Jordbearbetningsavdelningen nr 30. Institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- NV. 1997. Källor till kväveutsläpp. Rapport 4736. Naturvårdsverket, Stockholm.
- NV. 1999. System med indikatorer för nationell uppföljning av miljö kvalitetsmålen. Rapport 5006. Naturvårdsverket, Stockholm.

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

OECD. 2000. Environmental Indicators for Agriculture. Methods and Results. Executive Summary 2000. www.oecd.org

Schröder J J, Arts H F M, ten Berge H F M, van Keulen H, Neeteson J J. 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Europ. J. Agronomy* 20: 33-44.

Schröder J J, Scholefield D, Cabral F, Hofman G. 2004. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. *Environmental Science & Policy* 7: 15-23.

Svensk Mjök. 2004. Mejeristatistik. Svensk Mjök, Stockholm.

Van der Werf H M G & Petit J. 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based models. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 131-145.

Personliga meddelande

Linge, Cecilia, Greppa Näringen, Jordbruksverket, Alnarp

Persson, Per, Jordbruksverket, Jönköping