

Jordbrukets klimatpåverkan

**– underlag för att beräkna växthusgasutsläpp på gårdsnivå
och nulägesanalyser av exempelgårdar**

DELRAPPORT I JOKER-PROJEKTET
Mars 2009

Maria Berglund, Christel Cederberg,
Carin Clason, Maria Henriksson och Lars Törner



Maria Berglund, Christel Cederberg, Carin Clason, Maria Henriksson och Lars Törner. 2009. Jordbrukets klimatpåverkan – underlag för att beräkna växthusgasutsläpp på gårdsnivå och nulägesanalyser av exempelgårdar. Delrapport i JOKER-projektet, Hushållningssällskapet Halland.

Omslag: Erik Ekre

© Hushållningssällskapet Halland
ISBN: 91-88668-63-0

Förord

Detta är den första delrapporten från projektet Jordbrukets klimatpåverkan – kartläggning, åtgärder, ekonomisk analys och rådgivningsmodell (JOKER). Projektets övergripande mål är att bidra med kunskap om hur jordbrukets växthusgasutsläpp kan minskas. Alla analyser sker med ett lantbruksföretagsperspektiv och på gårdsnivå. Projektet har delats in i tre faser, varav den första fasen omfattar kunskapssammanställning om och kartläggning av lantbrukets växthusgasutsläpp ur ett livscykelperspektiv. Detta arbete redovisas i denna delrapport. I fas ett identifieras även olika åtgärder för att minska lantbrukets växthusgasutsläpp, vilket kommer att beskrivas i en kommande rapport. Fas två omfattar ekonomiska analyser av förbättringsåtgärder och effekter på gårdsnivå av olika styrmedel som syftar till att minska växthusgasutsläppen. I fas tre ska en klimatrådgivningsmodell utvecklas som ska användas för att visa lantbrukare hur de kan minska sina växthusgasutsläpp. Fas tre bygger på resultaten och metodutveckling från tidigare delar av projektet.

Projektet initierades av Christel Cederberg (SIK, Institutet för livsmedel och bioteknik), Ove Karlsson (Hushållningssällskapet Halland) och Lars Törner (Odling i Balans). Projekt genomförs under perioden sommaren 2007 till våren 2010. Hushållningssällskapet Halland är huvudman för JOKER och projektet genomförs i samarbete med Växa Halland, Odling i Balans och SIK. Projektledare är Maria Berglund (Hushållningssällskapet Halland). I denna rapport har Maria Henriksson (Växa Halland) ansvarat för avsnittet om lustgas från mark, Cederberg för kol i mark, Carin Clason (Växa Halland) för metan från djurens fodermältning och Törner för indata från exempelgårdarna. Berglund har varit samordnande.

En referensgrupp har knutits till projektet bestående av Torbjörn Andersson (Jordbruksverket, fr o m december 2008), Jan Eksvärd (LRF), Anna Hagerberg (Jordbruksverket, fr o m december 2008), Anders Holmestig (LRF), Johan Wahlander (Jordbruksverket, t o m november 2008) och Niclas Åkeson (Tidningsfolket). Ett varmt tack riktas till referensgruppen för era värdefulla kommentarer om rapporten och bidrag till projektets utveckling!

Projektet finansieras av Stiftelsen Lantbruksforskning, Lantbrukarnas Riksförbund, C R Prytz Donationsfond, Bertebos stiftelse och Odling i Balans. Vi vill härmed tack våra finansiärer för stödet till detta projekt och detta angelägna ämnesområde!

/Författarna

ISBN: 91-88668-63-0

Sammanfattning

Jordbrukets och livsmedelskonsumtionens klimatpåverkan har blivit ett hett diskussionsämne. Samtidigt finns det stora kunskapsluckor om jordbrukets totala klimatpåverkan. Det handlar t ex om hur stora växthusgasutsläppen är på gårdsnivå och om vilka faktorer som påverkar utsläppsnivåerna. Målet med denna rapport är bygga upp en gedigen kunskapsbas om jordbrukets växthusgasutsläpp ur ett livscykelerspektiv och att förslå metoder för att beräkna ett lantbruksföretags totala klimatpåverkan. Innehållet i rapporten kan därför användas som underlag vid analyser av växthusgasutsläpp från enskilda lantbruksföretag eller från jordbruksproduktion. I rapporten redovisas även nulägesanalyser av växthusgasutsläpp från tre exempelgårdar med olika driftsinriktningar.

Studien görs med ett livscykelerspektiv vilket innebär att jordbrukets utsläpp av växthusgaser följs från vaggan (d v s produktion av insatsvaror), via processer som sker på gården (t ex lustgas från kvävet omsättning i mark och metan från idisslarnas fodermältning) fram till gårdsgrinden (d v s när jordbruksprodukterna lämnar gården). Analyserna bygger på litteraturstudier. De växthusgaser som ingår är koldioxid, metan och lustgas. Metan och lustgas är kraftiga växthusgaser och ett kg metan motsvarar ca 25 kg koldioxidekvivalenter och ett kg lustgas ca 298 kg koldioxidekvivalenter.

De mesta växthusgasutsläpp som sker inom jordbruket kommer från biologiska processer, t ex i form av metan från idisslarnas fodermältning och lustgas från kvävet omsättning i marken. Energianvändningen spelar i detta sammanhang en underordnad roll. Vi har dock förhållandevis dålig kunskap om dessa biologiska processer och vilka parametrar som påverkar utsläppen. När det gäller t ex lustgas från mark beräknas i flera fall lustgasavgången utifrån mängden tillfört kväve till marken, även om man vet att lustgasavgången även påverkas av andra faktorer som temperatur och vattenhalt och vissa fältförsök tyder på ett oklart samband mellan kvävetillförsel och lustgasavgång.

Ordlista

Direkta lustgasemissioner: Lustgas som bildas när kväve omsätts via nitrifikation (när ammonium omvandlas till nitrat) eller denitrifikation (när nitrat omvandlas till kvävgas).

Emissionsfaktor: Anger hur stora utsläpp en aktivitet ger, t ex kg metan under ett år från en mjölkkos fodermätning eller andelen av tillfört kväve som avgår som lustgas vid spridning av mineralgödselkväve.

Energi- och fettkorrigerad mjölk (ECM): Motsvarar mjölk som innehåller ca 4,0 % fett och 3,3 % protein

Environmental production declaration (EPD): På svenska ”Miljövarudeklaration”. Ett standardiserat informationssystem som används för att beskriva en produkt eller tjänst miljöpåverkan.

Funktionell enhet: Kvantifierbart mått på en produkts funktion, t ex ”1 kg ben- och fettfritt kött” vid animalieproduktion eller ”1 kWh el hos slutkonsument” vid elproduktion. All miljöpåverkan från produktens livscykel relateras till den funktionella enheten.

Indirekta lustgasemissioner: Orsakas av ammoniak och nitrat som förlorats från det studerade systemet och som omvandlats till lustgas i andra delar av ekosystemet.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): På svenska ”FN:s klimatpanel”. IPCC är FN:s vetenskapliga panel i klimatfrågor. Klimatpanelen sammanställer och utvärderar regelbundet det aktuella vetenskapliga kunskapsläget inom klimatområdet, bl a i den senaste utvärderingsrapporten från 2007 (IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007).

Klimatrapporteringen: Länder som har ratificerat Kyotoprotokoll, och som har kvantifierade åtaganden att begränsa sina utsläpp, ska årligen uppdatera sina nationella inventeringar av växthusgasutsläpp och redovisning av utsläpps begränsande åtgärder. Denna nationella redovisning benämns här ”klimatrapporteringen”.

Koldioxidekvivalenter (CO₂-ekv): Mängd av en växthusgas uttryckt som den mängd koldioxid som ger samma potentiella klimatpåverkan. 1 kg metan motsvaras till exempel av 25 kg CO₂-ekv.

Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF): Står för sektorn ”markanvändning, förändrad markanvändning och skogsbruk” i klimatrapporteringen.

STANK in MIND: Ett kalkylprogram för miljöinriktad växtnäringrådgivning.

United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC): På svenska ”FN:s klimatkonvention”. Konvention om åtgärder för att förhindra klimatförändringar. Kyotoprotokollet är en del av klimatkonventionen.

Water-filled pore space (WFPS): Anger hur stor andel av markens porer som är vattenfyllda.

Innehåll

1	Bakgrund	1
1.1	Jordbrukets växthusgasutsläpp.....	1
1.2	Metoder för att bedöma jordbrukets klimatpåverkan.....	3
2	Mål och syfte	5
3	Rapportens upplägg	7
4	Metod	9
4.1	Utsläpp av växthusgaser.....	9
4.2	Systemgränser	10
4.3	Avgränsningar.....	11
4.3.1	Insatsvaror	11
4.3.2	Kapitalvaror.....	12
4.3.3	Emissioner från biologiska processer.....	13
4.4	Allokering.....	13
4.5	Datakvalitet	13
5	Befintliga modeller om jordbrukets växthusgasutsläpp	15
5.1	FN:s klimatpanels riktlinjer.....	15
5.2	CALM Calculator	16
5.3	Carbon Calculator	17
5.4	SALSA	17
5.5	DairyWise	18
5.6	FarmGHG.....	18
5.7	FarmSim	19
5.8	SIMS _{DAIRY}	19
5.9	EFEM	19
5.10	Fasset.....	19
6	Växthusgasutsläpp från produktion och användning av insatsvaror	21
6.1	Energi och energianvändning.....	21
6.1.1	El.....	21
6.1.2	Drivmedel	23
6.1.3	Värme	26
6.2	Gödselmedel.....	27
6.2.1	Mineralgödsel	27
6.2.2	Gödselmedel i ekologisk produktion.....	29
6.3	Inköpt foder.....	30
6.4	Övriga insatsvaror.....	33
6.5	Nyckeltal om energi och växthusgasutsläpp	35
6.5.1	Nyckeltal om energianvändning.....	35
6.5.2	Nyckeltal om transporter.....	36
6.5.3	Nyckeltal om jordbruksprodukters växthusgasutsläpp	36

7	Lustgas från mark	39
7.1	Bildning av lustgas i mark	39
7.2	Mätningar av lustgas i mark	40
7.2.1	Mätteknik	41
7.2.2	Mätdata från studier	42
7.3	Beräkning av lustgasemissioner från mark	46
7.3.1	Beräkningsmodell enligt FN:s klimatpanel	46
7.3.2	Emissionsfaktorer.....	49
7.4	Indata för beräkningar.....	49
7.4.1	Datansamling för beräkning av direkta emissioner	50
7.4.2	Datansamling för beräkning av indirekta emissioner	51
7.5	Rekommendation.....	52
7.6	Diskussion.....	53
7.6.1	Emissionsfaktorer.....	54
8	Kol i marken	55
8.1	Mineraljordar.....	55
8.1.1	Uppbyggnad och nedbrytning av markens kolförråd.....	55
8.1.2	Uppmätta förändringar i Ultuna ramförsök	57
8.1.3	Uppmätta förändringar i dansk åkermark	58
8.1.4	Hur verifiera förändringar?	59
8.1.5	ICBM-modellen	59
8.2	Mulljordar.....	59
8.3	Permanent betesmarker.....	61
8.4	Markens kolbalans i jordbruket.....	61
8.5	Rekommendationer.....	62
9	Metan från nötkreaturens fodermältning	65
9.1	Svenska system för mjölk- och nötköttproduktion	65
9.2	Mätning av metanproduktion hos idisslare	66
9.3	Beräkningsmodeller för metanproduktion från idisslare.....	67
9.3.1	Klimatpanelens riktlinjer.....	67
9.3.2	Svensk beräkningsmodell	69
9.3.3	Tyska beräkningsmodeller.....	71
9.3.4	Olika parametrars påverkan på den svenska beräkningsmodellen	72
9.3.5	Jämförelse mellan olika sätt att beräkna energibehovet och metanproduktionen	74
9.3.6	Jämförelse mellan beräkningsmodeller.....	77
9.4	Rekommendation.....	77
9.5	Diskussion.....	78
10	Metan från övriga djurs fodermältning	81
11	Växthusgasutsläpp från stallgödsel.....	83
11.1	Stallgödselhantering i Sverige	83
11.2	Växthusgasutsläpp från stallgödsel.....	84
11.3	Beräkning av växthusgaser från stallgödsel	85
11.3.1	Metanutsläpp	86

11.3.2	Lustgasutsläpp.....	88
11.4	Rekommendation.....	89
12	Nulägesanalys av exempelgårdar	91
12.1	Metod.....	91
12.1.1	Funktionell enhet.....	91
12.1.2	Systemgränser och avgränsningar	91
12.2	Nulägesanalyser	92
12.2.1	Växtodlingsgården.....	92
12.2.2	Mjölkgården.....	95
12.2.3	Grisgården	99
13	Diskussion och slutsatser.....	103
13.1	Tips vid nulägesanalyser på gårdar	103
13.1.1	Funktionell enhet.....	104
13.2	Behov av kompletterande studier	104
13.2.1	Insatsvaror	104
13.2.2	Markanvändning.....	105
13.2.3	Djurhållning.....	106
14	Referenser.....	107
14.1	Personliga meddelanden.....	117
Bilaga 1	Metod	
Bilaga 2	Insatsvaror	
Bilaga 3	Lustgasemissioner från mark	
Bilaga 4	Metanproduktion vid nötkreaturens fodermältning	

1 Bakgrund

Klimatfrågan blir allt hetare och diskussionerna om livsmedelsproduktionens och konsumtionens klimatpåverkan allt fler. Samtidigt finns det stora kunskapsluckor om lantbrukets samlade klimatpåverkan. Det handlar om hur stora växthusgasutsläppen är på gårdsnivå, om vilka faktorer som påverkar utsläppsnivåerna och effekter av olika åtgärder.

Detta projekt, kallat JOKER (**J**ordbrukets **k**limatpåverkan – kartläggning, **e**konomisk analys och **r**ådgivningsmodell), ska bidra till att fylla dessa kunskapsluckor. Projektet omfattar tre faser och utgångspunkten är lantbruksföretaget. I den första fasen ingår analyser av jordbrukets växthusgasutsläpp ur ett livscykelerspektiv och åtgärder för att minska utsläppen. Detta är den första delrapporten från fas ett, och den omfattar underlagsdata om växthusgasutsläpp från lantbruksföretag och nulägesanalyser av tre exempelgårdar. I en kommande rapport redovisas olika åtgärder som kan vidtas på gårdsnivå och deras effekter på växthusgasutsläppen. Fas två omfattar ekonomiska analyser. Där ingår att identifiera kostnadseffektiva åtgärder för att minska lantbruksföretagets växthusgasutsläpp och effekter av olika styrmedel som syftar till att minska jordbrukets utsläpp av växthusgaser. Fas tre omfattar utveckling av en rådgivningsmodell om hur lantbrukare kan minska sina växthusgasutsläpp. Rådgivningsmodellen bygger på resultaten och metodutveckling från tidigare delar av projektet.

1.1 Jordbrukets växthusgasutsläpp

Det kommer allt fler belegg för att mänsklighetens utsläpp av växthusgaser bidrar till klimatförändringar. FN:s klimatpanel (IPCC) sammanställer och utvärderar regelbundet det aktuella vetenskapliga kunskapsläget inom klimatområdet. Hittills har fyra utvärderingsrapporter publicerats, varav den senaste år 2007 (se bl a IPCC, 2007a; b). För var rapport som kommer anges sannolikheten som allt högre för att de antropogena växthusgasutsläpp (d v s av människan orsakade utsläppen) påverkar klimatet. I den senaste utvärderingsrapporten bedömdes det t ex som mycket sannolikt att höjningen av den globala medeltemperaturen som observerats sedan mitten av 1900-talet beror på de ökade antropogena utsläppen av växthusgaser (IPCC, 2007c). Utsläppen av växthusgaser ger påverkan på global nivå, vilket innebär att effekten blir lika stor oavsett var utsläppen sker. Det är en viktig skillnad mot annan miljöpåverkan som t ex utsläpp av övergödande eller försurande ämnen som påverkar miljön lokalt eller regionalt och där effekterna på ekosystemen kan variera beroende på deras känslighet.

Jordbruket skiljer sig från andra samhällssektorer när det gäller vilka växthusgaser och källor som ger störst klimatpåverkan. I övriga samhällssektorer står koldioxid från användning av fossil energi generellt för den största klimatpåverkan. Inom jordbrukssektorn utgörs istället de betydande växthusgasutsläppen av metan och lustgas från biologiska processer, t ex från kväveomsättningen som sker i marken eller från djurhållning och stallgödselhantering, och av koldioxid från ändrad markanvändning (USEPA, 2006; IPCC, 2007b). Det är dock svårt att mäta och kvantifiera utsläppen från dessa processer, vilket medför stora osäkerheter när jordbrukets klimatpåverkan ska bedömas.

Globalt sett beräknas jordbruket stå för ca 50 % av de antropogena metanutsläppen, varav drygt 30 procentenheter bildas vid husdjurens fodermältning. Jordbruket bedöms stå för ca 60 % av de globala lustgasutsläppen, varav knappt 40 procentenheter kommer från kvävet omsättning i mark (IPCC, 2007b). Koldioxid från energianvändning och omsättning av organiskt material i befintlig åkermark utgör en mycket liten del av jordbrukets totala växthusgasutsläpp. Mycket stora mängder koldioxid binds in och avges från marksystemet, men nettoeffekten är liten (ibid). Avskogning, t ex för att få ny betes- eller åkermark, kan dock frigöra mycket stora mängder växthusgaser. Uppskattningar tyder på att den samlade avskogningen globalt sett bidrar med 5,8

Tabell 1: Det svenska jordbrukets beräknade utsläpp av växthusgaser

Källa	Växthusgas	Milj ton	
		CO ₂ -ekv	Kommentar
Kvävets omsättning i mark och stallgödsel	Lustgas	5,2	Avser beräkningar för år 2006 (Naturvårdsverket, 2007a)
Djurens fodersmältning och stallgödsel	Metan	3,3	Avser beräkningar för år 2006 (Naturvårdsverket, 2007a)
Energianvändning i jordbruket	Koldioxid	>1	Baseras på uppskattning av om jordbrukets energianvändning 2004 (SCB, 2008c) och schablonvärden för växthusgasutsläpp från fossila bränslen.
Markanvändning och förändrad markanvändning	Koldioxid	några milj. ton	Avser sammanlagda effekter av uppskattat förändrat kolinnehåll i åker- och betesmark 1990-2004 (Naturvårdsverket, 2009).

miljarder ton koldioxid per år, då har ingen hänsyn tagits till att växande skogar binder in koldioxid. Detta kan jämföras med att de totala växthusgasutsläpp år 2004 uppskattades till ca 49 miljarder ton koldioxidekvivalenter (ibid). Totalt sett beräknas jordbruket stå för mellan 10 och 12 % av de globala växthusgasutsläppen, men då exkluderas emissioner från ändrad markanvändning (t ex avskogning för att få betes- eller åkermark) och produktion av insatsvaror (ibid). Enligt en uppmärksam studie från FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, d v s FN:s fackorgan för livsmedels- och jordbruksfrågor) uppskattas animalieproduktionen stå för knappt en femtedel av de globala växthusgasutsläppen när även emissioner från produktion av jordbrukets insatsvaror och ändrad markanvändning inkluderas (Steinfeld m fl, 2006). I FAO-studien angavs de totala antropogena växthusgasutsläpp bara uppgå till 40 miljarder ton koldioxidekvivalenter per år (ibid).

Det svenska jordbruket beräknades släppa ut drygt 9,5 miljoner ton koldioxidekvivalenter år 2006 (se Tabell 1) (Naturvårdsverket, 2007a; Jordbruksverket, 2008a; SCB, 2008c). Då ingår inte utsläpp från produktion av insatsvaror och LULUCF, d v s markanvändning, ändrad markanvändning och skogsbruk. Dessa utsläpp kan jämföras med de totala utsläpp som sker i Sverige och som år 2006 beräknades till 65,7 miljoner ton koldioxidekvivalenter (exklusive LULUCF). Jordbrukets växthusgasutsläpp domineras av lustgas och metan, och jordbruket står för 70 respektive 60 % av de nationella utsläppen av dessa växthusgaser. Lustgasen kommer främst från kvävet omsättning i mark och metanet från idisslarnas fodersmältning. Dessutom bildas metan och lustgas vid lagring av stallgödsel. Mellan åren 1990 och 2006 beräknas det svenska jordbrukets växthusgasutsläpp från djur, stallgödsel och kvävet omsättning i mark ha minskat med nästan 10 %. Detta förklaras främst med minskat djurantalet (Naturvårdsverket, 2007a).

Man brukar redovisa växthusgasutsläpp exklusive LULUCF, d v s effekter av bl a förändrad kolmängd i åker- och betesmark och koldioxid som avgår vid kalkning av åkermark, eftersom kunskapen är otillräcklig och osäkerheterna mycket stora när det gäller uppskattningar om hur mycket koldioxid som avgår eller lagras in i åker- och betesmark (se även kapitel 1). De uppskattningar som Naturvårdsverket redovisar tyder på nettoinlagring av kol i betesmark och avgång från åkermark (främst från organogena jordar), men värdena varierar mycket mellan olika år och bedömningarna är osäkra (Naturvårdsverket, 2007a; Jordbruksverket, 2008a).

Växthusgasutsläppen kan även minskas genom ”carbon sequestration”, d v s genom att öka inlagringen av kol i mark och biomassa eller minska koldioxidavgången från mark. Idag saknas det dock tillräcklig kunskap för att kunna kvantifiera effekterna av ökad inlagring av kol eller av åtgärder för att minska koldioxidavgången från mark (se även kapitel 1). Dessutom kommer de långsiktiga effekterna att styras av hur marken används i framtiden.

1.2 Metoder för att bedöma jordbrukets klimatpåverkan

Jordbrukets klimatpåverkan analyseras i olika sammanhang och därmed med olika metoder och angreppssätt. Det finns två huvudsakliga principer för dessa analyser, nämligen försök/mätningar och modellberäkningar. Dessa olika typer av analyser kan tyckas ge svar på samma frågor, men skillnader i analysmetoderna gör att användningsområdena kan variera och att resultaten inte alltid är direkt jämförbara. Resultaten från **försök** ger en bild av hur det såg ut i verkligheten vid försökstillfället, givet de begränsningar som försöksupplägg, mät- och analysmetoder ger. Resultaten kan vara platsbundna, variera över tiden och påverkas av yttre faktorer som t ex väder.

Med en **modell** försöker man skapa en systematisk bild av verkligheten. Resultaten styrs av modellens inneboende egenskaper (t ex vilka parametrar som ingår och matematiska samband), kvaliteten på indata och avgränsningar (t ex var sätts systemgränsen). Modeller kan bygga på resultat från olika typer av försök och mätningar.

Vid modellberäkningar av jordbrukets klimatpåverkan brukar resultat hämtas från två olika typer av undersökningar, nämligen i) livscykelanalyser eller andra studier som sker med ett livscykelperspektiv och ii) den så kallade klimatrapporteringen, vilket står för de nationella inventeringarna av växthusgasutsläppen som rapporteras under FN:s klimatkonvention¹. Det är dock viktigt att vara medveten om de skillnader som finns avseende syfte, avgränsningar, skala etc. mellan dessa olika typer av undersökningar, vilket medför att resultaten inte är direkt jämförbara.

I en **livscykelanalys** (LCA) ingår den totala resursanvändningen i och miljöpåverkan² från en produkts hela livscykel, dvs från ”vaggan” (t ex utvinning av råvaror som används i olika processer) till ”graven” (studiens borte gräns, t ex vid slutanvändning av produkten eller vid gårdsgrunden). I en LCA ingår miljöpåverkan av de insatsvaror som används, t ex från produktion, distribution och användning av mineralgödsel som förbrukas i växtodlingen på en gård. Detaljeringsnivån kan vara mycket hög och hänsyn tas till specifika förhållanden i det studerade systemet. I en LCA ingår definition av mål och avgränsningar, inventeringsanalys, miljöpåverkanbedömning och tolkning. Måldefinitionen och frågeställningarna styr metodval, vilka avgränsningar som görs, hur systemgränserna sätts etc., vilket i sin tur påverkar resultaten. Resultaten från olika LCA-studier kan därför inte jämföras rakt av utan att hänsyn tas till eventuella skillnader mellan studerade system.

Vid **klimatrapporteringen** inventeras alla växthusgasutsläpp som sker inom ett lands gränser. Det finns mycket utförliga riktlinjer och beräkningsstöd för hur rapporteringen och inventeringarna av enskilda processer (t ex metanproduktionen från husdjurens fodermältning) ska göras (IPCC, 2006a). Beräkningarna enligt klimatpanelens riktlinjer (”IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories”) indelas i tre olika detaljeringsnivåer där den enklaste (Tier 1)

¹ FN:s klimatkonvention (United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) är en överenskommelse om internationellt samarbete för att förhindra antropogen påverkan på jordens klimatsystem. Den trädde i kraft 1995. Kyotoprotokollet är ett tillägg till klimatkonventionen som anger riktlinjerna för åtagandeperioden 2008–2012. Länder som har ratificerat detta protokoll, och som dessutom har kvantifierade åtaganden att begränsa sina utsläpp (s.k. Annex-I-länder), ska årligen uppdatera sina nationella inventeringar av växthusgasutsläpp och redovisning av utsläpps begränsande åtgärder, som de enligt konventionen och protokollet är förpliktigade att tillhandahålla. Se exempelvis Sveriges rapport från 2007 (Naturvårdsverket, 2007a). I fortsättningen används här ”klimatrapporteringen” som benämning på denna nationella redovisning.

² I en LCA ingår flera olika miljöpåverkanskategorier, som t ex utsläpp av växthusgaser (potentiell klimatpåverkan), försurning, övergödning, markanvändning och toxiska effekter. I denna rapport beaktas endast växthusgasutsläpp och därför används begreppet ”livscykelperspektiv” istället för LCA för att tydligt betona att innehållet i rapporten inte speglar en fullständig LCA. Eftersom vi endast tagit med växthusgasutsläpp kan analyserna inte användas för att säga något om effekterna inom andra miljöpåverkanskategorier.

bygger på schabloner och den mest avancerade (Tier 3) på modeller som är framtagna för och anpassade till nationella förhållanden (se vidare kapitel 5.1). Rekommendationer ges även om vilken detaljeringsnivå som ska tillämpas för en viss process, bl a beroende på processens betydelse för landets totala växthusgasutsläpp. Utsläppen beräknas för olika sektorer, bl a energi, industriprocesser och jord- och skogsbruk. Med de givna riktlinjer som finns för klimatrapporeringen och de enhetliga gränsdragningarna blir resultaten från flera länder jämförbara och adderbara. Som en följd av dessa gränsdragningar tas beaktar man inte import eller export av varor mellan länder eller sektorer. Det innebär t ex att växthusgasutsläppen från produktion av mineralgödsel rapporteras under industriprocesser, även om gödseln används i jordbruket och den eventuellt exporteras till annat land. För Sveriges del innebär detta att man inte rapporterar några växthusgasutsläpp från produktion av mineralgödsel eftersom all mineralgödsel importeras.

2 Mål och syfte

JOKER-projektets övergripande syfte är att utveckla metodik för att analysera lantbruksföretags klimatpåverkan, dels ur ett livscykelperspektiv och dels ur ett ekonomiskt perspektiv, och att ta fram kunskap som kan användas för att minska jordbrukets växthusgasutsläpp. Alla analyser sker ur ett företagsperspektiv och på gårdsnivå, vilket bl a innebär att växthusgasutsläppen redovisas för hela gården som en helhet och att utsläppen inte delas upp per t ex hektar eller kg produkt. Detta angreppssätt skiljer sig från många andra studier av jordbruksproduktionens klimatpåverkan där man ofta anger växthusgasutsläppen per t ex kg spannmål eller kött (se även diskussionen i kapitel 12.1.1) .

Målet med denna rapport är att bygga upp en gedigen kunskapsbas om jordbrukets växthusgasutsläpp ur ett livscykelperspektiv. I denna rapport har vi inriktat oss på nuläget, vilket påverkar valet av indata och metod. Till exempel ska uppgifterna om klimatpåverkan av insatsvaror spegla de insatsvaror som används idag och motsvara utsläppen från dagens produktion.

I arbetet har det ingått att identifiera processer och insatsvaror som orsakar växthusgasutsläpp och kvantifiera deras klimatpåverkan, samt att beskriva och utveckla metoder för att beräkna ett lantbruksföretags totala potentiella klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv. Dessa processer omfattar t ex kvävet omsättning i mark som orsakar utsläpp av lustgas och lagring av stallgödsel som ger lustgas och metan. Klimatpåverkan av insatsvaror uppstår vid produktion, distribution och slutanvändning av bl a drivmedel och inköpta gödselmedel.

Rapporten ska ge bra underlag, både vad gäller indata till beräkningar och metodutveckling, i det fortsatta arbetet inom JOKER-projektet i samband med utveckling av en rådgivningsmodell om lantbruksföretags klimatpåverkan och deras möjligheter att minska sina växthusgasutsläpp. Denna rapport ska även kunna användas som uppslagsverk och manual för utredare, miljökonsulter, rådgivare, studenter m fl när de gör egna beräkningar och analyser av jordbrukets klimatpåverkan. De indata som presenteras i rapporten måste därför komma från offentliga källor och beräkningarna vara så transparenta som möjligt.

I rapporten ingår även nulägesanalyser av tre exempelgårdar med olika driftsinriktningar. Syftet med dessa nulägesanalyser är att visa hur materialet och metoderna som beskrivs i rapporten kan användas för att beräkna den totala klimatpåverkan av lantbruksföretags verksamhet. Nulägesanalysernas syfte är inte att ge något statistiskt väl underbyggt underlag för att bedöma olika driftsinriktningars klimatpåverkan, utan att exemplifiera hur analyserna kan genomföras och hur klimatpåverkansprofilerna grovt kan skilja sig åt mellan olika typer av gårdar.

3 Rapportens upplägg

Den första delen av rapporten utgörs av en litteraturgenomgång och sammanställning om klimatpåverkan från olika processer och från insatsvaror som används inom jordbruket. Sammanställningen innehåller uppgifter som är användbara för svenska förhållanden och svenskt jordbruk. Eftersom rapporten är offentlig och uppgifterna kommer att användas som underlag i en rådgivningsmodell har litteraturuppgifterna hämtats från offentliga källor. Uppgifterna om miljöpåverkan från olika insatsvaror och processer kommer från tidigare genomförda studier och livscykelanalyser. I vissa fall har uppgifterna modifierats för att anpassas till de antaganden som gjorts i denna studie, det gäller t ex de karaktäriseringsindex som används för att konvertera metan- och lustgasemissioner till koldioxidekvivalenter. I denna studie har det inte funnit utrymme att göra egna analyser av insatsvarors totala klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv.

I rapportens första del ingår även en genomgång av befintliga modeller som används för att beräkna jordbrukets växthusgasutsläpp. Dessa modeller har olika omfattning och detaljeringsnivå, och de kan vara generella eller avgränsade till specifika driftsinriktningar. Modellerna har även olika geografiska tillämpningsområden. Vid litteraturgenomgången påträffades inga modeller som var direkt anpassade för rådgivning under svenska förhållanden och som analyserar jordbrukets klimatpåverkan ur både ett livscykel- och ekonomiskt perspektiv. Resultaten från JOKER-projektet fyller därmed en kunskapslucka och kan fungera som ett komplement till befintlig miljörådgivning.

Den andra delen av rapporten utgörs av nulägesanalyser av växthusgasutsläppen från exempelgårdar. Nulägesanalyser har gjorts på tre av Odling i Balans pilotgårdar, nämligen en växtodlingsgård utanför Trelleborg (Egonsborg), en kombinerad mjölk- och växtodlingsgård utanför Helsingborg (Västraby) och en kombinerad gris- och växtodlingsgård i Vara kommun (Badene). Pilotgårdarna är väldokumenterade sedan tidigare vilket underlättat analyserna. Gårdarna har valts eftersom de representerar typiska svenska driftsinriktningar och de har ett begränsat antal driftsinriktningar utan specialgrödor. Egonsborg är en typisk representant för den traditionella växtodlingsgården i södra Sveriges slättbygd. På Västraby kombineras en omfattande växtodling och mjölkproduktion. Badene är en av de renodlade griskårdarna bland Odling i Balans pilotgårdar. Nulägesanalyserna bygger på uppgifterna som pilotgårdarna lämnat om mängd inköpta insatsvaror, växtföljd, avkastning, djurantal, gödselhantering etc.

4 Metod

Tyngdpunkten i denna rapport ligger på att ta fram underlagsdata och förslag på lämpliga metoder som kan användas när klimatpåverkan av svensk jordbrukproduktion ska bedömas ur ett livscykelperspektiv. Det kan t ex vara nyckeltal för de totala växthusgasutsläppen vid produktion av olika insatsvaror eller metoder för att beräkna metanproduktionen från nötkreaturens fodermältning. Dessa uppgifter har sammanställts genom litteraturstudier. Rekommendationer har sedan gjorts om hur växthusgasutsläppen från olika biologiska processer kan beräknas för svenska förhållanden. När dessa rekommendationer har gjorts har hänsyn tagits dels till det vetenskapliga underlaget och dels till att metoderna ska vara praktiskt användbara i en rådgivningssituation. De data som behövs vid beräkningen av en gårds totala växthusgasutsläpp ska kunna fås vid ett gårdsbesök. Om det skulle ha ställts krav på allt för detaljerade eller för svenska förhållanden främmande uppgifter skulle beräkningsmodellen bli svår att använda och tillämpa.

I denna studie används begreppet ”livscykelperspektiv” istället för ”livscykelanalys” eftersom den enda miljöpåverkanskategori som ingår är potentiell klimatpåverkan. I en livscykelanalys ingår flera olika miljöpåverkanskategorier, som t ex övergödning, försurning, resursanvändning och toxiska effekter, vilket ger en mer komplett bild av en produkts totala miljöpåverkan. Eftersom denna studie endast omfattar utsläpp av växthusgaser kan inga slutsatser dras om lantbrukets miljöpåverkan i ett bredare perspektiv.

Det finns olika standarder och kriterier som kan användas när en produkts totala miljöpåverkan ska bedömas. Till exempel finns det en internationell ISO-standard för livscykelanalyser, nämligen ISO 14040 (Principer och struktur) och ISO 14044 (Krav och vägledning). I Storbritannien har standardiseringsorganet British Standards, på uppdrag av Carbon Trust³ och DEFRA (the Department of Environment, Food and Rural Affairs), tagit fram kriterier för hur växthusgasutsläppen från en produkts hela livscykel kan beräknas på en enhetligt och transparent sätt. Kriterierna bygger på ISO 14040 och 14044 och har publicerats som *Publically Available Specification* (PAS 2050) (British Standards, 2008). JOKER-projektet bygger på principerna och terminologi som används i ISO-standarderna och PAS 2050.

Specifika metodfrågor som rör nulägesanalyserna av exempelgårdarna behandlas i kapitel 12.1.

4.1 Utsläpp av växthusgaser

De växthusgaser som ingår i denna studie är metan, lustgas och koldioxid, både koldioxid med fossilt ursprung och från markanvändning vid produktion av vissa importerade fodermedel (se kapitel 6.3). I rapporten diskuteras effekter av ändrat kolförråd i svensk åker- och betesmark, men tillräcklig kunskap bedöms idag saknas för att kunna kvantifiera hur sådana förändringar skulle påverka analyserna av exempelgårdarna. Beräkningarna inkluderar inte annan koldioxid med biologiskt ursprung, t ex från förbränning av biobränslen eller kompostering och rötning av organiskt material. På samma sätt kan inte gården tillgodoräknas koldioxid som binds in i grödor som sedan används som foder eller livsmedel.

Växthusgasutsläppen räknas om till koldioxidekvivalenter (CO₂-ekv) för att kunna summeras till total potentiell klimatpåverkan (på engelska Global Warming Potential, GWP) (se Tabell 2). I tabellen anger måttet ”kg koldioxidekvivalenter” mängden koldioxid som ger samma potentiella klimatpåverkan som ett kg av en växthusgas. De karaktäriseringsindex som används i Tabell 2 har hämtats från klimatpanelens fjärde och senaste utvärderingsrapport, och avser växthusgasernas

³ Carbon Trust är ett oberoende institut som startades av Storbritanniens regering år 2001. Deras uppdrag är att accelerera utvecklingen mot ett samhälle med låga koldioxidutsläpp genom att i samarbete med organisationer minska utsläppen av växthusgaser och utveckla kommersiell teknik med låga utsläpp.

Tabell 2: Karaktäriseringsindex för de i studien inkluderade växthusgaserna¹

Växthusgas	kg CO ₂ -ekv/kg
Koldioxid (CO ₂)	1
Metan (CH ₄)	25
Lustgas (N ₂ O)	298

¹ Avser potentiell klimatpåverkan i ett hundraårsperspektiv (IPCC, 2007a).

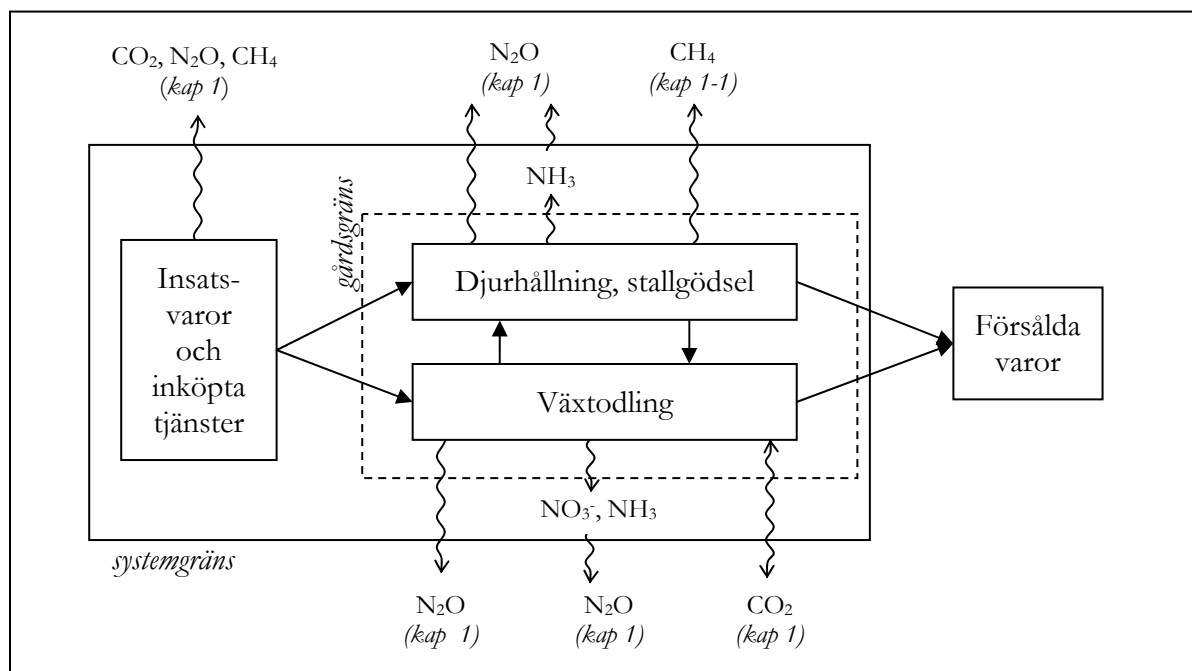
potentiella klimatpåverkan i ett hundraårsperspektiv (IPCC, 2007a). Dessa karaktäriseringsindex omvärderas när ny kunskap blir tillgänglig, och de kan därför variera mellan olika upplagor av utvärderingsrapporten. I klimatrapporeringen används karaktäriseringsindex från klimatpanelens andra utvärderingsrapport från 1995. Där anges 1 kg metan motsvara 21 kg CO₂-ekv och 1 kg lustgas motsvara 310 kg CO₂-ekv (IPCC, 2007a).

Karaktäriseringsindexen och avgränsningarna ovan följer även rekommendationerna enligt PAS 2050 (British Standards, 2008).

4.2 Systemgränser

Underlagsdata och de förslag till beräkningsmodeller som beskrivs i denna rapport omfattar klimatpåverkan i jordbruksproduktionens hela livscykel fram till gårdsgrunden, d v s fram till dess att grödor, animalieprodukter etc. lämnar gården (se Figur 1). I inventeringen av utsläppskällor ingår produktion och transport av insatsvaror till gården samt alla processer och aktiviteter på gården som orsakar klimatpåverkan, inklusive slutanvändning av insatsvaror. I studien ingår endast de processer som rör företagets drift, och därför berörs t ex inte växthusgasutsläppen från uppvärmningen av bostadshus. De avgränsningsfrågor som rör nulägesanalyserna av exempelgårdarna beskrivs närmare i kapitel 12.1.2.

I LCA-litteraturen delas livscykelanalyserna in i två huvudkategorier, nämligen bokföringsinriktade analyser och förändringsorienterade analyser (Tillman, 2000; Baumann & Tillman, 2004;



Figur 1: Systemgränser och de olika processer som ingår i studien. Raka pilar markerar material- eller energiflöden, och de vågiga pilarna emissioner. CO₂ = koldioxid, N₂O = lustgas, CH₄ = metan, NH₃ = ammoniak, NO₃⁻ = nitrat.

Ekvall & Weidema, 2004). De bokföringsinriktade analyserna är heltäckande och tar med alla processer i en produkts livscykel. De förändringsorienterade analyserna används bl a för att studera skillnader mellan olika system och då behöver man bara analysera de processer som skiljer systemen åt. Skillnader mellan dessa angreppssätt och deras användningsområden för diskuteras närmare i Bilaga 1.

I denna rapport tillämpas principerna för bokföringsinriktade analyser. Dessa principer bedöms passa bäst till rapportens syften och frågeställningar som är att ta fram heltäckande underlagsdata om jordbruksföretags klimatpåverkan och att genomföra nulägesanalyser. Nulägesanalyserna av exempelgårdarna har ett tillbakablickande perspektiv eftersom de bygger på händelser som redan skett på gården. Nulägesanalyserna omfattar inte effekter av ännu ej genomförda åtgärder som syftar till att minska gårdarnas klimatpåverkan. Analyserna ska vara heltäckande så att klimatpåverkan av hela gårdens drift kan kvantifieras. Fokus ligger på lantbruksföretagets drift och dess totala klimatpåverkan, och inte driftens påverkan på produktion som sker utanför gården eller hur en driftsförändring skulle påverka växthusgasutsläppen. En effekt av att välja detta angreppssätt är att uppgifter om växthusgasutsläpp från t ex produktion av insatsvaror ska motsvara medelvärden för de produkter som används och inte marginaldata.

4.3 Avgränsningar

Denna studie rör svensk jordbruksproduktion. Uppgifter om underlagsdata och beräkningsmodeller kommer från litteraturstudier av bl a tidigare genomförda livscykelanalyser och fältförsök. Det har inte funnits utrymme inom detta projekt att komplettera eventuella stora data-luckor med egna livscykelanalyser eller försök.

4.3.1 Insatsvaror

I denna studie tas inte hänsyn till att gårdens drift kan påverka efterfrågan och därmed produktionen av insatsvaror som sker utanför gården. En sådan produktionsförändring kan ge andra växthusgasutsläppen blir per kg insatsvara än vad den ursprungliga produktionen gav. Denna avgränsning stämmer överens med principerna för bokföringsinriktade livscykelanalyser, vilket är det angreppssätt som valts för denna studie.

De växthusgasutsläpp som kan kopplas till **utsädet** beaktas genom att avkastningen av grödorna som odlas på gårdarna redovisas som nettoskörd, d v s efter avdrag motsvarande den mängd utsäde som används. Det innebär en liten underskattning av växthusgasutsläppen eftersom t ex transport av inköpt utsäde eller eventuell betning av utsädet exkluderas. Odlingen bedöms dock stå för den helt dominerande andelen av växthusgasutsläppen i utsädets livscykel. Jämför t ex med livscykelanalyser av foderproduktion av inhemskt odlade grödor där transport till foderfabriken bara står för några procent av de totala växthusgasutsläppen fram till foderfabriken (Flysjö m fl, 2008). Normalt rör det sig om rätt små flöden, från några kg per hektar för rapsfrö till uppemot ca 220 kg för spannmål (se även Bilaga 2).

Växthusgasutsläpp från **transport** av insatsvaror har endast tagits med när de ingått i de refererade studierna. Det gäller t ex transport av foderråvaror till foderfabrik (Flysjö m fl, 2008). För mineralgödsel har inte transporter från fabrik till lantbruk tagits med i de refererade studierna. Emissionerna från dessa transporter bedöms dock vara försumbara i sammanhanget. Transport av mineralgödsel från norska fabriker till svenskt lantbruk beräknas t ex endast bidra med några gram koldioxidekvivalenter per kg gödselmedel, medan växthusgasutsläppen från produktionen av gödselmedlen räknas i kilogram (Tynelius, 2008).

I studien ingår inte emissioner från hanteringen av **avfall** sedan avfallet lämnat gården. Den bortre systemgränsen har satts vid gårdsgrinden och därmed följs inga produkter sedan de lämnat gården, oavsett om det är livsmedel, foder eller avfall. För **plasten** som används på gården, t ex som emballage, ensilageplast och odlingsväv, innebär det att hänsyn tas till emissionerna som sker vid produktionen, men inte till effekter av eventuell energi- eller materialåtervinning av plasten. Emissionerna från slutanvändning eller återvinning av plasten varierar mellan olika alternativ. Förbränning möjliggör energiåtervinning, men vid förbränning av petroleumbaserad plast frigörs även stora mängder fossil koldioxid. Genom materialåtervinning kan jungfruliga råvaror ersättas och behovet av fossila råvaror därmed minskas. När det gäller **olja** inkluderas emissioner från förbränning av all olja som köps in till gården. Detta innebär ett avsteg från avgränsningen eftersom en del av oljan i praktiken samlas in och skickas iväg som spillolja, och utsläppen från slutanvändningen kommer därmed inte att ske på gården. Detta avsteg bedöms dock inte påverka resultaten nämnvärt eftersom spilloljan utgör en mycket liten del av de totala materialflödena på gården och utsläppen motsvarande förbränning av oljan ger ett mycket litet bidrag till gårdens totala utsläpp. Om t ex mängden smörjolja som används på Egonsborg (se kapitel 12.2) motsvarar 4 % av diesel förbrukningen och hälften av oljan samlas in och skickas iväg skulle det motsvara drygt 500 liter olja per år. Koldioxidutsläppen som sker vid förbränning av denna mängd olja motsvarar 1,5 ton koldioxid per år, eller ca 2 promille av de beräknade totala utsläppen på gården.

4.3.2 Kapitalvaror

En kapitalvara (på engelska ”capital goods”) är en nyttinghet som används vid produktion av annan vara. Den förbrukas inte direkt vid användning utan kan användas flera gånger eller under lång tid. Några exempel på kapitalvaror är byggnader, vägar och maskiner.

Produktionen av **jordbrukets byggnader och maskiner** uppskattas i en tidigare sammanställning av flera livscykelanalyser stå för cirka 5–10 procent av växthusgasutsläppen i olika jordbruksprodukters livscykel (Frischknecht m fl, 2007). Växthusgasutsläppen från jordbruket domineras av metan och lustgas från biologiska processer, vilket bidrar till att produktionen av jordbrukets maskiner och byggnader står för en relativt liten del av gårdens totala klimatpåverkan (ibid). I denna studie ingår inte utsläpp av växthusgaser från produktion av de maskiner och byggnader som används på lantbruken. Det innebär att gårdarnas totala utsläpp av växthusgaser underskattas något, men idag saknas det tillräcklig kunskap om maskinernas och byggnadernas livslängd och deras produktion för att kunna kvantifiera hur stora växthusgasutsläppen är.

Produktionen av **fordon och infrastruktur** som används i transportsektorn uppskattas i tidigare nämnda studie stå för 15-19 procent av vägtrafikens växthusgasutsläpp (Frischknecht m fl, 2007). I denna studie bedöms dock kapitalvarorna för transporter stå för en liten andel av de totala växthusgasutsläppen från gårdarna, speciellt med tanke på att systemgränsen satts vid gårdsgrinden och transporter från gården därmed exkluderats. I denna studie baseras uppgifterna om växthusgasutsläpp från produktionen av olika insatsvarors på tidigare genomförda livscykelanalyser, och där ingår i flera fall utsläppen från produktion av fordon och infrastruktur (t ex foder).

I denna studie ingår produktion av kapitalvaror som används för **elproduktion**. Vid elproduktion varierar kapitalvarornas andel av de totala växthusgasutsläppen mycket mellan olika kraftslag. För el från vindkraftverk står produktionen av vindkraftverket för i princip all klimatpåverkan sett till elproduktionens hela livscykel, medan kapitalvarorna som används vid fossilbaserad kraftproduktion bara står för upp till någon procent av den totala klimatpåverkan (Frischknecht m fl, 2007).

4.3.3 Emissioner från biologiska processer

När det gäller **mark och markanvändning** ingår i denna rapport endast emissioner från åker- och betesmark. Här ingår inte skogsmark, våtmark, vattendrag eller annan mark som kan tillhöra jordbruksfastigheten men som inte används för foder- eller livsmedelsproduktion. Denna indelning motsvarar ”cropland” och ”grassland” enligt klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006b).

Det kan även bildas **metan från mark** som är översvämmad, t ex i våtmarker och vid risodling. I väl-dränerade mineraljordar kan istället små mängder metan från atomsfären eller djupare jordlager konsumeras av speciella bakterier (Rodhe & Pell, 2005; IPCC, 2006b; Maljanen m fl, 2007). Dränerade organogena jordar kan antingen vara små källor eller sänkor för metan, bl a beroende på hur högt grundvattenytan står (högt grundvatten kan ge högre metanutsläpp) och vad marken används till. Mätningar på organogen jordbruksmark i Finland tyder dock på att nettoeffekten av upptaget och utsläppen av metan sett över ett helt år är relativt små jämfört med utsläppen av andra växthusgaser från dessa jordar (Maljanen m fl, 2007). Med de växtodlingssystem som förekommer i Sverige bedöms metanemissionerna från jordbruksmark vara försumbara och tas därför inte med i studien. Denna avgränsning ligger även i linje med Sveriges klimatrapportering som inte omfattar metan från jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2007a).

När det gäller avgränsningar i **tiden** baseras beräkningarna generellt på de aktiviteter som normalt sker under ett kalenderår och på deras omfattning under året. Detta innebär t ex att mängden stallgödsel bedöms utifrån animalieproduktionen under ett år och att denna gödselmängd ligger till grund för beräkningarna av växthusgasutsläpp från stall, lager och spridning. I praktiken kommer dock en del av det organiskt bundna kvävet i den spridna stallgödseln att mineraliseras under kommande år och kan då ge upphov till lustgasemissioner långt efter spridningstillfället. På samma sätt kommer en del av lustgasemissionerna från marken som faktiskt sker under det studerade året att ha sitt ursprung i kväve som tillförts tidigare år. För att förtydliga orsakssambanden och förenkla beräkningarna bokförs utsläppen till det år då den initierande aktiviteten, i detta fall gödselspridningen, ägde rum eftersom utsläppen är en direkt följd av denna aktivitet. Vissa aktiviteter, som t ex odling av höstsådda grödor, kommer att sträcka sig över ett årsskifte. Förutsatt att den höstsådda arealen är någorlunda konstant mellan åren påverkas dock inte beräkningarna av om produktionen av utsädet bokförs till det år grödan såddes eller skördades.

I denna studie ingår inte emissioner från **lagring av foder**. Tidigare studier har visat att lagring speciellt av ensilage kan leda till ammoniakförluster, men även lustgasavgång (Olesen m fl, 2004, sid 8). Det saknas bra underlag för att bedöma hur stora dessa förluster är.

4.4 Allokering

Allokering innebär att fördela miljöpåverkan som sker i ett produktionssystem mellan de producerade produkterna. Det kan t ex vara emissioner som från sockerbetsodlingen och sockerbruket som ska fördelas mellan produkterna socker, betfibrer och melass. I denna studie används, när så är nödvändigt, ekonomisk allokering, d v s fördelningen görs utifrån produkternas pris. I de fall en rest- eller avfallsprodukt saknar ekonomiskt värde allokeras all miljöpåverkan från gemensamma processer till huvudprodukten.

4.5 Datakvalitet

Uppgifter om olika insatsvarors klimatpåverkan och växthusgasutsläpp som sker vid olika processer på gården hämtas från vetenskapliga artiklar, rapporter från myndigheter, organisationer, universitet etc., och personliga meddelanden. När bedömningar har gjorts om vilka uppgifter ska som presenteras i rapporten har hänsyn tagits till datakvalitet samt till uppgifternas tillämpbarhet för svenska förhållanden och i en rådgivningssituation. Målet om användbarhet vid

rådgivning medför att lättanvända modeller som ger resultat som är enkla att förklara och diskutera vid ett rådgivningstillfälle kan väljas framför mer sofistikerade modeller som kräver mycket specifika indata eller data som inte används inom den svenska lantbrukssektorn.

Vid nulägesanalyserna av exempelgårdarna har indata hämtats från tre av Odling i Balans pilotgårdar. Pilotgårdarna är sedan tidigare väldokumenterade och data finns från flera års drift. Datakvaliteten bedöms vara mycket god.

Nya studier genomförs och kunskapen blir ständigt bättre om växthusgasutsläpp från produktion av insatsvaror och från olika biologiska processer som sker på gården. Indata om insatsvaror och modeller för att beräkna växthusgasutsläpp från olika biologiska processer behöver därför uppdateras regelbundet när ny kunskap finns tillgänglig. Här kommenterar och hänvisar vi till ny kunskap som kommer fram i de pågående studier som vi känner till.

Många utsläpp från biologiska processer styrs av faktorer som vi inte har möjlighet att påverka, t ex väder och hur det i sin tur påverkar skörden. I beräkningarna utgår vi från medelvärden från de senaste åren eller typiska värden för de parametrar som lantbrukaren inte har full möjlighet att påverka (t ex skördenivå), men från faktiska värden för parametrar som lantbrukaren har rådighet över (t ex kvävegiva, mängd inköpt foder och typ av täckning av gödselbehållare).

5 Befintliga modeller om jordbrukets växthusgasutsläpp

I den internationella litteraturen finns ett antal modeller beskrivna som används för att beräkna växthusgasutsläpp från jordbruket. Syfte, metod, omfattning och geografisk avgränsning varierar dock mellan modellerna. Några av modellerna tar bara med vissa driftsinriktningar, som t ex DairyWise (Schils m fl, 2007b), FarmGHG (Olesen m fl, 2006) och SIMS_{DAIRY} (Schils m fl, 2007a) som är inriktade på mjölkproduktion. Några modeller innehåller även ekonomiska analyser, som t ex DairyWise, EFEM (Neufeldt & Schäfer, 2008; Neufeldt m fl, 2006), SALSA (Strid Eriksson, 2004; Elmquist, 2005) och SIMS_{DAIRY}. Modellerna har ofta anpassats till produktionen i ett visst land, t ex EFEM som tagits fram för tyska produktionsinriktningar och CALM Calculator (CLA, 2008a) som baseras på förutsättningarna i Storbritannien.

Flera modeller verkar i första hand vara framtagna för olika forskningsprojekt och inte för direkt rådgivning till lantbrukare. Två undantag är dock den brittiska modellen CALM Calculator och den Carbon Calculator från Nya Zeeland som kan används direkt av lantbrukare (CLA, 2008a; Lincoln University, 2008). CALM Calculator tar dock inte med alla växthusgasutsläpp i jordbruksproduktionens livscykel, t ex har produktion av insatsvaror exkluderats. När resultaten från modellen presenteras får man även en lista med åtgärder som kan vidtas för att minska växthusgasutsläppen, men deras effekter kvantifieras varken i miljömässiga eller monetära termer. Carbon Calculator är enkel att använda, men beräkningar är grova då de inte tar hänsyn till avkastningsnivå eller grödval. Modellen ger inga förslag på eller effekter av åtgärder (Lincoln University, 2008). Det pågår dock arbeten på flera håll, bl a i Sverige, med att ta fram olika modeller och räknenuddor som på ett pedagogiskt sätt ska kunna användas för att ge en bild av ett lantbruksföretags klimatpåverkan.

Detta projekt fyller en kunskapslucka genom att ha ett bredare anslag än många av de ovan beskrivna modellerna då JOKER omfattar flera olika driftsinriktningar, både ekonomiska och miljömässiga analyser, och kvantifierar effekterna av konkreta åtgärdsalternativ. JOKER är även direkt anpassat till svenska förhållanden och för rådgivning. Resultaten från JOKER blir därmed direkt användbart för lantbruksnäringen, både för lantbrukare och för rådgivare som kan använda resultaten som konkreta verktyg i sitt arbete.

5.1 FN:s klimatpanels riktlinjer

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) är FN:s vetenskapliga panel i klimatfrågor och samlar ett mycket stort antal klimatforskare från hela världen. Klimatpanelen sammanställer och utvärderar regelbundet det aktuella vetenskapliga kunskapsläget inom klimatområdet, bl a i den senaste utvärderingsrapporten från 2007 (IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007). Klimatpanelen bedriver dock ingen egen forskning.

Klimatpanelen har även tagit fram riktlinjer som ska hjälpa länder att genomföra kompletta och tillförlitliga inventeringar av sina nationella växthusgasutsläpp i samband med klimatrapporteringen. Riktlinjerna grundas på aktuellt samlat kunskapsläge och uppdateras kontinuerligt. De senaste riktlinjerna från år 2006 (IPCC, 2006a) är en uppdatering av de reviderade riktlinjerna från 1996 (IPCC, 1997) med tillhörande *good practice guidance* (IPCC, 2000; 2003). Det kan dock dröja något år innan uppdateringarna får fullt genomslag klimatrapporteringen. Om olika versioner av riktlinjerna används kan jämförelse mellan studier försvåras.

De emissionsfaktorer och modeller som beskrivs i riktlinjerna används inte enbart vid klimatrapporteringen utan även vid andra tillfällen när jordbrukets växthusgasutsläpp ska beräknas (se t ex (Schils m fl, 2007a; CLA, 2008a; Neufeldt & Schäfer, 2008)). I PAS 2050 anges uttryckligen att beräkningarna för vissa processer, som emissioner från markanvändning, stallgödsel och

husdjurens fodersmältning, ska följa klimatpanelens riktlinjer (British Standards, 2008). Vissa emissionsfaktorer och modeller kan uppfattas som grova och förenade med stora statistiska osäkerheter, men det saknas tillräcklig kunskap idag för att förfinas dem.

Riktlinjer har tagits fram för olika samhällssektorer. De riktlinjerna som rör jordbruket och dess markanvändning omfattar bl a (IPCC, 2006b):

- Direkta och indirekta lustgasemissioner. Med direkta emissioner avses lustgas som bildas när kväve omsätts via nitrifikation (ammonium omvandlas till nitrat) och denitrifikation (nitrat omvandlas till kvävgas). Kvävet kommer från olika gödselmedel och skörderester. De indirekta lustgasemissionerna orsakas av ammoniak och nitrat som förlorats från jordbrukssystemet och som omvandlats till lustgas i andra delar av ekosystemet.
- Metanemissioner från husdjurens fodersmältning.
- Metan- och lustgasemissioner från hantering och lagring av stallgödsel.
- Koldioxidavgång vid kalkning.
- Koldioxidemissioner och inlagring av kol orsakad av markanvändning och ändrad markanvändning.

Växthusgasutsläppen beräknas generellt genom att aktivitetsdata multipliceras med en emissionsfaktor. Med aktivitetsdata avses omfattningen av en källa som orsakar växthusgasutsläpp, t ex antal mjölkkor eller ton mineralgödselkväve. Emissionsfaktorn anger hur stora växthusgasutsläpp en aktivitet ger, t ex kg metan från en mjölkkos fodersmältning under ett år eller andelen av tillfört kväve som avgår som lustgas vid spridning av mineralgödselkväve.

I klimatrapporeringen kan beräkningarna för en viss process ske på tre olika detaljeringsnivåer. Den enklaste nivån (Tier 1) bygger på schabloner och enkla ekvationer. Beräkningarna enligt Tier 2 sker med mer avancerade modeller och kräver tillgång till landsspecifik information. Tier 3 är den mest avancerade nivån och omfattar data och modeller som är framtagna för och anpassade till nationella förhållanden. Riktlinjerna ger även länderna rekommendationer om vilken detaljeringsnivå som ska tillämpas när klimatpåverkan av en process ska beräknas. Rekommendationerna styrs av hur stor betydelse processen har för landets totala växthusgasutsläpp och om det finns landsspecifika data eller modeller (IPCC, 2006a).

Klimatpanels riktlinjer används även i denna studie, men de anpassas och kompletteras med andra modeller och litteraturuppgifter eftersom syftet och systemen skiljer sig åt mellan klimatrapporeringen och analyserna i denna studie. I denna studie ska alla växthusgasutsläpp som beror på produktionen inom ett lantbruksföretag sammanställas ur ett livscykelperspektiv, vilket innebär att klimatpåverkan från t ex produktion av alla inköpta varor inkluderas. I de nationella inventeringarna utgörs systemgränsen av nationsgränserna, och klimatpåverkan av importerade varor inkluderas därför inte i dessa inventeringar. Skillnader i skala och geografiska avgränsningar innebär att klimatpanelens riktlinjer kan behöva anpassas och förfinas till lokala svenska förhållanden. I riktlinjerna kan t ex olika emissionsfaktorer anges för olika temperaturområden eller typiska produktionsförutsättningar i olika världsdelar, men dessa förutsättningar kan avvika från typiska svenska förhållanden.

5.2 CALM Calculator

De brittiska organisationerna Country Land and Business Association (CLA) och Savills har tillsammans utvecklat en webbaserad beräkningsmodell, CALM Calculator, som lantbruksföretagare kan använda för att beräkna sina växthusgasutsläpp (CLA, 2008a). Modellen bygger på metoderna som används i Storbritanniens klimatrapporering (ibid). Vissa justeringar har dock gjorts. I CALM Calculator tas t ex hänsyn till gårdens eventuella inköp eller försäljning av stall-

gödsel, och därmed beräknas växthusgasutsläppen från stallgödselhanteringen utifrån mängden använd gödsel istället för mängden producerad gödsel (CLA, 2008b). För att genomföra beräkningarna behövs uppgifter om mängd inköpta varor (gödsel, kalk och energi) och tjänster. När det gäller djurhållningen behövs uppgifter om antal djur och deras avkastning, antal dagar på stall/bete och stallgödselsystem, och för växtodlingen total avkastning, eventuell försäljning av halm, arealfördelning (bl a hektar mulljordar) och förändringar i markanvändning.

I CALM Calculator inkluderas alla direkta växthusgasutsläpp, d v s utsläpp från källor som ägs eller kontrolleras av lantbruksföretaget, och de indirekta växthusgasutsläpp som produktion av inköpt el, värme och ånga orsakar. I modellen ingår:

- Direkta växthusgasutsläpp från energianvändning på gården samt växthusgasutsläpp från produktion av el, värme och ånga som köpts in till gården.
- Lustgas från mark orsakad av kvävetillförsel från mineralgödsel, stallgödsel, betesgödsel och skörderester. Koldioxid från mark orsakad av kalkning.
- Metan och lustgas från stallgödselhantering och metan från djurens fodersmältning.
- Växthusgasutsläpp från ändrad markanvändning och organogena jordar.
- Inlagring av kol vid ändrad markanvändning och i skog.

Till de indirekta växthusgasutsläpp som inte tagits med ovan räknas t ex produktion av inköpt foder och mineralgödsel. Ur ett livscykelperspektiv kan dessa poster ha stor betydelse för gårdens totala växthusgasutsläpp (se kapitel 1). I CALM Calculator finns det möjlighet att beräkna de indirekta utsläppen som orsakas av kvävegödselproduktion, men då tas bara koldioxid med. Modellen ger även begränsade möjligheter att ange vissa gårdsspecifika indata, som t ex mängd producerad stallgödsel, ev täckning av stallgödsellager, kväveutlakning och ammoniakförluster från stall samt lagring och spridning av stallgödsel.

5.3 Carbon Calculator

The Agribusiness and Economics Research Unit vid Lincoln University, Nya Zeeland, har tagit fram en enkel och lättöverskådlig webbaserad beräkningsmodell, Carbon Calculator, som lantbrukare kan använda för att beräkna sina nuvarande växthusgasutsläpp (Lincoln University, 2008). De uppgifter som matas in i modellen rör areal, djurantal (nötkreatur, får och hjortar), energianvändning, inköpta tjänster (t ex för skörd och gödselspridning), inköpta mängder gödsel och fodermedel (grovfoder och spannmål), försåld mängd animalieprodukter och den procentuella fördelningen av intäkter mellan försålda varor. Växthusgasutsläppen från djurhållningen och jordbruksmarken baseras på de schablonvärden som tagits fram i samband med Nya Zeelands klimatrapportering. Det är även möjligt att lägga in egna värden för metan- och lustgasemissioner från djurhållningen och fält om sådana har beräknats med t ex OVERSEER som är ett rådgivningsverktyg (Agresearch, 2008). Resultaten presenteras för hela gården eller per hektar, men kan även genom ekonomisk allokering anges per kg försåld produkt. Det saknas uppgifter om vilka schablonvärden och omräkningsfaktorer som används i modellen. För växtodlingsdelen finns det inte heller möjlighet att specificera andra uppgifter än total areal, drivmedelsförbrukning och gödselgiva. Man anger t ex inte vilka grödor som odlas eller avkastningsnivån.

5.4 SALSA

SALSA (Systems Analysis for Sustainable Agriculture) är en svensk datormodell som utvecklats för att simulera resursanvändning, flöden, avkastning och miljöpåverkan, däribland klimatpåverkan, på gårdsnivå (Strid Eriksson, 2004; Elmquist, 2005). SALSA består av flera delmodeller och omfattar driftsinriktningarna växtodling, griskött, nötkött och mjölkproduktion. Till SALSA har

även en beslutsmodell kopplats som simulerar en lantbrukares beslutsval ur ett miljömässigt och ekonomiskt perspektiv. SALSA-modellen har använts i forskningsprojekt och scenariostudier.

I modellen ingår miljöpåverkan av produktion och användning av insatsvaror, t ex diesel, inköpt foder och mineralgödsel. Beräkningarna av växthusgasutsläpp från biologiska processer följer i stort klimatpanelens riktlinjer. Det gäller t ex direkta och indirekta lustgasemissioner från mark, metan från djurens fodermältning samt emissioner från stallgödselhanteringen (IPCC, 2000).

5.5 DairyWise

DairyWise är en omfattande empirisk modell från Nederländerna som simulerar hela produktionen i ett mjölkföretag ur ett tekniskt, ekonomiskt och miljömässigt perspektiv (Schils m fl, 2007b). Den används bl a för utbildning, forskning och rådgivning (Schils m fl, 2007a). Användaren kan i många fall välja mellan att ta schablonvärden eller att använda egna värden alternativt mer avancerade beräkningsmodeller. DairyWise bygger på delmodeller som bl a simulerar grödornas tillväxt, djurens foderbehov och mjölkproduktion, flöden av växtnäringssämnen samt gårdens direkta och indirekta (d v s för produktion av insatsvaror) energibehov.

DairyWise har även kompletterats med en modul om växthusgaser. Emissionsfaktorerna i modulen baseras bl a på de faktorer som används i Nederländernas klimatrapporering. Växthusgasmodulen omfattar (de Haan m fl, 2007; Schils m fl, 2007a; Schils m fl, 2007b):

- Metan från djurens fodermältning. Beräknas utifrån totalt foderintag och andelen koncentrat, majsensilage och annat grovfoder.
- Metan och lustgas från stallgödsellagring beroende på mängd stallgödsel och dess kväveinnehåll.
- Direkta och indirekta lustgasemissioner från mark. Benämningarna överensstämmer med de som används i klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006b). Utsläppsnivåerna beräknas utifrån total mängd tillfört kväve. De direkta lustgasemissionerna och kväveläcket kopplas bl a till jordart och grundvattennivå.
- Direkta koldioxidemissioner från energianvändning på gården och indirekta koldioxidemissioner kopplad till produktion av mineralgödsel, inköpt foder, byggnader, maskiner etc.

5.6 FarmGHG

FarmGHG har tagits fram i Danmark. Modellen används för att kvantifiera direkta och indirekta växthusgasutsläpp på mjölkgårdar och analysera effekter av olika åtgärder för att minska utsläppen. Modellen kan användas för att simulera driften på en gård och bl a beräkna behovet av foder och insatsvaror. Modellen bygger på att alla kol- och kväveflöden kvantifieras. I vissa fall kan användaren välja mellan olika metoder för att beräkna utsläppen från en viss process. I beräkningarna av växthusgasutsläpp ingår (Olesen m fl, 2004; 2006):

- Metan från djurens fodermältning. Beräknas i första hand utifrån foderintag och fodrets sammansättning.
- Metan och lustgas från stallgödsellagring. De parametrar som beaktas är bl a lagringstid, temperatur och lagrets utformning.
- Direkta lustgasemissioner från mark beräknade utifrån total kvävetillförsel till marken. Indirekta emissioner beräknade utifrån delmodeller om ammoniak- och nitratförluster.
- Produktion och användning av insatsvaror, som t ex diesel, el, gödselmedel, foder.

Modellen har bl a använts för att analysera och jämföra växthusgasutsläpp mellan konventionell och ekologisk mjölkproduktion i olika länder (Olesen m fl, 2006).

5.7 FarmSim

FarmSim (Farm Simulation) har tagits fram för att simulera alla kol- och kväveflöden och växthusgasutsläpp från nötkreatursgårdar. Vid simuleringarna behövs detaljerade uppgifter om gårdarna. Simuleringarna bygger på nio delmoduler som omfattar gårdens struktur, djurbesättningen, stallet, stallgödselhantering, foder, växtodling, avfallshantering och energianvändning (Schils m fl, 2006). Växthusgasutsläppen från gräsmarker (för bete eller skörd av grovfoder) beräknas med modellen PaSim (Pasture Simulation Model). I PaSim simuleras produktionen av biomassa samt kväve- och kolbalanser i gräsmarker utifrån data om bl a väder, kvävetillförsel och markstruktur (Schils m fl, 2007a). För övriga delmoduler i FarmSim beräknas växthusgasutsläpp enligt klimatpanelens riktlinjer Tier 1 eller 2 (IPCC, 1997; Schils m fl, 2007a). I FarmSim ingår även produktion av insatsvaror som bränsle, el, mineralgödsel och foder (Schils m fl, 2007a).

5.8 SIMS_{DAIRY}

SIMS_{DAIRY} (Sustainable and Integrated Management Systems for Dairy Production) har tagits fram i Storbritannien och simulerar den ekologiska och ekonomiska hållbarheten på mjölkgårdar. SIMS_{DAIRY} bygger på befintliga modeller om kornas foderbehov och om flöden och förluster av kväve, fosfor och metan samt på befintliga ekonomiska modeller. I beräkningarna av växthusgasutsläpp ingår (Schils m fl, 2007a):

- Lustgasemissioner från mark. Beräknas med denitrifikations- och nitrifikationsmodeller som bl a tar hänsyn till mängden organiskt kväve, temperatur, vattenhalt och mineraliseringsgrad.
- Lustgas- och metanemissioner från stallgödsel. I beräkningarna av lustgas tas hänsyn till bl a stallgödselsystem och foderstat.
- Metan från djurens fodermältning. I modellen tas hänsyn till totalt foderintag (torrs substans) och andelen av fett som är omättat.

I beräkningarna kvantifieras mängden inköpta varor, men än så länge inkluderas inte växthusgasutsläpp från produktion av insatsvarorna (Schils m fl, 2007a).

5.9 EFEM

Economic Farm Emission Model (EFEM) är en tysk modell som omfattar typiska driftsinriktningar i Tyskland (Neufeldt m fl, 2006; Neufeldt & Schäfer, 2008). I modellen simuleras alla processer på gården, t ex växt- och animalieproduktion, gödselhantering samt kväveflöden. Växthusgasutsläppen beräknas genom att använda generella emissionsfaktorer för metan och lustgas från gödsellagring, metan från djurens fodermältning, indirekta lustgasemissioner från mark och för insatsvaror (energi, gödselmedel, foder och bekämpningsmedel). Direkta lustgas- och metanemissioner från mark beräknas med en modell (Denitrification Decomposition model, DNDC) som tagits fram för att simulera utsläpp av kväveoxid, lustgas, metan och ammoniak från jordbruksekosystem. Indata till modellen omfattar uppgifter om grödan, odlingen, markens egenskaper och väder.

5.10 Fasset

Fasset (Farm ASSEment Tool) är en dansk modell som kan användas för att utvärdera hur olika ekonomiska och administrativa styrmedel och hur management påverkar den ekonomiska och miljömässiga hållbarheten på gårdsnivå (Fasset, 2008). Modellen kompletteras med nya delmodeller om bl a bioenergi (Bioman) och om denitrifikation och lustgasbildning (SimDen).

6 Växthusgasutsläpp från produktion och användning av insatsvaror

I detta kapitel sammanställs och beskrivs växthusgasutsläpp från produktion, distribution och slutanvändning av vanliga insatsvaror som införds till gården, t ex el, drivmedel och inköpta gödsel- och fodermedel, och från inköpta tjänster, t ex körslor och transporter. De data som presenteras här ska vara representativa för svenska förhållanden och spegla de insatsvaror som typiskt används i svenskt jordbruk. Sammanställningen bygger på litteraturuppgifter från tidigare genomförda livscykelanalyser. Inom detta projekt har det inte funnits utrymme att genomföra egna livscykelanalyser om olika insatsvaror. Resultaten från olika livscykelanalyser är dock inte alltid direkt jämförbara p g a skillnader i systemgränser, allokeringssprinciper, val av indata (t ex elens ursprung), geografiska områden etc. Sådana skillnader mellan olika livscykelanalyser kommenteras och anpassas om så är möjligt till de metodval som gjorts i denna studie.

6.1 Energi och energianvändning

Den totala energianvändningen i jordbrukssektorn uppskattades för år 2007 till ca 6 TWh, exklusive energianvändning i bostäder och växthus, varav knappt hälften gick till traktorer och andra fordon, en femtedel utgjordes av el och resten utgjordes av bränslen för uppvärmning och torkning (SCB, 2008c). Energianvändningen varierar mellan åren bl a beroende på väderförhållanden. Drivmedelsförbrukningen utgjordes nästan uteslutande av diesel (95 %), dessutom användes lite bensin, etanol och RME. Bränslena som användes för uppvärmning utgjordes till största del av ved och eldningsolja (framförallt eldningsolja 1 (SCB, 2008a)), därefter av halm och andra fasta biobränslen som bark, flis, spån, spannmål och pellets (SCB, 2008c). Användningen av andra bränslen var mycket låg. Gasol användningen motsvarade ca 1 promille av bränsleanvändningen för uppvärmning, medan tillräckligt underlag saknades för att kunna kvantifiera användningen av naturgas, energitorv och fjärrvärme (SCB, 2008c).

6.1.1 El

I Sverige produceras årligen mellan 140 och 150 TWh el. Produktionsnivån har varit relativt stabil de senaste 20 åren. Produktionen sker huvudsakligen med vatten- och kärnkraft, vilka vardera står för ca 45 % av den totala elproduktionen. Övrig produktion sker med fossil- eller biobränslebaserad kraftvärmeproduktion (9 % av den totala produktionen år 2006) och vindkraft (0,7 %). Produktionsmixen varierar något mellan åren, bl a beroende på varierande tillrinning till vattenkraftverken. Förändringar i prisbilden och ekonomiska styrmedel bidrar till att en allt större andel av kraftvärmeproduktionen produceras med bioenergi. Vindkraften ökar kraftigt, men står än så länge för en liten andel av den totala produktionen (Energimyndigheten, 2007). El överförs även mellan länder för att balansera användningen och produktionen av el. År 2006 var nettoimporten av el till Sverige 6 TWh, medan Sverige var nettoexportör år 2005 och exporterade 7,4 TWh el (Energimyndigheten, 2007).

Elproduktionens klimatpåverkan varierar kraftigt mellan olika produktionssystem. I Tabell 3 ges uppgifter från tidigare genomförda livscykelanalyser och miljövarudeklarationer (Environmental production declaration, EPD) om växthusgasutsläpp från olika enskilda kraftslag och från den genomsnittliga elmixen i Sverige, Norden och Europa. En mer utförlig sammanställning av litteraturuppgifterna finns i Bilaga 2. Olika referenser ger något olika värden för växthusgasutsläppen per kWh el från ett specifikt kraftslag beroende på skillnader i teknisk utformning av systemet (t ex variationer i verkningsgrad, antagen livslängd samt material- och bränslebehov) och metod för att analysera elproduktionens klimatpåverkan (t ex val av systemgränser och allokeringssprinciper). Värdena i tabellen bedöms vara representativa för svenska förhållanden,

Tabell 3: Växthusgasutsläpp från elens hela livscykel fram till slutkund, inklusive 9 % distributionsförluster i elnätet.

Elektricitet	Växthusgasutsläpp (g/kWh _{el})				Kommentar
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv	
Vattenkraft				Ca 5	Mesta utsläppen som koldioxid (Vattenfall, 2005b)
Kärnkraft				Ca 4	(Vattenfall, 2005c)
Vindkraft	6,7	4*10 ⁻⁴	0,014	7	(ELCD, 2008)
Kol	960	0,05	3,6	1060	State-of-the-art för Europeisk kolkondens. 43,5 % elverkningsgrad. (EUCAR fl, 2007)
Olja	580	4*10 ⁻³	4*10 ⁻³	580	Oljeeldat kraftverk, 56 % elverkningsgrad (Uppenberg m fl, 2001)
Naturgas	460	0,02	1,5	500	Naturgaseldat kraftverk, 55 % elverkningsgrad (EUCAR fl, 2007)
Biobränsle				<16	Biobränslebaserad kraftvärmeproduktion (Vattenfall, 2005a)
Svensk medelel	35	0,005	0,09	39	Beräknat utifrån emissionsfaktorer enligt (Baumann & Tillman, 2004) och den genomsnittliga elanvändningen enligt (IEA, 2008)
Nordisk medelel	89	0,005	0,79	110	Avser ett normalår (2002). Kan variera med ±30 % beroende på tillrinning till vattenkraftverken (Energimyndigheten, odat)
Europeisk medelel	440	0,02	1	470	EU-länderna (EUCAR fl, 2007)

¹ Motsvarar värden som bedöms vara representativa för svenska förhållanden. Utförligare sammanställning av litteraturuppgifter finns i Bilaga 2.

även om variationer kan förekomma mellan olika produktionsanläggningar och hur produktionsmixen varierar mellan år (gäller värden för medelel).

Fossilbränslebaserad elproduktion ger jämfört med andra kraftslag mycket höga växthusgasutsläpp (se Tabell 3). Utsläppen per kWh förbränningsbaserad el kan variera mycket mellan olika anläggningar vilket bl a beror på skillnader i verkningsgrad. Ju högre verkningsgrad, desto lägre utsläpp per kWh el. Med ny teknik kan verkningsgraden förbättras. Dagens moderna kolkraftverk i Europa har i genomsnitt en elverkningsgrad på 43,5 % (varierar mellan 40 och 50 %) (EUCAR fl, 2007). Med ny teknik (IGCC, integrated gasification and combined cycle) ligger verkningsgraden i medeltal på 48 % (varierar mellan 45 och 52 %), och växthusgasutsläppen beräknas vara ca 10 % lägre per kWh el.

Vid bränslebaserad elproduktion påverkas växthusgasutsläppen per kWh el även av om produktionen skett i kraftverk som endast producerar el eller i kraftvärmeverk som producerar både el och värme. Utsläppen är generellt lägre per kWh el från ett kraftvärmeverk eftersom dess totalverkningsgrad är högre än elverkningsgraden i ett kraftverk och miljöpåverkan av elproduktion från kraftvärmeverket kan fördelas mellan både el och värme. Det finns olika principer för att göra en sådan fördelning. Enligt PAS 2050 (British Standards, 2008) ska utsläppen från ett kraftvärmeverk fördelas mellan el och värme med kvoten 2,5:1 för kraftvärme från pannor (t ex kol och andra fasta bränslen) och kvoten 2,0:1 för kraftvärme som produceras med turbiner (t ex gasturbin). Det innebär att växthusgasutsläppen per kWh el som producerats i en gasturbin skulle vara dubbelt så stora som utsläppen per kWh värme från turbinen. Om turbinens totalverkningsgrad är 80 % varav 30 % el och 50 % värme skulle de totala växthusgasutsläppen fördelas enligt förhållandet 6:5 mellan el och värme. Värdena i tabellen motsvarar, när inget annat anges, växthusgasutsläpp från kraftverk.

Växthusgasutsläppen från vatten-, kärn- och vindkraft är låga. Även om värdena i tabellen tyder på något olika klimatpåverkan per kWh ska man vara medveten om att utsläppen varierar mellan olika anläggningar och några alltför långtgående slutsatser kan inte dras om vilket kraftslag som generellt ger lägst utsläpp. När det gäller vattenkraft sker de mesta emissionerna som koldioxid från nedbrytning av organiskt material i översvämmad mark. I och med att de svenska dammarna är djupa och vattnet är kallt bildas inget metan i dammarna (Vattenfall, 2005b). Om vattenkraften producerats under andra förhållanden hade det varit andra utsläpp.

När det gäller elmixer är det viktigt att vara medveten om att den genomsnittliga produktionsmixen i ett land kan skilja sig från den genomsnittliga elanvändningen i landet. Det beror på att el överförs mellan länder och att elmixen kan variera mellan olika länder. Andelen fossilbränslebaserad el får stort genomslag på den genomsnittliga klimatpåverkan. I Sverige produceras ca 3 % av elen med fossila bränslen, medan elproduktionen i t ex Danmark till stor del baseras på kol och naturgas (IEA, 2008). I EU:s medlemsländer dominerar el från kolkraft och kärnkraft, följt av el från naturgas och vattenkraft (ibid). Om Sverige importerar el som producerats med fossila bränslen ger det ett stort genomslag på växthusgasutsläppen från svenska genomsnittliga elanvändningen. Importen och exporten av el varierar dock över året och mellan åren, vilket i sin tur påverkar växthusgasutsläppen för den genomsnittliga svenska elanvändningen.

I Tabell 3 ingår förluster i elnätet som sker vid överföring av el och transformering mellan spänningsnivåer. Förlusternas omfattning varierar mycket, och beror bl a på överföringssträckans längd och spänningsnivåer vid inmatning på nätet och hos kund. För en lågspänningskund (0,4 kV) på glesbygd anger Vattenfall att de genomsnittliga förlusterna fram till kund är ca 9 %, vilket avser ackumulerade förluster från stamnätet (220 eller 400 kV) (Vattenfall, 2005a). För el som produceras och matas in på lokala nät blir förlusterna vid nedtransformering till slutkund lägre (ibid). I de fall distributionsförluster inte tagits med i de refererade LCA-studierna har uppgifterna i Tabell 3 räknats upp med faktorn 1,099 för att kompensera för distributionsförluster.

Rekommendationer

När växthusgasutsläppen från elen som köps in till gården ska bestämmas rekommenderas att i första hand utgå från den produktionsmix som elleverantören levererar. Enligt ellagen ska elleverantörerna, på eller i samband fakturor, informera om den genomsnittliga sammansättningen av de energikällor som använts vid framställningen av den el som leverantören sålde föregående år. Elleverantörerna ska även ange vilken miljöpåverkan, åtminstone koldioxidutsläpp och mängden kärnbränsleavfall, som den försålda elen ger upphov till (SFS, 1997). Här rekommenderas att uppgifter om enskilda kraftslags växthusgasutsläpp hämtas från Tabell 3. Elleverantörerna tillhandahåller visserligen uppgifter om koldioxidutsläppen, men inte nödvändigtvis om alla växthusgaser eller utsläpp från elproduktionens hela livscykel.

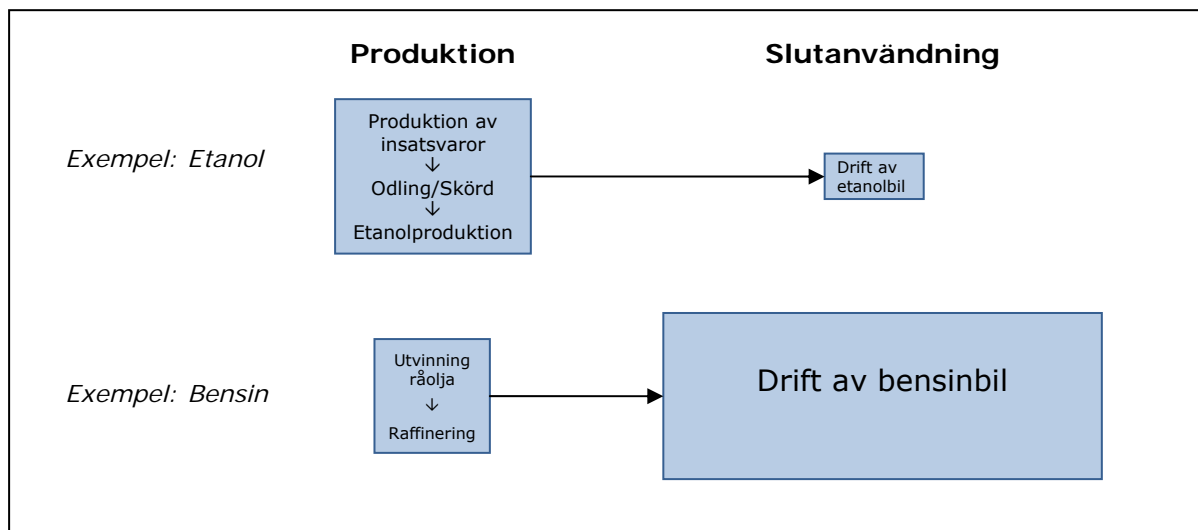
I andra hand rekommenderas att växthusgasutsläppen som orsakas av gårdens inköp av el beräknas utifrån den genomsnittliga svensk elanvändningen. Det kan vara aktuellt om det saknas uppgifter om vilken elmix som levereras till gården eller om man av annan anledning inte vill använda uppgifterna från elleverantören. Uppgifter om växthusgasutsläpp från den genomsnittliga elanvändningen i Sverige ges i Tabell 3.

Om gården använder egenproducerad el ska emissionsfaktorer för denna elproduktion användas.

Generellt står elanvändningen för en liten andel av en gårds totala växthusgasutsläpp, och variationer eller osäkerheter vid val av emissionsfaktorer för el får därmed relativt litet betydelse för det totala resultatet.

6.1.2 Drivmedel

Diesel är det vanligast drivmedlet i jordbruket (SCB, 2008c). Dieseln finns i tre miljöklasser (Mk 1-3) som har införts successivt sedan 1991, men idag används nästan uteslutande diesel Mk1. Koldioxidutsläppen per MJ diesel är lägst för Mk1 och högst för Mk3. Användningen av biodrivmedel har ökat de senaste åren, bl a via låginblandning av etanol i bensin och FAME (fettsmetylestrar, även kallat biodiesel) i diesel. År 2007 blandades 5 % etanol in i mer än 90 procent av bensinen och 5 % FAME i tvåtredjedelar av dieseln som användes i transportsektorn (Energimyndigheten, 2008). I Sverige utgörs den mesta FAME-användningen av RME (rapsmetylester)



Figur 2: Schematisk skiss över ett urval av viktiga processer i två drivmedels livscykel. Rutornas storlek indikerar processens betydelse för de totala växthusgasutsläppen.

och den mesta etanolen kommer från spannmål eller brasiliansk sockerrörsetanol (Börjesson, 2008; Energimyndigheten, 2008).

Växthusgasutsläppen från drivmedlen kan härledas dels till produktion av drivmedlen (se Tabell 4) och dels till förbränningen i motorn (se Tabell 5). Tabellerna innehåller uppgifter som sammanställts från tidigare genomförda livscykelanalyser. En mer utförlig sammanställning av litteraturuppgifterna finns Bilaga 2. En anledning till att dessa uppgifter delas upp i två tabeller är att det finns många kombinationsmöjligheter då t ex diesel kan användas i flera olika motorer och de totala växthusgasutsläppen kommer att variera mellan olika slutanvändningsområden. Generellt står produktionen för en stor andel av biodrivmedlens totala växthusgasutsläpp, medan slutanvändningen har störst betydelse för fossila bränslen (se Figur 2).

Växthusgasutsläppen från produktion av biodrivmedel (etanol och FAME) varierar mycket beroende på hur drivmedlet producerats och vilken råvara som använts (se t ex Bilaga VII D-E i EU (2008)). Generellt står odlingen av råvaran för en stor andel växthusgasutsläppen från biodrivmedlens hela livscykel (Bernesson m fl, 2004; EUCAR fl, 2007; Börjesson, 2008), och resultaten kommer därför att påverkas starkt av skördenivåer, behovet av insatsvaror, emissioner från markanvändning etc. (Bernesson m fl, 2004). De beräknade utsläppsnivåerna påverkas även av vilka antaganden som gjorts kring de bi- och restprodukter som uppstår vid produktionen av biodrivmedel. Sådana biprodukter är t ex drank från etanolproduktion samt rapskaka och glycerol från produktion av RME. De antaganden som behöver göras rör huruvida, och i så fall hur stor del av de totala utsläppen som ska belastas restprodukterna. Man behöver även ta hänsyn till om restprodukterna kan antas ersätta andra insatsvaror och i så fall hur effekterna av detta byte ska räknas till biodrivmedlet. Det kan t ex handla om drank som ersätter soja som proteinfoder och hur stor andel av den miljövinna som detta innebär som kan tillgodoräknas biodrivmedlet.

I Tabell 4 har uppgifterna om växthusgasutsläpp från produktion av etanol och RME hämtats från Well-to-tank-studien som är en omfattande europeisk studie av olika nuvarande och framtida produktionsformer för olika drivmedel (EUCAR fl, 2007). Resultaten från svenska studier av spannmålsetanol visar på liknande eller något högre emissionsnivåer, men resultaten påverkas starkt av vilka antaganden som görs om vilka bränslen som används i etanolfabriken, vilka allokeringssprinciper som används och hur emissioner från markanvändningen beaktas (Bernesson m fl, 2006; Börjesson, 2008). Resultaten från en svensk studie av RME visar på snarlika emissionsnivåer vid ekonomisk allokering mellan RME, rapskaka och glycerol (Bernesson m fl, 2004).

Tabell 4: Litteraturuppgifter om växthusgasutsläpp från **produktion** av olika drivmedel¹

Drivmedel	Värmevärde (MJ/l) ²	Växthusgasutsläpp (g/MJ _{bränsle})				Kommentar
		CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv	
Diesel	35,3	8,6	0,0002	0,084	11	Medeldata för raffinaderi i Europa, 2003 (ELCD, 2008).
Bensin	31,4	15	0,0003	0,086	18	Medeldata för raffinaderi i Europa, 2003 (ELCD, 2008).
Etanol, ren	22,5	17	0,025	0,03	25	Spannmålsetanol. Processvärme och el från halm. Dranken används som foder (EUCAR fl, 2007)
RME	35,3	28	0,074	0,09	52	Europa (EUCAR fl, 2007)
Diesel, 5 % RME ³	35,3	9,6	0,0039	0,085	13	
Diesel, 2 % RME ³	35,3	9,0	0,0017	0,084	12	
Bensin, 5 % etanol ³	31,0	16	0,0013	0,088	18	
Etanol, E85 ³	23,8	17	0,021	0,038	24	

¹ För att beräkna de totala växthusgasutsläppen från drivmedlets livscykel ska värden för produktion av valt drivmedel kombineras med utsläppen från slutanvändningen i valt fordon enligt Tabell 5.

² Uppgifter om de rena bränslenas värmevärde har hämtats från (Naturvårdsverket, 2007b).

³ Beräknat utifrån uppgifterna om de rena bränslena.

Vid slutanvändningen av drivmedlen domineras växthusgasutsläppen för fossila bränslen av koldioxid (se Tabell 5). Vid slutanvändningen kan lustgas- och metanemissionerna variera mycket mellan olika motortyper och avgasreningstekniker (IPCC, 2006a; Naturvårdsverket, 2007b). Koldioxiden som bildas vid förbränning av etanol eller FAME kommer från kol som varit bundet i biologiskt material och dessa utsläpp ska därför inte räknas med. Observera att t ex E85 består av en blandning av etanol och bensin och att koldioxiden från bränslets fossila del ska räknas med.

När de totala växthusgasutsläppen från drivmedelsanvändningen ska bestämmas adderas värden från Tabell 4 och Tabell 5. Om en traktor förbrukar 100 liter diesel (utan inblandning av RME) blir de totala utsläppen: $100 \cdot 35,3 \cdot (11 + 81,2) = 325$ kg koldioxidekvivalenter. Växthusgasutsläpp från förbrukning av motor- och smörjoljor kan bedömas motsvara diesel.

Tabell 5: Litteraturuppgifter om växthusgasutsläpp från **slutanvändning** av drivmedel i olika fordon^{1, 2, 3}

Fordon	Växthusgasutsläpp (g/MJ _{bränsle})				Kommentar
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv	
Arbetsmaskiner i jordbruk: <i>Diesel, Mk1</i>	72	0,031	0,0045	81,2	Traktorer, skördetröskor. Mk1 utan tillsats av FAME (Flodström m fl, 2004; Naturvårdsverket, 2007a; b).
Arbetsmaskiner och arbetsredskap i skogsbruk: <i>Diesel, Mk1</i>	72	0,032	0,005	81,6	Skördare, skotare, flisskördare. Mk1 utan tillsats av FAME (Flodström m fl, 2004)
<i>Bensin</i>	72,6	0,001	0,117	75,8	Motorsågar, röjsågar etc. Utan tillsats av etanol (Flodström m fl, 2004; Naturvårdsverket, 2007a; b).
Lastbil: <i>Diesel, Mk1</i>	72	0,001	0,0006	72,3	(Naturvårdsverket, 2007b)
<i>Fame</i>	0	n.a.	n.a.	>0	
Personbil: <i>Diesel, Mk1</i>	72	0,001	0,0004	72,3	(Naturvårdsverket, 2007b)
<i>Bensin</i>	72,6	0,002	0,017	73,6	(Naturvårdsverket, 2007b)
<i>Etanol (E85)</i>	14	n.a.	n.a.	14	Beräknat utifrån rena bränslen (Naturvårdsverket, 2007b). 80 % av energiinnehållet från etanol och resten från bensin.

¹ För att beräkna de totala växthusgasutsläppen från drivmedlets livscykel ska värden för utsläppen från slutanvändningen i valt fordon kombineras med utsläppen från produktion av valt drivmedel enligt Tabell 6.

² Koldioxidutsläppen från Mk2 anges vara 72,56 g CO₂/MJ diesel och för Mk3 till 74,26 g CO₂/MJ diesel (utan tillsatser av biodrivmedel) (Naturvårdsverket, 2007a)

³ Där uppgifter saknas om emissioner från slutanvändning av drivmedel med låginblandning av biodrivmedel kan utsläppen uppskattas genom att CO₂-utsläppen reduceras med 2 % respektive 5 % för diesel med 2 % respektive 5 % låginblandning av RME och med 3,6 % för bensin med 5 % etanol. Utsläppen av lustgas och metan kan antas vara oförändrade.

Tabell 6: Växthusgasutsläpp från produktion av inköpta bränslen för uppvärmning, sammanställt från litteraturuppgifter¹

Bränsle	Värmevärde ²	Växthusgasutsläpp (g/MJ _{bränsle})				Kommentar
		CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv	
Eldningsolja, Eo1	35,8 (MJ/l)	8,5	0,0002	0,078	10	Avser light fuel oil enligt (ELCD, 2008)
Gasol	46 (MJ/kg)	7,5	n.a.	0,02	8	(EUCAR fl, 2007)
Flis	Ca 15 (MJ/kg)				>1	Värmevärde vid ca 20 % vattenhalt.
Ved	ca 14 (MJ/kg)				<1	Värmevärde vid 25 % vattenhalt.
Halm ³	ca 15 (MJ/kg)				2	Värmevärde vid 15 % vattenhalt.
Spannmål	ca 15 (MJ/kg)					Motsvarar havre (foder) odlat runt Mälardalen (Flysjö m fl, 2008).
Pellets	17 (MJ/kg)	12	0,07	0,011	33	Värmevärde vid 15 % vattenhalt.

¹ Utsläppen från produktion av bränslen ska endast räknas med för de bränslen som köps in till gården. Om gården använder egenproducerade biobränslen ingår istället emissioner från insamling, transport etc. av bränslena i de totala växthusgasutsläppen i gårdens totala drift.

² Avser effektivt värmevärde vid angiven vattenhalt (Fryk, 1999; Lantz m fl, 2006; SCB, 2008c)

³ Beräknat utifrån att dieselbehovet vid bärgning, transport från fält till gård samt för lagring uppskattas till ca 10 l per ton halm.

6.1.3 Värme

Växthusgasutsläppen från bränslebaserad värmeproduktion kan, liksom för drivmedel, härledas dels till produktion, transport etc. av bränslet och dels till slutanvändningen i pannan (Tabell 6–Tabell 7). Användningen av fossila bränslen ger klart högst växthusgasutsläpp per MJ bränsle. Om det krävs stora insatser för att producera biobränslet (t ex vid odling av spannmål) bidrar det dock till jämförelsevis höga växthusgasutsläpp från produktionen. Datakvaliteten bedöms vara högre för olja, gasol och spannmål (gäller produktionsfasen) än för övriga fasta biobränslen. Erfarenheter från tidigare systemanalyser tyder dock på att växthusgasutsläppen från biobränslebaserad värmeproduktion har liten inverkan på ett lantbruksföretags totala växthusgasutsläpp.

Observera att de effektiva värmevärdena i Tabell 6 för biobränslena ved, flis, halm, spannmål, pellets är angivna för fuktiga bränslen. Om man istället anger värmevärdet utifrån bränslets torrsubstansinnehåll blir det effektiva värmevärdet för ved på knappt 20 MJ per kg ts. En högre vattenhalt ger ett lägre effektivt värmevärde per kg bränsle och en lägre vattenhalt ett högre värmevärde. Det effektiva värmevärdet är ca 15 MJ/kg sågverksflis med ca 20 % vattenhalt, men ca 10 MJ/kg skogsflis med drygt 45 % vattenhalt (Fryk, 1999; Lantz m fl, 2006). Värmevärdet påverkas även av bränslets askhalt, hög askhalt ger lägre värmevärde.

I Tabell 6 har det effektiva värmevärdet för fasta bränslen angivits per kg, med det finns även flera olika rymdmått som kan användas. Det effektiva värmevärdet för 1 m³ ved (travat mått) är ca 1,24 MWh och för 1 m³ flis (stjälpt mått) ca 0,75 MWh (SCB, 2008c).

De högsta utsläppen från slutanvändningen av bränslen sker i form koldioxid från fossila bränslen. Emissioner av kolväten, bla som metan, från fasta bränslen kan variera mycket beroende på bränslets egenskaper samt på pannan och hur den eldas. Värdena i tabellen motsvarar de som används i Sveriges klimatrapporering. Kolväteutsläppen får stor betydelse för

Tabell 7: Växthusgasutsläpp från slutanvändning av olika bränslen för uppvärmning, sammanställt från litteraturuppgifter (Naturvårdsverket, 2007b)

Bränsle	Växthusgasutsläpp (g/MJ _{bränsle})				Kommentar
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv	
Eldningsolja, Eo1	74,3	0,002	0,002	75	"Stationary combustion, resident and other consumption"
Gasol	65,1	0,002	0,001	66	"Stationary combustion"
Flis	n.a.	0,005	0,203	7	"Residential combustion", panna
Ved	n.a.	0,005	0,254	8	"Residential combustion", panna
Halm, spannmål	n.a.	0,005	0,25	8	Motsvarar övriga biobränslen
Pellets	n.a.	0,005	0,003	2	"Residential combustion", panna

växthusgasutsläppen från biobränslebaserad värmeproduktion, men de är ändå låga jämfört med utsläppen från fossilbaserad värmeproduktion.

När man gör en nulägesanalys av ett lantbruksföretag som använder egenproducerade biobränslen måste man vara uppmärksam på om framkörning, transport etc. redan ingår i gårdens totala dieselförbrukning. Om emissioner från produktionen redan beräknas på annat ställe ska värdena från Tabell 6 inte tas med.

6.2 Gödselmedel

I detta kapitel ges underlagsdata för att beräkna växthusgasutsläppen från produktion av inköpta gödselmedel, d v s utsläpp som sker före gården. Utsläpp som sker vid och efter spridning av gödselmedlen beskrivs istället under kapitel 1 om direkta och indirekta lustgasutsläpp från växtodlingen.

6.2.1 Mineralgödsel

Användningen av mineralgödsel utgör relativt stora flöden av insatsvaror i det konventionella jordbruket. De senaste åren har försäljningen av mineralgödsel till svenskt jord- och trädgårdsbruk uppgått till ca 160-170 miljoner kg kväve, 14-17 miljoner kg fosfor och 30-40 miljoner ton kalium per år (SCB, 2008b). För de arealer som endast gödglas med mineralgödsel har den genomsnittliga givan legat på cirka 110 kg kväve, 15 kg fosfor och 35 kg kalium per hektar. Motsvarande siffror för de arealer som gödslas med mineralgödsel och stallgödsel har legat på 95 kg kväve, knappt 15 kg fosfor och drygt 30 kg kalium (avser näringsämnen från mineralgödsel) (SCB, 2008d). Yara, tidigare Norsk Hydro, har ca tvåtredjedelar av den svenska gödselmarknaden.

Produktionen av gödselmedlen, framförallt kväve, förbrukar stora mängder bränslen vilket tillsammans med de betydande flödena per hektar bidrar till att mineralgödselproduktionen generellt står för en betydande andel av jordbrukets växthusgasutsläpp ur ett livscykelperspektiv. Produktionen har dock blivit mycket mer energieffektiv genom åren och ny reningsteknik införs nu vid kvävegödseltillverkning vilket bidrar till lägre lustgasutsläpp (Kongshaug, 1998; Jenssen & Kongshaug, 2003; Yara, 2008a).

Produktion av gödselmedel

Framställningen av kvävegödselmedlen sker i flera steg där ammoniak (NH_3) och salpetersyra (HNO_3) utgör grunden. Ammoniak syntetiseras ur kvävgas ur luften och vätgas. Vätgasen fås genom oxidation av kolväten (oftast naturgas) varvid koldioxid och vätgas bildas. I processen förbrukas stora mängder kolväten, dels som råvara och dels för energiändamål, vilket medför stora koldioxidutsläpp eftersom fossila bränslen används (Davis & Haglund, 1999). Energibehovet per kg ammoniak har minskat mycket genom åren (Kongshaug, 1998). Ammoniaken kan sedan oxideras till salpetersyra varvid värme frigörs. I denna process bildas även betydande mängder lustgas som bidrar till en mycket stor andel av kvävegödselmedlens totala växthusgasutsläpp om ingen rening sker. Växthusgasutsläppen från produktion av kvävegödselmedel som innehåller en stor andel nitratkväve kan därför vara högre än utsläppen från gödsel med hög andel ammoniak.

Ammoniak och salpetersyra ingår i varierande proportioner i mineralgödselmedlen. I N34 (ammoniumnitrat) och N27 eller N28 (kalkammoniumsalmeter) kommer hälften av kvävet från ammoniak och hälften från nitrat från salpetersyra. Kvävet i kalksalpeter (N15,5) utgörs av nitrat. I de sammansatta gödselmedlen varierar förhållandet mellan ammoniak och nitrat, där ammoniak generellt utgör cirka hälften till tvåtredjedelar av det totala kväveinnehållet (Yara, 2008b).

Ammoniak kan även användas för att producera urea ($\text{CO}(\text{NH}_3)_2$). I processen konsumeras betydande mängder koldioxid, men den frigörs återigen när urean sprids som gödselmedel (Kongshaug, 1998). Användningen av urea är dock låg i Sverige.

Växthusgasutsläppen från produktion av fosfor-, kalium- och svavelgödselmedel kan härledas till energianvändningen vid brytning av råvaror och processenergi (Kongshaug, 1998; Davis & Haglund, 1999). Energibehovet vid brytningen kan variera mycket mellan olika fyndigheter, och därför kommer även växthusgasutsläpp per kg gödselmedel att variera kraftigt mellan olika studier. I vissa fall används biprodukter som råvara, t ex i viss mån svavel från rening av råolja och naturgas, och all energianvändningen från utvinningen allokeras då till huvudprodukten.

Emissionsdata

I Tabell 8 har emissionsdata för produktion av olika växtnäringsämnen sammanställts. Värdena är representativa för den nuvarande genomsnittliga produktionen i västra Europa. Växthusgasutsläppen från kalksalpeter är högre än de från ammoniumnitrat eftersom allt kväve i kalksalpetern kommer från nitrat och oxidationen från ammoniak till salpetersyra ger stora lustgasutsläpp. I ammoniumnitrat kommer bara hälften av kvävet från nitrat, och därför belastas bara hälften av kvävet i gödselmedlet med dessa lustgasutsläpp. I den mesta mineralgödsel som används i Sverige förekommer kvävet främst som ammoniumnitrat (Erlingsson, 2008), och när växthusgasutsläppen från sammansatta gödselmedel ska bedömas kan därför värdena för ammoniumnitrat användas (se även t ex (Yara, 2008b)).

Sammanställningen i Tabell 8 bygger på uppgifter från genomförda livscykelanalyser där den bortre gränsen sats vid fabriksgrunden. Emissioner från transporter från fabriken fram till gården är därmed inte medräknade, men bedöms bidra marginellt till de totala utsläppen. Transport med stor lastbil bidrar uppskattningsvis med ca 30 g koldioxidutsläpp per kg mineralgödsel och hundra mil (se även Bilaga 2).

Emissionerna från och energianvändningen vid gödselmedelsproduktionen har minskat betydligt genom åren, med det finns fortfarande mycket goda möjligheter för ytterligare reduktioner av växthusgasutsläppen från kvävegödselproduktionen genom energieffektivare ammoniakproduktion och rening av lustgasemissioner vid framställning av salpetersyra (Kongshaug, 1998; Jenssen

Tabell 8: Växthusgasutsläpp från produktion av mineralgödselmedel, representativa värden för nuvarande genomsnittliga produktion i västra Europa.

Växtnäringsämne	Växthusgasutsläpp per kg växtnäringsämne				Kommentar
	kg CO ₂	kg CH ₄	kg N ₂ O	kg CO ₂ -ekv	
Kväve					
<i>Ammoniumnitrat</i>	2,7	n.a.	0,014	6,8	Vanligaste N-gödselmedlet. Hälften av kvävet som nitrat och hälften som ammonium. CO ₂ -ekv enligt (Jenssen & Kongshaug, 2003), fördelningen enligt (Davis & Haglund, 1999).
<i>Kalksalpeter</i>	2,7	n.a.	0,027	10,9	Allt kväve som nitrat. CO ₂ -ekv enligt (Jenssen & Kongshaug, 2003), fördelningen uppskattad utifrån (Davis & Haglund, 1999)
<i>Urea</i>	3,9	0,004	<<0,001	4,0	(Davis & Haglund, 1999)
Fosfor ¹	3,1	0,006	<0,001	3,3	Superfosfat (P20) (Davis & Haglund, 1999)
Kalium					
<i>Kaliumklorid</i>	0,55	0,0003	<<0,001	0,57	Vanligaste kaliumgödselmedlet (Kongshaug, 1998; Davis & Haglund, 1999)
<i>Kaliumsulfat</i>	1,4	n.a.	n.a.	1,4	(Schmidt, 2007). Dyrare än KCl, används till potatis som ska ha klorfri gödsel.

¹ Litteraturuppgifterna om växthusgasutsläpp från produktion av fosforgödsel varierar mellan 0,35 och 5,6 kg CO₂-ekv/kg P (Davis & Haglund, 1999; Jenssen & Kongshaug, 2003; Schmidt, 2007). Den stora variationen kan förklaras med varierande energibehov vid brytning av fosfor.

& Kongshaug, 2003; Erlingson, 2008). Med ny katalytisk reningsteknik kan lustgasemissioner från produktionen av salpetersyra reduceras med mellan 70 till 90 % (Kongshaug, 1998; Yara, 2008a). Yara inför nu snabbt reningstekniken i sina fabriker och exporterar även tekniken till andra aktörer bl a via CDM-projekt⁴ (Yara, 2008a). Med dagens bästa tillgängliga teknik (BAT, Best Available Technology) ligger lustgasemissionerna från salpetersyraproduktionen i befintliga europeiska anläggningar på 0,12–1,85 kg lustgas per ton salpetersyra, vilket motsvarar 0,54–8,3 g lustgas per kg kväve, och nettoenergibehovet vid ammoniakproduktion på 27,6–31,8 GJ per ton ammoniak, vilket motsvarar 34–39 MJ per kg kväve (European Commission, 2007). Enligt Yara motsvarar lustgasemissioner om 1,85 kg N₂O/kg HNO₃ och 31,8 MJ/kg NH₃ totala växthusgasutsläpp på 4 kg CO₂-ekv per kg kväve (Yara, 2008c).

Värdena i Tabell 8 speglar dagens genomsnittliga gödselmedelsproduktion i Västeuropa. Vid en lansering av någon form av klimatmärkning av gödselmedel, t ex från anläggningar som klarar kraven enligt BAT ovan, kan värdena i tabellen behöva omprövas. Gödselmedel som skulle klara klimatmärkningskriterierna får lägre växthusgasutsläpp än dagens medelvärde. En sådan märkning kan dock även innebära att de genomsnittliga växthusgasutsläppen från icke-klimatmärkta gödselmedel skulle bli högre än dagens medelvärde (förutsatt att inga ändringar sker i dessa fabriker) eftersom klimatmärkt gödselmedelsproduktion med låga växthusgasutsläpp inte längre hjälper till att hålla nere medelvärdet. Det sker även import från länder utanför Västeuropa, och värdena i tabellen borde därmed även kompletteras med uppgifter från andra världsdelar. Det har dock inte påträffats några relevanta livscykelanalyser och importen från dessa länder är fortfarande begränsad.

6.2.2 Gödselmedel i ekologisk produktion

När det gäller näringstillförsel i ekologisk produktion används till stor del stallgödsel och kvävefixerande grödor i växtföljden. Växthusgasutsläpp som kan kopplas till dessa gödselmedels livscykel beräknas under kapitlet om lustgasutsläpp från växtodling (kapitel 1) och från lustgas- och metanutsläpp från hanteringen av stallgödsel (kapitel 1) och ska därför inte räknas separat här. Undantaget är om gården tar in stallgödsel från andra gårdar, då ska utsläppen från och med lastning från gödsellagret på den andra gården räknas med.

Statistik från SCB visar att försäljningen av gödselmedel som är godkända för ekologisk produktion via ordinarie handelsvägar uppgår till drygt 1 000 ton kväve, 700 ton fosfor och 400 ton kalium per år (avser växtodlingsåret 2006/07) (Jordbruksverket, 2005; SCB, 2008b). Dessa utgörs främst av olika organiska gödselmedel, men det finns även mineraliska gödselmedel, som t ex råfosfat, som är godkända för ekologisk produktion (Jordbruksverket, 2005). Dessa gödselmedel används bara på cirka 3 % av den ekologiskt odlade arealen, dvs av den areal som får miljöstöd för ekologisk produktion (Jordbruksverket, 2005; SCB, 2008b). De organiska gödselmedlen baseras ofta på olika avfalls- och biprodukter, som t ex kött- eller benmjöl (t ex Biofer), kycklinggödsel (t ex Binadan) och andra biprodukter från livsmedels- och skogsindustrin (t ex BioRika från melass och Vinass från jästtillverkning) (Jordbruksverket, 2005).

Det finns få studier som visar hur stora växthusgasutsläppen är från produktionen av dessa gödselmedel. I en livscykelanalys av gödsel från slaktkycklingar jämfördes färsk gödsel (som säljs till ekologiska odlare) och torkad pelleterad gödsel (Vestgöte, 2000). Den främre systemgränsen sattes precis efter utgödslingen hos kycklingproducenten och den bortre gränsen direkt efter spridning. I systemet ingick bl a transport (65 km för färdig produkt) och för den processade gödseln torkning (med biobränslen), pelletering och packning. Resultaten visar att

⁴ CDM (Clean Development Mechanism, på svenska Mekanismen för ren utveckling) är en av de så kallade projektbaserade mekanismerna i Kyotoprotokollet. I ett CDM-projekt gör ett land som har åtaganden om att minska sina växthusgasutsläpp en investering i ett land utan åtaganden. Investeringen ska minska utsläppen av växthusgaser.

växthusgasutsläppen var ungefär dubbelt så höga per kg kväve för torkad, pelleterad gödsel än för färsk gödsel. Växthusgasutsläppen var ca 0,4 kg koldioxidekvivalenter per kg kväve i torkad pelleterad gödsel jämfört med drygt 0,2 kg i färsk gödsel (Vestgöte, 2000). Jämfört med mineralgödselkväve är dessa utsläpp betydligt lägre, men kycklinggödseln betraktades som en biprodukt och belastades därmed inte med utsläpp som skedde före utgödslingen.

När det gäller råfosfat anger Davis & Haglund (1999) att energianvändningen vid brytning och anrikning av fosfatmineral uppgår till 0,23 MJ diesel, 0,47 MJ ånga och 0,21 MJ elektricitet per kg råfosfat (32 % P₂O₅) (Davis & Haglund, 1999). Det skulle motsvara ca 0,09 kg⁵ koldioxidekvivalenter per kg råfosfat, eller 0,7 kg koldioxidekvivalenter uttryckt per kg fosfor.

När det gäller Biofer anges växthusgasutsläppen vid produktionen av gödselmedlet vara 214 g CO₂/kg Biofer 6-3-12 och 168 g CO₂/kg Biofer 4-1-20 (Cederberg m fl, 2005). Utsläppen av lustgas beräknas för dessa gödselmedel vara försumbara.

Det krävs dock fler studier för att kunna ge en heltäckande bild av växthusgasutsläppen från alla olika gödselmedlen som är tillåtna i ekologisk produktion. Med tanke på att dessa specialgödselmedel används i begränsad omfattning och de ofta baseras på olika avfalls- eller biprodukter bör deras bidrag till jordbrukssektorns växthusgasutsläpp, sett ur ett livscykelperspektiv, vara måttliga. De kan dock ha betydelse för enskilda gårdar som använder dessa gödselmedel.

6.3 Inköpt foder

Av fodret som förbrukas på gården får man göra skillnad på foder som odlats på gården och inköpt foder (d v s foder som odlats utanför gården). Växthusgasutsläpp från odling och hantering av egenproducerat foder ingår i olika processer som sker på gården (t ex i form av emissioner från användning av diesel och andra insatsvaror eller lustgas från mark) och dess påverkan ska därför inte beräknas separat här. Om någon del av foderhanteringen sker utanför gården ska växthusgasutsläppen som kan kopplas till denna hantering inkluderas. Se kapitel 6.5.1 för nyckeltal om energianvändning vid och växthusgasutsläpp från hantering av foder utanför gården. Se även 0 för ytterligare diskussion om gränsdragningar för foder som köps in eller processas utanför gården.

När det gäller inköpta fodermedel kan växthusgasutsläppen beräknas med hjälp av nyckeltal från tidigare genomförda system- eller livscykelanalyser. Växthusgasutsläppen varierar mycket mellan olika inköpta fodermedel. En anledning är att många fodermedel utgörs av grödor som odlats enkom som foder och då inkluderas alla växthusgasutsläpp från fodrets hela livscykel, men det finns även många foder som är bi- eller restprodukter från livsmedelsproduktion och då bokförs bara delar av eller ingen miljöpåverkan från odlingen och processningen av grödan till fodret.

I Tabell 9 har litteraturuppgifter om växthusgasutsläpp från produktionen av olika fodermedel sammanställts. De flesta uppgifterna har hämtats från en svensk LCA-databas för konventionella fodermedel som tagits fram av SIK, Institutet för livsmedel och bioteknik (Flysjö m fl, 2008). Foderdatabasen är tänkt att uppdateras kontinuerligt med nya värden när produktionssystemen förändras eller ny kunskap om produktionens miljöpåverkan blir tillgänglig.

⁵ Emissionerna från diesel antas vara 0,083 kg CO₂-ekv/MJ diesel (se Tabell 4 och Tabell 5). Ångan antas produceras med tung eldningsolja, vilket ger 0,090 kg CO₂-ekv/MJ ånga (ELCD, 2008). Elen antas motsvara medelproduktionen i EU, och 1 MJ el motsvarar då 0,13 kg CO₂-ekv (ELCD, 2008).

Beräkningarna i foderdatabasen baseras bl a på följande antaganden (se även Bilaga 2 för utförligare sammanställning) (Flysjö m fl, 2008):

- Analyserna inkluderar alla processer fram till och med foderfabriken, utom för grovfoder där den bortre gränsen istället satts vid utfodringen.
- Ekonomisk allokering har använts för att fördela miljöpåverkan mellan olika produkter som bildats i samma process, t ex mellan rapsolja och rapsmjöl från odling av rapsfrö.
- Kol i mark: I analyserna ingår inte effekter av förändrat kolinnehåll i mark vid odling av svenska och europeiska grödor eftersom förändringarna över enskilda år är små och därmed svåra att mäta och verifiera. När det gäller markanvändning i tropikerna inkluderas effekter på markens kolinnehåll när regnskog omvandlas till odlingsmark eftersom det är en pågående förändrad markanvändning. Detta berör foderprodukterna palmkärnexpeller och sojamjöl. Analyserna inkluderar dock inte utsläpp av växthusgaser från avskogning, dvs från regnskog som huggs ner och bränns, vilket gör att dessa foders växthusgasutsläpp är något underskattade.
- Produktion av fordon och infrastruktur för transporter och för grovfoderlager (plan- eller tornsilo) ingår, däremot ingår inte produktion av andra maskiner och byggnader på gården.
- Lustgasavgång från mark beräknas enligt klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006b). Uppgifter om skörde- och gödslingsnivåer baseras i stor utsträckning på regional eller nationell statistik och på normskördar.
- Förbrukad el antas motsvara medel i aktuellt land.

Flera viktiga fodermedel utgörs av olika biprodukter från livsmedelsindustrin, som t ex vassle, melass, betfoder och drank. Det finns litteraturuppgifter om vissa av dessa produkters klimatpåverkan (se Tabell 9). I SIK:s foderdatabas har man använt ekonomisk allokering för att fördela miljöpåverkan från odlingen och andra gemensamma processer mellan huvud- och biprodukterna. Generellt har biprodukterna ett relativt lågt ekonomiskt värde vilket medför att de får bära en liten andel av produktionens totala miljöpåverkan. Om priset förhållandet mellan huvud- och biprodukter ändras behöver även allokeringfaktorerna justeras, men det kan vara svårt att hålla dess faktorer aktuella. För vissa biprodukter, som vassle, saknas det litteraturuppgifter om deras klimatpåverkan. Ett alternativ är då att åtminstone ta med klimatpåverkan av transporten till gården (se kapitel 6.5.2). Det medför dock att gårdens totala växthusgasutsläpp underskattas, men om det rör sig om små volymer med litet ekonomiskt värde blir effekten måttlig.

Det finns ett stort utbud av olika färdiga foderblandningar och kraftfoder, men det saknas växthusgasberäkningar för merparten av dem. Ingredienserna och innehållet i foderblandningarna kan dessutom variera över tiden beroende på kontinuerlig receptoptimering. I SIK:s foderdatabas ingår två vanliga kraftfoder till mjölkkor och Lantmännen har nu börjat ange växthusgasutsläppen per kg foder för fler och fler av sina foderprodukter. Om det saknas uppgifter om växthusgasutsläppen för de foderblandningar som används på gården rekommenderas att man i första hand beräknar utsläppen utifrån foderreceptet och värden för enskilda ingredienser enligt Tabell 9. I andra hand kan man göra en lite grövre bedömning utifrån uppskattningar om andelen soja och ett antaget värde för övriga ingredienser. Anledningarna till att soja lyfts fram här är att växthusgasutsläppen per kg soja är relativt höga och att soja kan utgöra en betydande andel av foderblandningen.

I foder till grisar och fåglar kan man tillsätta syntetiska aminosyror för att bättre anpassa fodrets sammansättning till djuren behov av essentiella aminosyror, t ex metionin och lysin. Genom att anpassa aminosyrasammansättningen kan den totala mängden proteinfoder därmed minskas. Aminosyror kan framställas genom kemisk syntes av petroleumprodukter (Binder, 2003) vilket bidrar till relativt höga koldioxidutsläpp per kg produkt. Enligt en LCA om metionin till

hönsfoder anges foderproduktionen ge upphov till 3,6 kg koldioxidkvalenter per kg metionin⁶ och förbruka 86 MJ primärenergi per kg (I: Strid Eriksson m fl, 2005). Det saknas dock uppgifter om hur dessa beräkningar gjorts. De höga växthusgasutsläppen per kg produkt ska dock vägas mot att syntetiska aminosyror utgör en mycket liten andel av fodret och alternativet kan vara en foderstat med betydligt högre andel raps, soja eller andra proteinfoder för att tillgodose djurets

Tabell 9: Växthusgasutsläpp vid produktion av *inköpta* fodermedel¹

Fodermedel	Växthusgasutsläpp (g/kg foder) ²				Ts-halt (%)
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv	
Gräsvall					
<i>Hö</i>	75	0,87	0,08	340	100
<i>Ensilage (rundbal)</i>	100	0,87	0,093	370	100
Blandvall					
<i>Hö</i>	56	0,65	0,053	250	100
<i>Rundbal</i>	85	0,65	0,067	280	100
Höstvete ³	150	0,94	0,15	440	86
Havre ³	170	1,0	0,16	480	86
Korn ³	160	0,97	0,15	450	86
Sojamjöl ⁴	640	0,67	0,4	850	87
ExPro® ⁵	190	0,9	0,21	460	90
Rapsfrö	250	1,8	0,26	790	91
Majsglutenmjöl	820	0,82	1,6	1100	92
Ärter/åkerbönor	120	0,35	0,086	230	86
Palmkärneexpeller	400	0,69	9,8	850	91
Betfiber/Betfor ^{6, 6}	450	0,32	0,96	570	90
Melass	84	0,19	0,10	140	78
HP-massa	150	0,29	0,18	230	100
Agrodrank	140	170	2	310	90
Vetekli	69	64	2	140	87
Foderfett					
<i>Kalkfett</i>	350	0,25	4,1	530	
<i>Standard foderfett</i>	330	1,4	2,0	790	
Syntetiska aminosyror, metionin ⁷				3600	
Fiskmjöl ⁸				1400	
Färdiga kraftfoderblandningar					
<i>Nöttor Unik 52 (proteinkraftfoder för mjölkkor)</i>	360	0,65	1,2	590	
<i>Nöttor Solid (färdigfoder för mjölkkor)</i>	280	0,77	1,4	550	
<i>Solid 120 (färdigfoder för mjölkkor)⁹</i>				460	
<i>Piggfor Blenda 240 (koncentrat för suggor)⁹</i>				510	
<i>Piggfor Blenda 220 (koncentrat för suggor)⁹</i>				260	
<i>Piggfor Robust 350 (enhetsfoder för smågrisar)⁹</i>				400	
<i>Piggfor Formel 811 (koncentrat för slaktsvin)⁹</i>				530	
<i>Pullfor Kyckling 5 (utfodras tillsammans med vete, rågvete eller havre)⁹</i>				530	

¹ Uppgifterna har hämtats från Flysjö m fl (2008) om inget annat anges. Uppgifterna avser växthusgasutsläpp fram till och med fabriksgrinden, med undantag för grovfoder där den bortre gränsen sats vid foderbordet.

² Växthusgasutsläppen är omräknade med de karaktäriseringsindex som används i denna rapport (se Tabell 2)

³ Avser skördeområdena Stockholm, Uppland, Sörmland, Östergötland, Örebro och Västmanland

⁴ Soja från Brasilien. Prisallokering mellan sojamjöl (35 % av miljöpåverkan) och sojaolja.

⁵ Värmebehandlat rapsmjöl, biprodukt vid extraktion av rapsolja. Prisallokering mellan ExPro® (28 % av miljöpåverkan) och rapsolja.

⁶ Biprodukt från sockertillverkning. Avser svensk betodling. Om tysk betfiber används ökar utsläppen med drygt 175 g CO₂-ekv/kg. Inkl transport till gården

⁷ Uppgift från LCA av hönsfoder (I: Strid Eriksson m fl, 2005)

⁸ Egna beräkningar utifrån uppgifter om energiförbrukning vid fiske och i fiskmjölsfabrik samt allokeringssprinciper enligt Cederberg & Dareljus (2001). Den totala energianvändningen beräknas till knappt 1 MJ el per kg fiskmjöl och ca 9 MJ vardera av diesel och gasol. Emissionsfaktorer för energibärarna enligt kapitel 6.1. Här ingår endast klimatpåverkan orsakad av energianvändningen eftersom den antas stå för de mesta växthusgasutsläppen.

⁹ Uppgifter från lantmännen om ett urval av deras produkters klimatpåverkan (Jonsson pers medd, 2008)

⁶ Om kolet i det artificiellt framställda metioninet har fossilt ursprung motsvarar det 1,5 kg fossil koldioxid per kg metionin. Metionin innehåller 40 % kol, och fullständig förbränning av 1 kg C ger 3,67 kg CO₂.

totala behov av olika essentiella aminosyror. Växthusgasutsläppen från odling av dessa grödor är relativt höga (se Tabell 9). Genom att optimera fodrets sammansättning av aminosyror kan den totala mängden protein i djurens foder, och därmed även mängden kväve som utsöndras i stallgödseln, minskas. Ett lägre kväveinnehåll i stallgödseln kan påtagligt minska kväveförlusterna från stallgödseln och därmed även lustgasemissionerna (Weidema m fl, 2008). I en LCA av framtida grisproduktion uppskattades produktionen av syntetiska aminosyror kunna stå för ca 0,5-1 % av de totala växthusgasutsläppen per kg kött t o m gårdsgrinden (Cederberg & Flysjö, 2004a).

6.4 Övriga insatsvaror

I Tabell 10 har uppgifter sammanställts om växthusgasutsläpp från produktion av några övriga insatsvaror. I normalfallet står dessa insatsvaror för en begränsad del av de totala växthusgasutsläppen från en gård eftersom används i liten mängd (gäller t ex kemiska bekämpningsmedel) alternativt att utsläppen är måttliga per vikt- eller volymenhet. Om man studerar en enskild gröda kan dock dessa insatsvaror få betydelse, t ex plast som används som odlingsväv eller ensilageplast.

Plast används främst vid konservering av grovfoder (framförallt rundbalar) samt som emballage och odlingsväv. I nulägesanalyserna ingår endast emissioner från produktion av plasten eftersom den borte systemgränsen har satts vid gårdsgrinden och därmed ska inte avfallshanteringen ingå. Plast baseras ofta på petroleumprodukter, antingen från jungfruliga källor eller återvunnet material, och förbränning av plasten medför därmed betydande koldioxidutsläpp. Förbränning av LDPE beräknas ge ca 3,2 kg koldioxidekvivalenter per kg plast, samt 2,4 MJ el och 22 MJ värme (ELCD, 2008). Genom att inte ta hänsyn till det fossila kol som är bundet i plasten blir växthusgasutsläppen från plastanvändningen lägre än om slutanvändningen inkluderats. Å andra sidan ingår inte produktion av kapitalvaror som t ex siloanläggningar i denna studie, vilket medför att även växthusgasutsläppen från ensilage som lagras i plan- eller tornsilo blir något underskattade.

Plastanvändningen är dock generellt relativt låg och torde därmed ha begränsad påverkan på de totala växthusgasutsläppen från en gård. Undantag kan vara rundbalsensilage och odlingar som täcks med odlingsväv. I en LCA av ensilage stod ensilageplasten för ca 8 % av de totala växthusgasutsläppen från rundbalsensilage. Livscykeln omfattade produktion av insatsvaror fram till utfodring (Strid & Flysjö, 2007). Studien omfattade även slutanvändning av ensilageplasten. Där antogs att 75 % av plasten samlades in för återvinning i Indien. När hänsyn tagits till transport av returplasten och återvinningsgraden beräknas ett kg plast ge ca 4,1 kg koldioxidekvivalenter (Strid & Flysjö, 2007), vilket är högre än de värden som anges för plastproduktion i Tabell 10.

Det finns få litteraturuppgifter om växthusgasutsläpp från produktion av **kemiska bekämpningsmedel**. Uppgiften i tabellen kommer från en omfattande europeisk systemanalys av biodrivmedel,

Tabell 10: Växthusgasutsläpp från produktion av övriga insatsvaror.

Insatsvara	Enhet	Växthusgasutsläpp (kg/enhet)				Kommentar
		CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv	
Plast (LDPE)	kg	1,7	1*10 ⁻¹⁰	1,6*10 ⁻²	2,1	Produktion av LDPE (Low density polyethylene). Används bl a till förpackningar och sträckfilm. Data för Västeuropa, 1999-2005. (ELCD, 2008)
Ensileringsmedel	l				0,72	Hämtat från EPD av myrsyra (85 %), giltig även för promyr (Perstorp, odat).
Strömedel						
<i>Torv</i>	ton	19	0,004	0,02	20	Beräknat utifrån (Cederberg & Darelus, 2001). Skörd, uppläggning och strängning förbrukar 3,3 l diesel/ton, antar samma dieselåtgång för transport till gård.
<i>Inköpt halm</i>	ton	28	0,01	0,03	33	Beräknat utifrån en dieselförbrukning på 10 l/ton halm för bärgning, transport från fält och lagring.
Pesticider	kg	17	1,6*10 ⁻⁴	2,5*10 ⁻²	17,3	Avser aktiv substans (EUCAR fl, 2007, appendix 1)

men det ges ingen närmare beskrivning av hur värdet för bekämpningsmedlen tagits fram. Referenser i en äldre studie tyder på att utsläppen kan vara i storleksordningen 5 kg koldioxid-ekvivalenter per kg aktiv substans (Olesen m fl, 2004). Sett till hela gården utgör produktionen av bekämpningsmedel en mycket liten andel av de totala växthusgasutsläppen, så den osäkerhet som råder kring klimatpåverkan av denna produktion har en försumbar betydelse i sammanhanget.

Det finns flera olika **kalkprodukter** som används i jordbruket och som behandlats på olika sätt. Det finns dock få uppgifter om olika kalkprodukters totala växthusgasutsläpp. Kalken kan dels utgöras av restprodukter från t ex sockerbruk och dels av produkter som tagits fram speciellt för att användas som kalkningsmedel, t ex dolomit. Om priset på restprodukterna antas vara noll, kan alla växthusgasutsläpp från gemensamma processer fram till dess att kalken avskiljts och lastas för transport till jordbruket antas belasta huvudprodukten. Restprodukterna ska dock belastas med de utsläpp som t ex transporten till gården orsakar (se kapitel 6.5.2) och emissioner i fält. Växthusgasutsläppen från denna transport hamnar på ca 1 kg koldioxidekvivalenter per ton och mil.

Enligt Davis & Haglund, 1999) uppskattas den genomsnittliga energianvändningen vid brytning och malning av dolomitkalk i Västeuropa till 0,4 MJ el och 0,4 MJ diesel per kg mald dolomitkalk. Det skulle motsvara ca 0,1 ton koldioxidekvivalenter per ton CaO.

Dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) och kalciumkarbonat (CaCO_3) innehåller karbonater (CO_3^{2-}) som kan omvandlas till koldioxid antingen vid kalcinering eller i marken efter kalkning. Denna koldioxid är inte av biologiskt ursprung och ska därför räknas med när man bedömer klimatpåverkan av kalkning. Stora mängder koldioxid avgår när kalksten kalcineras för att producera (CaO, ”bränd kalk”). Fullständig kalcinering av kalciumkarbonat ger 0,44 ton CO_2 /ton CaCO_3 . Det motsvarar 0,79 ton CO_2 /ton CaO. Fullständig kalcinering av dolomit ger 0,48 ton CO_2 /ton dolomit, vilket motsvarar 0,91 ton CO_2 /ton $\text{CaO}\cdot\text{MgO}$ (IPCC, 2006c). Vid kalkning med t ex kalciumkarbonat eller dolomit avgår enligt klimatpanelens riktlinjer som mest 0,44 ton koldioxid per ton kalciumkarbonat och 0,48 ton koldioxid per ton dolomit. Koldioxidavgången kan dock vara lägre, osäkerhetsintervallet anges till -50 % (d v s att bara hälften av maxvärdet uppnås). Bränd kalk (CaO) innehåller inget kol och därför avgår ingen koldioxid vid kalkningen, men väl vid kalcineringen (IPCC, 2006b). I Sveriges klimatrapporering räknar man med att sockerbrukskalken innehåller 65 % CaCO_3 och resten vatten. Det skulle innebära att koldioxidavgången vid kalkning med sockerbrukskalk som mest uppgår till 0,29 ton CO_2 /ton kalk (Naturvårdsverket, 2009).

För **torv** ingår endast emissioner från drivmedelsanvändningen för transport samt för skörd, uppläggning och stängning. Här har inga mer detaljerade uppgifter påträffats om strötorvens totala klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv. I energisammanhang räknas torv ibland som ett mellanting mellan fossilt och förnybart bränsle eftersom det tar lång tid för torven att återbildas. Förbränning av torv ger 107 g koldioxid per MJ (Naturvårdsverket, 2007b), vilket skulle motsvara 1,2 kg koldioxid per kg torv om värmevärdet är 10,28 MJ/kg (vid 45 % vattenhalt). För att kunna bedöma den totala klimatpåverkan av att använda energitorv måste man dock även ta hänsyn till var torven bryts, koldioxid- och lustgasemissioner från marken, efterbehandlingen av torvtäkten och tidsperspektivet (Hagberg & Holmgren, 2008).

6.5 Nyckeltal om energi och växthusgasutsläpp

Nyckeltal kan tala om hur produktionen på en gård står sig i en jämförelse med andra gårdar eller användas för att bedöma miljöpåverkan av en inköpt tjänst, t ex av att sprida stallgödsel eller torka spannmål externt. Än så länge finns det dock få generella uppgifter om energianvändning för olika processer inom jordbruket och för växthusgasutsläpp per producerad produkt. Dessutom kan förutsättningarna mellan gårdarna variera, vilket medför att t ex växthusgasutsläppen per kg kött eller kg gröda kan variera mycket mellan olika studier.

6.5.1 Nyckeltal om energianvändning

Än så länge finns det relativt få nyckeltal samlade om energianvändningen för olika processer i jordbruket. Energi- och elbehovet i ett stall varierar dessutom mycket mellan gårdar bl a beroende på mekaniseringsgrad, typ av ventilation, utgödsling, utfodring, eventuell uppvärmning etc. Energianvändningen är generellt lägre om man använder el- eller dieselmotorer för t ex utfodring eftersom elmotorn har en mycket högre verkningsgrad. I uppvärmda stallar kan uppvärmningen stå för en betydande del av En sammanställning av mätningar av energianvändningen i ett tiotal stallar har sammanställts i Hörndahl (2007). Där har den totala el- och energianvändningen delats upp mellan olika förbrukningsområden, t ex för ventilation, utfodring, utgödsling och belysning. LRF och LRF konsult håller på att sammanställa data från projektet Energikollen. Där har energirådgivare kartlagt energianvändningen på gårdar och analyserat möjligheterna till energieffektivisering (Eksvärd pers medd, 2009). I en sammanställning från JTI om jordbrukssektorns energianvändning redovisas nyckeltal för dieselåtgången vid olika fältarbeten och för skörd och hantering av grödor (Edström m fl, 2005).

I Tabell 11 har nyckeltal om dieselförbrukningen vid några olika typer av fältarbeten sammanställts. Dessa kan t ex användas för att bedöma klimatpåverkan av inköpta tjänster. Dieselförbrukningen kan dock variera mycket beroende dels på naturgivna förutsättningar som jordart (påverkar behovet vid jordbearbetning) och skördenivå och dels på traktorn, hur väl redskapen är anpassade till traktorn och på föraren. Dieselbehovet vid t ex tröskning påverkas av skördenivå och om halmen hackas. Enligt Edström m fl (2005) uppskattas dieselförbrukningen vid tröskning till 5 l per hektar plus 2 l per ton skördad spannmål. Om halmen hackas under tröskan bedöms dieselbehovet öka med drygt 0,5 l per ton halm (ibid). När det gäller torkning av spannmål styrs oljebehovet av spannmålets vattenhalt, och bedöms uppgå till ca 0,15 l olja per kg borttorkat vatten (Edström m fl, 2005).

Här rekommenderas att i första hand använda uppgifter från den analyserade gården när man beräknar dess totala klimatpåverkan eftersom energianvändningen kan variera mycket mellan olika gårdar. Än så länge finns det få nyckeltal som kan användas som referenser eller för jämförelse. Om man väljer att utgå från nyckeltal för dieselförbrukning vid olika fältarbeten får man inte glömma dieselförbrukningen som sker vid t ex tomgångs- och framkörning samt arbeten inomgårds. Dessutom kan dieselförbrukningen för olika arbetsmoment variera mellan gårdar, bl a beroende på jordart, skördenivå, traktor och förare.

Tabell 11: Nyckeltal för dieselförbrukning vid fältarbeten (Lindgren m fl, 2002; Edström m fl, 2005; Baky & Olsson, 2008; Lindholm pers medd, 2009)

Moment	Dieselförbrukning (l/ha)
Plöjning	15-30
Spridning mineralgödsel	1-5
Spridning flytgödsel	6-13
Spridning fastgödsel	5-8
Sprutning	1-5
Tröskning, vete/korn	20-25
Upptagning betor	Ca 30

Tabell 12: Dieselförbrukning vid transport, sammanställning av litteraturuppgifter (Berglund & Börjesson, 2003; NTM, 2003; KRAV & Svenskt Sigill, odat)

Transportslag	Lastvikt (ton)	Dieselförbrukning ¹			kommentar
		Full (l/km)	Tom (l/km)	T.o.r. (l/ton*km)	
Traktorekipage	15	0,3-0,4 (0,6)	0,25-0,35	0,04-0,05	Text spannmål till tork.
Lastbil	36	0,4-0,45	Ca 0,3	0,011-0,012	
Lastbil	26	0,32-0,38	0,22-0,27	0,021-0,025	
Lastbil	16	0,6	0,42	0,064	Halm, volymen begränsar lasten

¹ Avser förbrukningen vid angiven lastvikt (för kolumnen ”full” respektive ”T.o.r”). För tur och returtransport avser ”km” avståndet enkel väg samt tom returtransport.

6.5.2 Nyckeltal om transporter

I Tabell 12 har nyckeltal för dieselförbrukningen vid transporter sammanställts. Värden ur tabellen kan användas för att bedöma växthusgasutsläppen från transporter av insatsvaror till gården. I normalfallet har dessa transporter liten betydelse för gården totala växthusgasutsläpp.

6.5.3 Nyckeltal om jordbruksprodukters växthusgasutsläpp

I Tabell 13 har litteraturuppgifter om växthusgasutsläpp från olika jordbruksprodukters livscykel sammanställts, om inget annat anges är den bortre systemgränsen vid gårdsgrinden. Uppgifterna i tabellen kan användas för att grovt bedöma hur växthusgasutsläppen från gårdens produktion ligger till i jämförelse andra produktionsplatser (se exempel i kapitel 12.2). Det är dock mycket viktigt att vara medveten om att uppgifterna i Tabell 13 bygger på ett fåtal studier med i vissa fall mycket platsspecifika produktionsförutsättningar! Som exempel baseras en av de två refererade studierna om nötkött från köttdjursraser på uppgifter från ett system med ranchdrift och mycket extensiv uppfödning av djuren (Cederberg & Nilsson, 2004a). Det är även viktigt att notera att det kan finnas skillnader mellan de refererade studierna avseende bl a avgränsningar, allokeringssprinciper och beräkningsmetoder som gör att resultaten från olika studier inte är direkt jämförbara. Det pågår flera studier i Sverige och Europa där man beräknar växthusgasutsläpp från olika jordbruksprodukter, och resultaten från dessa studier kan användas för att uppdatera nyckeltalen i tabellen.

Tabell 13: Litteraturuppgifter om växthusgasutsläpp för olika svenska jordbruksprodukter. Avser livscykelutsläpp per kg grödor, kött, ägg eller mjölk fram t o m gårdsgrinden.

Produkt	kg CO ₂ -ekv/ kg produkt	Kommentar
Grödor¹:		
Brödspannmål	0,42	Avser viktat medelvärde för spannmålen som mals vid Berte Qvarn, Halland, motsvarade 77 % höstvetete, 12 % vårvete, 4,5 % råg, 8 % ekologiskt vete och råg (Cederberg m fl, 2008).
Höstvetete	0,3-0,5	(Livsmedelsverket 2008)
Vårvete	0,4	(Cederberg m fl, 2005). I ett scenario med ekologisk odling uppskattades utsläppen till drygt 0,2 kg CO ₂ -ekv/kg vårvete (ibid)
Råg	0,3	(Cederberg m fl, 2005)
Raps	0,8	Avser viktat medelvärde för höst- (55 %) och vårraps (45 %) (Flysjö m fl, 2008)
Socketbetor	0,045	Data från en gård i sydöstra Skåne (Cederberg m fl, 2005)
Potatis	0,07-0,1	Konventionell produktion (LRF, 2002; Cederberg m fl, 2005). Det lägre värdet kommer från en gård i sydöstra Skåne (Cederberg m fl, 2005)
Animalieprodukter:		
Mjölk	0,96 (konv, hög) 1,1 (konv, medel) 1,0 (eko)	LCA av mjölkproduktion i sydvästra Sverige. Data från åtta konventionella gårdar med hög mjölkproduktion, >7 500 kg ECM/hektar (konv hög); nio konventionella gårdar med medelhög produktion, <7 500 kg ECM/hektar, (konv medel); och sex ekologiska gårdar (eko) (Cederberg & Flysjö, 2004b). Uppgifterna är angivna per kg ECM ²
Mjölk	1,1 (konv) 1,0 (eko)	LCA av mjölkproduktion i norra Sverige. Data från 16 konventionella gårdar (konv) och sju ekologiska gårdar (Cederberg m fl, 2007). Uppgifterna är angivna per kg ECM ²
Nötkött, mjölkkoras	11-15	Nötkött från mjölkkoras (Cederberg & Darelus, 2000; LRF, 2002). Avser per kg slaktvikt, ingen allokering av miljöpåverkan till hudar eller andra biprodukter.
Nötkött, dikor	17-19	Nötkött från system med ekologiska dikor. Data från två gårdar i Halland och Skåne (ranchdrift) (Cederberg & Darelus, 2000; Cederberg & Nilsson, 2004a). Avser per slaktvikt, ingen allokering av miljöpåverkan till hudar eller andra biprodukter.
Griskött	2,6-3,0	(LRF, 2002; Cederberg & Darelus, 2001; Cederberg & Nilsson, 2004b). Avser växthusgasutsläpp per kg slaktvikt.
Kycklingkött	1,3-1,4	Avser utsläpp per kg färskt benfritt kycklingkött under uppfödningen (inkl. avel) (LRF, 2002; Tynelius, 2008)
Ägg	1,4-1,6	(Sonesson m fl, 2008)

¹ Se även Bilaga 2 för uppgifter om olika fodergrödor och Livsmedelsverket (2008) för uppgifter om grönsaker och andra livsmedel. I vissa studier har andra karaktäriseringsindex använts för lustgas, i dessa fall 310 eller 296 kg CO₂-ekv/kg N₂O (LRF, 2002; Cederberg m fl, 2005; 2008). Om det varit möjligt har omräkningar gjorts med det karaktäriseringsindex (298) som används i denna studie. Eftersom det inte skett några stora förändringar av karaktäriseringsindexet för lustgas får dessa omräkningar liten betydelse.

² ECM står för Energi- och fettkorrigerad mjölk, vilket motsvarar mjölk med ca 4,0 % fett och 3,3 % protein.

³ I vissa studier har andra karaktäriseringsindex använts för lustgas och metan, i dessa fall 310 kg CO₂-ekv/kg N₂O respektive 21 CO₂-ekv/kg CH₄. Omräkningar har gjorts med de karaktäriseringsindex som används i denna studie, d v s 298 kg CO₂-ekv/kg N₂O respektive 25 kg CO₂-ekv/kg CH₄. Dessa omräkningar gör att de totala växthusgasutsläppen per kg produkt blir högre än i de ursprungliga studierna, speciellt för produkter där metanemissionerna står för en stor andel av den totala klimatpåverkan.

7 Lustgas från mark

Detta kapitel omfattar direkta lustgasutsläpp från kvävet omsättning i mark och indirekta lustgasemissioner som orsakas av ammoniak och nitrat som förloras från marken.

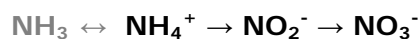
7.1 Bildning av lustgas i mark

Lustgas bildas när kväve och organiskt material omsätts av mikrober i marken. I två av dessa processer, nämligen nitrifikation och denitrifikation, kan kväve i marken omvandlas till lustgas (se Figur 3). Dessa processer förekommer naturligt i all mark och styrs av olika parametrar såsom temperatur, markfukt samt hur tillgången är på organiskt material, ammonium- och nitratkväve och syre. När organiskt material i marken bryts ned och mineraliseras bildas ammoniak (NH_3). Vid det pH-värde som råder i våra odlingsjordar omvandlas ammoniak omgående till ammonium. Ammoniumjonerna kan sedan oxideras till nitrat (NO_3^-) av nitrifikationsbakterier, så kallad nitrifikation. Nitratet kan sedan reduceras i olika steg, så kallad denitrifikation, av andra bakterier. Lustgas bildas framförallt vid denitrifikationen. (Kasimir-Klemedtsson, 2001; Brady & Weil, 2002; Dobbie & Smith, 2003; Persson 2004)

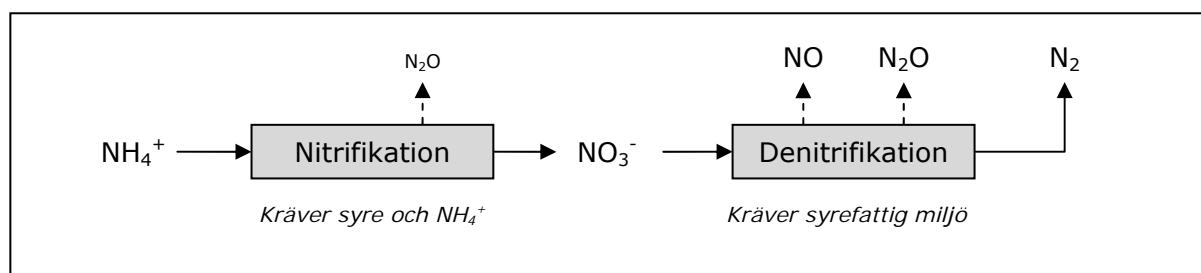
Mikrober som är delaktiga i de lustgasbildande processerna genomgår mer eller mindre en biologisk anpassning till lokala markförhållanden. Denna anpassning kan innebära att mikrober från olika geografiska platser reagerar olika trots att förhållanden i marken är likartade, och att lustgasemissionerna därmed varierar trots likartade fysikaliska förhållanden (Jungkunst m fl 2006).

Nitrifikationen genomförs framförallt av två dominerande bakteriearter. *Nitrosomonas* oxiderar ammoniumjoner (NH_4^+) till nitrit (NO_2^-), vilket i sin tur omgående oxideras till nitrat (NO_3^-) av *nitrobakterna*. Genom oxidationen utviner bakterierna energi. Som kolkälla använder de bikarbonater och koldioxid. Vid nitrifikationen läcker mindre mängder lustgas ut från mikrobernas celler till marken (IPCC, 2006). Lustgasen uppstår som en biprodukt i processen.

Nitrifikationsprocessen sker i följande steg:



Nitrifikationsbakterierna är aeroba och kräver, förutom god tillgång på ammonium, även väl-dränerade syrerika förhållanden. Syretillgången i marken påverkas starkt av markens vattenhalt, eftersom syre rör sig mycket långsammare i vattenfyllda porer än i luftfyllda. Begreppet ”*water-filled pore space*”, WFPS, beskriver andelen av markens porsystem som är fyllt av vatten och är en viktig reglerande faktor för både nitrifikationen och denitrifikationen. WFPS beror på balansen mellan mängden vatten som tillförs marken med nederbörd eller bevattning och den kombinerade effekten av avdunstning och dränering. Den optimala fuktigheten för nitrifikationsbakterier är när omkring 60 % av porsystemet är fyllt med vatten.



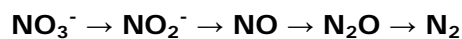
Figur 3: Schematisk bild över nitrifikations- och denitrifikationsprocessen

Nitrifikationsbakteriernas kolkälla utgörs av koldioxid och bikarbonater. Mest aktiva är de när temperaturen håller sig mellan 20 och 30 °C. Därför går nitrifikationsprocessen väldigt sakta när jorden är kall (< 5 °C). Under gynnsamma förhållanden går nitrifikationen snabbt. Ammoniumkväve som tillförs marken är normalt omvandlat till nitrat efter 1-2 veckor. Oxidationen av nitrit går normalt snabbare än oxidationen av ammonium. Därför återfinns normalt inte nitrit i marken. (Kasimir-Klemedtsson, 2001; Brady & Weil, 2002; Dobbie & Smith, 2003; Persson 2004)

Vid **denitrifikationen** omvandlas nitrat och nitrit till gasformiga kväveföreningar. Ett flertal olika bakteriearter i marken som normalt bryter ner organiskt material vid närvaro av syre kan fortsätta nedbrytningen även om syretillgången minskar eller upphör. I stället för syre använder de då nitrit eller nitrat som oxidationsmedel. Denitrifikationen kräver att luften i markporerna inte innehåller mer än 10 % syre, ju mindre syre desto bättre för processen (Brady & Weil, 2002). Syretillgången i markporerna står i relation till markens WFPS. För att denitrifikationsbakterierna ska nå full aktivitet krävs en hög vattenmättnad av marken (WFPS 90-100 %) (Brady & Weil, 2002).

Av kväveföreningar som bildas i denitrifikationen kan kväveoxid (NO) och lustgas förloras till atmosfären innan de utnyttjas vidare i reduktionen. Lustgasavgången gynnas om koncentrationen av nitrat och nitrit i marken är hög och tillgången på syre inte är för låg. När det finns syre i marken är nämligen syret mer fördelaktigt än olika kväveoxider som oxidationsmedel för mikroorganismerna. När det inte finns något syre utnyttjas kväveoxiderna mer, och vid fullständig denitrifikation avgår kväve som kvävegas (Jungkunst m fl, 2006). Under normala markförhållanden varierar markfuktigheten (vid t ex regn) vilket innebär att förhållandet mellan de gaser som bildas också varierar. Förhållandet mellan kvävgas och lustgas från denitrifikationen regleras alltså av faktorer som vattenhalt i marken, temperatur, pH-värde och tillgången på energikälla. (Kasimir-Klemedtsson, 2001; Brady & Weil, 2002; Dobbie & Smith, 2003; Persson 2004)

I en fullständig denitrifikation reduceras kvävet i följande steg:



Som tidigare nämnts styrs den totala lustgasavgången från mark av flera faktorer. Markens vattenhalt är en sådan faktor som ofta lyfts upp. Enligt Flechard m fl (2007) verkar lustgasavgången vara störst när porsystemet är vattenfyllt till mellan 65 och 85 %. I denna studie anges även att den mesta lustgasen som avgår till atmosfären bildas i markytan (ner till någon cm). Det innebär att lustgasen som når atmosfären bildas mer ytligt än där temperatur och fuktighet vanligtvis mäts. Lustgas som bildas på större djup når troligtvis inte markytan och atmosfären innan den konsumeras i markbiologiska processer (Flechard m fl, 2007). Lustgas har dock även god löslighet i vatten och kan därför sköljas ut med dräneringsvattnet. En annan faktor som påverkar avgången är temperaturförändringar. I samband med eller strax efter det att marken tinar kan man se en topp i lustgasavgången. När marken tinar ökar den biologiska aktiviteten och mineraliserat kol och kväve från bl a frostskaade mikroorganismer och växtdelar blir tillgängligt. En ökad mikrobiell aktivitet och den höga vattenhalt som ofta råder när marken tinat gynnar dessutom denitrifikationen (Mørkved m fl, 2006).

7.2 Mätningar av lustgas i mark

Mätning av lustgasemissioner från odlade marker såväl som naturliga gräsmarker är förknippat med flera svårigheter. Dels har man att göra med ett biologiskt system som påverkas av många olika yttre faktorer (klimat, väder, odlingsmetoder, växtlighet, topografi etc.) vilka måste tas hänsyn till. Vidare kan variationer i markens egenskaper (både kemiska och fysikaliska) vara stora inom ett fält, liksom växtligheten och effekter av bruksmetoder. Detta innebär att den lustgas som avges från ett fält inte är konstant utan varierar mycket, både rumsligt (t ex inom ett fält) och

över tiden. För att studier av lustgas ska ge bra resultat krävs därför kontinuerliga mätningar över lång tid (Flechard m fl, 2007). Det finns olika tekniker för att mäta lustgasemissioner. I takt med att mättekniken utvecklas förbättras också kunskapen om dessa emissioner från mark.

I en studie där lustgasemissioner från olika gräsmarker i Europa mättes testades bl a en teknik där man mäter det kontinuerliga flödet av lustgas från mark, till skillnad från en annan mer använd teknik där gasen samlas upp i kammare (se nedan för närmare beskrivning av mätteknikerna). Det man då såg var att produktionen av lustgas påverkades väldigt snabbt (inom en timme) vid tillförsel av mineralgödsel. Denna reaktion var så pass snabb att den hade varit svår att mäta med statiska kammare, vilket innebär att det totala flödet av lustgas, baserat på mätningar utförda med dessa kammare kan bidra till att de totala emissionerna underskattas. (Flechard m fl, 2007)

7.2.1 Mätteknik

Lustgasavgång från mark kan mätas med olika tekniker. Här beskrivs mätningar i kammare som placeras på marken och mikrometeorologiska tekniker som mäter flödet av gaser från mark till lägre atmosfären.

Mätteknik med kammare

De flesta mätningarna av lustgas har tidigare mätts med en metod där kammare placeras ut på marken. Denna mätteknik används fortfarande. En yta, vanligen mindre än en kvadratmeter (men även större), innesluts i en kammare för att på så sätt öka koncentrationen av emitterad gas. Kammaren är normalt stängd i en timme eller mindre. Prover av luft från kammaren sugas sedan ut i lufttäta behållare. Efter insamling av gasproverna analyseras dessa vanligtvis med gaskromotografi, men även andra tekniker används. Mätteknik med denna typ av kammare är väl beprövad, billig och enkel att använda, men den är arbetskrävande om man inte använder automatisk provtagning av gasen i kammarna. Manuell provtagning innebär en begränsning i hur ofta prover kan tas ut, jämfört med automatisk provtagning. Dessa kammare benämns statiska eller stängda. (Greatorex, 2000)

Dynamiska, eller öppna kammare (inklusive vindtunnlar), genomströmmas med omgivande luft. Gasflödet beräknas från koncentrationsskillnaden mellan ingående och utgående luft från kammaren. Gaskoncentrationen analyseras med bl a gaskromotografi. Koncentrationsskillnaden mellan ingående och utgående luft är liten och kräver väldigt noggranna mätinstrument, dessutom måste även luftflödet kunna mätas med hög noggrannhet. (Greatorex, 2000)

Metoder med kammare begränsas av att de mäter emissioner från små ytor och att det därmed kan vara svårt att komma åt de rumsliga variationerna. Andra problem med statiska och dynamiska kammare är vid mätningar i höga grödor eller vid studier av dynamiska skeenden såsom variationer i nederbörd och temperatur. (Greatorex, 2000)

Mikrometeorologiska tekniker

Mikrometeorologiska tekniker kan mäta gasflöden över större ytor (0,1-1 km²) och med en betydligt högre tidsupplösning (flera gånger per sekund) än vad som är möjligt med statiska eller dynamiska kammare. Vid denna mätteknik sitter mätutrustningen på en mast och man mäter koncentrationen av en gas i luften relaterad till vindens riktning och hastighet (Greatorex, 2000). Bland dessa flödesmetoder har en som på svenska kan kallas virvelkorrelation (eddy covariance eller eddy correlation) fått stor betydelse (Morén m fl, 2000). Dessa tekniker stör inte de förhållanden som råder vid markytan. Att tekniken inte används i större utsträckning kan bero på att den sofistikerade utrustning som krävs är dyr samt att beräkningarna av gasflödena är mer komplexa. Dessutom kräver metoden en relativt jämn terräng. (Greatorex, 2000).

7.2.2 Mätdata från studier

Här redovisas resultat från några större och nyligen publicerade europeiska studier om lustgasemissioner från mark. Studierna har gjorts på olika typer av odlings- och betesmark, i olika klimatområden, med olika jordslag och med olika bruknings sätt. I de flesta studierna ha de uppmätta värdena på lustgasemissioner omräknats till kg lustgas per hektar och år. Dessa värden återges här för att visa på den variation som lustgasemissionerna uppvisar. Mängden lustgas per hektar och år säger i sig inget om de parametrar som styr utsläppsnivåerna, utan är det faktiskt uppmätta värdet. I en av studierna anges emissionerna istället som procent av tillfört kväve (Kuikman m fl, 2006). Det är ett sätt att visa sambandet mellan emissionsnivåerna och mängden tillfört kväve. Att redovisa lustgasemissionerna på detta sätt överensstämmer med enheterna för emissionsfaktorerna som anges i klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006d). Vid jämförelser av emissionsfaktorer mellan olika studier är det dock viktigt att notera eventuella skillnader i hur man definierat begreppet ”tillfört kväve”. Det kan t ex skilja i hur man tagit hänsyn till spridningsförluster eller kväve från skörderester. I klimatpanelens första riktlinjer räknades ammoniakförlusterna bort från mängden tillfört kväve från olika gödselmedel, medan emissionsfaktorerna i de senare riktlinjerna är anpassade för att ange mängden tillfört kväve utan avdrag för kväveförluster vid spridning (IPCC, 1997; 2006d).

Av de studier som tas upp här, visar alla att lustgasavgången kan variera kraftigt, både över tiden, inom ett fält och mellan fält. Studierna redovisar också få statistiskt säkra samband mellan olika parametrar. Resultaten från flera försök tyder på att det finns samband mellan lustgasavgången och mängden tillgänglig kväve i marken, men det finns samtidigt ett antal försöksplatser där man inte kan se detta samband. Det är tydligt att det finns andra avgörande faktorer som påverkar storleken på lustgasavgången från marken. Den som framstår som särskilt viktig är andelen av markens porsystem som är fyllt av vatten, WFPS. Lustgasavgången kan även påverkas av flera olika faktorer som samverkar med varandra. Organogena jordar avger t ex generellt mer lustgas än mineraljordar när de brukas, vilket är en följd av den stora skillnaden i mängd organiskt material som är utsatt för mineralisering mellan dessa jordar.

GreenGrass

I en omfattande studie har lustgasmätningar gjorts på tio olika typer av gräsmarker i åtta europeiska länder under en treårsperiod (Flechard m fl, 2007). Gräsmarkerna brukades antingen intensivt eller extensivt. Drygt hälften betades och resten skördades en eller flera gånger per år. En gräsmark från Ungern (>150 år gammal) varken betades eller skördades. De olika platserna representerar olika typer av jordarter, klimat, vallväxter, skördeintensiteter (noll till fyra skördar per år), betessystem och betesintensiteter samt gödslingsnivåer och gödselmedel.

Mätmetoden utgjordes i de flesta fall av statiska (non-steady-state) kammare. Mätningar med manuella kammare utfördes vanligtvis varannan vecka. Automatiska mätkammare testades på tre platser och gav då en högre upplösning av värden över tid. Alternativa mätmetoder såsom TDLAS-Eddy Covariance och TDLAS-Fast-box användes på några platser.

Det ögonblickliga flödet av lustgas som uppmättes i studien visade att lustgasemissionerna kan

Tabell 14: Uppmätta emissioner av lustgas år 2002-2004 från gräsmarker i åtta europeiska länder (Flechard m fl, 2007)

Typ av gräsmark	Lustgasemission (kg N ₂ O-N/ha och år) ¹		
	medel	median	variation
Gödslad och betad	1,77	0,74	0,0-6,4
Gödslad och skördad	0,95	0,56	0,0-3,5
Ogödslad och betad	0,48	0,17	0,0-1,3
Ogödslad och skördad	0,32	0,19	-0,4-1,2

¹ Negativt värde innebär upptag av lustgas i marken

uppvisa en extremt stor variation över tid, inom ett området och mellan olika platser, beroende på väder och bruksintensitet. Flödet varierade från -300 till +15 000 ng N₂O-N/m² och sekund (de negativa värdena innebär ett upptag av lustgas i marken). De flesta uppmätta värdena (mellan 25- och 75-percentilen) låg dock mellan -10 till +20 ng N₂O-N/m² och sekund. På alla platser uppmättes tillfälliga och kortvariga negativa mätvärden.

Det högsta årliga flödet uppmättes från en intensivt brukad vall i Nederländerna år 2002 (6,5 kg N₂O-N/ha och år) och det lägsta från en extensivt brukad vall i Schweiz, vilken visade sig vara en sänka för lustgas både år 2002 och 2003.

Resultaten visade att intensivt odlade system var klart större källor till lustgasemissioner än extensivt brukade gräsmarker (se Tabell 14). En hög kvävegiva gav ofta höga lustgasemissioner per ytenhet, men det fanns även platser där en hög kvävegiva inte systematiskt gav upphov till höga emissioner. På en av platserna där det kontinuerliga lustgasflödet mättes med TDLAS-Eddy Covariance kunde man se hur produktionen av lustgas reagerade väldigt snabbt (inom en timme) på tillförsel av mineralgödsel när förhållanden för lustgasproduktion var optimala. Reaktionen var så snabb att den hade varit svår att mäta med statiska kammare, vilket innebär att det totala flödet av lustgas med den typen av mätmetod kan bidra till att de totala emissionerna underskattas.

Det framstår som om betesdrift ökar lustgasemissionen (se Tabell 14). Det skulle kunna förklaras med en extra aktiv lustgasproduktion på de platser där urin och träck från djuren hamnar samt att betesdjurens klövtramp packar jorden, vilket leder till minskad syretillförsel till marken. Denna effekt av bete observerades framförallt på gödslade platser, men var inte systematisk.

Storbritannien

I Storbritannien genomfördes mätningar av lustgasemissioner på tio platser utspridda i landet under 1999-2001. Syftet var att förbättra det nationella dataunderlaget om lustgasemissioner och undersöka möjligheten att ta fram nationella emissionsfaktorer (Dobbie & Smith, 2003). Mätningarna utfördes på kvävegödslade slättervallar (ej bete) och åkermark där höstvet, höstkorn och potatis odlades. Mineralgödsel tillfördes i mängder från 130-430 kg N/ha. Som mätmetod användes stängda kammare. På alla platser gjordes dagliga mätningar veckan efter kvävegödsling, därefter ökade mätintervallen successivt. Studien styrkte att nyckelfaktorerna för lustgasemissioner från åkermark under brittiska förhållanden är markens WFPS, temperatur och innehåll av nitratkväve.

Lustgasemissionerna varierade stort över året, både inom och mellan platserna. Generellt var emissionerna högst strax efter tillförsel av kväve och sjönk därefter. De högst uppmätta värdena, ca 885, 1 145 samt 1 200 g N₂O-N/ha och dag, mättes från tre slättervallar vid mätningar under juni och augusti. De högsta årliga utsläppen uppmättes på en slättervall med 27,6 kg N₂O-N/ha, vilket även var den försöksplats som hade fått högst kvävegiva (430 kg N/ha) och hade WFPS >60% under hela året. Av de årliga lustgasemissionerna från slättervallarna beräknades 77 % komma inom fyra veckor efter kvävegödslingen. Tidigare studier har visat att det finns ett samband mellan hur mycket nederbörd som faller veckan före till tre veckor efter gödsling och den mängd lustgas som avgår fyra veckor efter gödsling. Emissionerna från marken med de ettåriga grödorna var konsekvent lägre än de från vallarna (se Tabell 15).

Nederbörden och porsystemets vattenfyllnadsgrad mättes också. På tre av mätplatserna, varav ett

Tabell 15: Uppmätta lustgasemissioner från mark år 1999-2001 från fältförsök i Storbritannien (Dobbie & Smith, 2003)

Gröda	Antal försök	Lustgasemission (kg N ₂ O-N/ha och år)	
		medel	Variation
Slättervall	9	9,7	1,7-27,6
Höstsäd	2	1,9	0,7-1,2
Potatis	1	2,4	-

var fältet med höstvet, var WFPS 60 % eller högre under hela året, medan WFPS för de andra platserna bara låg över 60 % under delar av året (generellt mellan oktober och mars). Höga lustgasemissioner på vallarna uppstod bara när WFPS var >60 % och tillgången på nitratkväve inte var begränsande.

Nederländerna

I en studie från Nederländerna har 86 försöksserier i fält från 1993-2003 sammanställts i syfte att ta fram landspecifika emissionsfaktorer för rapportering av nationella växthusgasutsläpp under klimatkonventionen (Kuikman m fl, 2006). Försöksserierna valdes ut för att vara representativa för landets brukningsmetoder. Skillnader i lustgasavgång undersöktes utifrån flertalet parametrar, bl a jordtyp, gödselmedel och markanvändning. All använd mätdata är framtagen genom mätningar med stängda kammare.

I denna studie är uppmätta lustgasemissioner omräknade och angivna som emissionsfaktorer, dvs hur stor andel av kvävet som tillförts med mineral- och stallgödsel som emitteras som lustgaskväve. Även om studien inte redovisar mätdata uttryckt i kg N₂O-N/ha och år, visar de beräknade emissionsfaktorerna att det är en stor variation i uppmätta lustgasemissioner.

Sammanställningen visar på stora variationer mellan olika och inom olika kategorier (se exempel i Tabell 16). Lustgasemissionerna i förhållande till tillfört kväve visade sig vara lägst i sandjord, högre i lerjord och högst i organogena jordar. Författarna anser dock att ytterligare analysvärden krävs innan det är möjligt att tillskriva olika jordtyper olika emissionsfaktorer.

Användning av kvävegödselmedel utan nitratkväve verkar orsaka mindre lustgas än de som innehåller nitratkväve. Detta var särskilt tydligt under våta förhållanden, vilket är vanligt under våren då en stor del av gödseln tillförs. Författarna anser att de inte funnit tillräckliga belägg för att säga att stallgödsel som myllas (injiceras) i jorden skulle ge högre lustgasavgång än när den sprids på ytan.

Studien resulterade i rekommendationer om landspecifika emissionsfaktorer (EF) som särskiljer mineralgödsel med nitrat (EF 1 %) från mineralgödsel utan nitrat (EF 0,5 %), marker som ges stallgödsel (t ex EF 1,5 % när stallgödseln injiceras i marken) samt gödslade betesmarker på organogena jordar (EF 2 %). Observera att dessa emissionsfaktorer är framtagna för holländska förhållanden och är kommentarer till klimatpanelens tidigare riktlinjer (IPCC, 1997). I de senaste riktlinjerna har standardemissionsfaktorerna och metoderna för att ange mängden tillfört kväve reviderats (se även kapitel 7.3.1).

Tabell 16: Sammanställning av lustgasemissioner i förhållande till tillförd mängd kväve från jordbruksmark i Nederländerna (Kuikman m fl, 2006)

Dataserier och fördelning utifrån olika parametrar	Antal försöksserier	Emissionsfaktor (% N ₂ O-N av tillfört N) ¹		
		medel	median	variation
Alla dataserier sammantaget	86	1,10	0,62	-0,57-6,80
Alla mineraljordar (exkl. bete)	71	0,75	0,51	-0,57-3,85
Betesmark på mineraljord	7	1,7	1,7	0,80-7,00
Organogena jordar (inkl. bete)	4	4,35	4,35	1,9-6,8
Jordtyp (inkl. betade marker)				
<i>Sand</i>	54	0,63	0,40	0,02-3,60
<i>Lerjord</i>	23	1,30	1,40	0,10-6,80
<i>Organogen</i>	8	3,68	2,90	1,70-6,80
Markanvändning				
<i>Gräsmarker (utom marker som endast betas)</i>	34	0,61	0,51	0,12-4,50
<i>Åkermark</i>	30	0,95	0,71	-0,57-3,85
Gödselmedel				
<i>Endast mineralgödsel</i>	25	0,77	0,50	0,02-3,85
<i>Endast stallgödsel</i>	15	0,91	0,75	-0,57-3,60
<i>Mineralgödsel utan nitrat</i>	6	0,43	0,34	0,17-1,00
<i>Mineralgödsel med nitrat</i>	31	0,77	0,45	0,02-3,85

¹ Med tillfört kväve avses kväve i använda gödselmedel

Tabell 17: Uppmätta lustgasemissioner från jordbruksmark i Tyskland (Jungkunst m fl, 2006)

	n	Lustgasemission (kg N ₂ O-N/ha och år)	
		Medel	Variation
Ogödslad jordbruksmark	27	1,27	0,04-3,4
Gödslade gräsmarker	23	1,99	0,3-10,0
Gödslad åkermark (exkl vall)	49	4,70	0,07-17,1

Tyskland

I en studie från Tyskland har mätvärden från 27 olika platser i landet från år 1993-2002 sammanställts (Jungkunst m fl, 2006). I sammanställningen ingick endast mätdata med mätningar utförda var eller varannan vecka under minst ett år. Mätvärden samlades in från 101 olika fält (endast mineraljordar) med olika grödor och som gödslats med mellan 0 och 400 kg N/ha och år. Alla mätningar var gjorda på ett likartat sätt med stängda kammare. Studiens målsättning var att jämföra tillgänglig mätdata av lustgasavgång från mark som gödslats med kväve och att undersöka om man kunde finna några samband mellan markens textur, kol- och kväveinnehåll samt pH och lustgasavgången. Dessa parametrar valdes utifrån att de ofta förekommer som de faktorer som antas påverka lustgasavgången mest.

Studiens målsättning var även att identifiera möjliga skillnader i lustgasavgång mellan platser eller områden med olika klimatförhållanden, eftersom tidigare erfarenheter tyder på att lustgasavgången ökar när marken tinar och att den påverkas av vattenhalten (se t ex Mørkved m fl (2006)). Man delade in Tyskland i tre olika klimatområden utifrån årsnederbörd och antalet frostdagar, nämligen <600 mm/år och <100 frostdagar, >600 mm/år och <100 frostdagar respektive >600 mm/år och >100 frostdagar. Försöksplatserna fördelade sig ganska jämnt mellan dessa kategorier. Markernas jordtyper delades även in i två olika klasser med avseende på dräneringsförhållanden; jordar som regelbundet utsattes för vattenmättnad respektive övriga vilka benämndes välluftade.

I Tabell 17 visas en översikt av de mätningar av lustgasemissioner som sammanställts i studien. Försöksresultaten kunde inte visa att en ökad kvävetillförsel generellt ökade lustgasemissionerna, varken när alla mätdata sammanställdes eller när gräsmarker värderades för sig och åkermark (exklusive vall) för sig. Inga säkra samband kunde heller fastställas mellan lustgasavgång och markens textur, innehåll av kol- och kväve eller pH. Dessa resultat kan troligtvis delvis förklaras med att mikroberna som är delaktiga i de lustgasbildande processerna genomgår en anpassning till lokala markförhållanden, och att lustgasemissionerna därmed kan variera mellan olika platser trots likartade fysikaliska förhållanden.

Resultaten tyder dock på skillnader mellan olika klimatområden och luftförhållanden i jordarna. I områden med >600 mm nederbörd/år var lustgasemissioner, uttryckt som procent av tillfört gödselkväve, låga jämfört med torrare områden (<600 mm/år). Detsamma gällde för jordar som regelbundet utsattes för vattenmättnad. I området med mer än 100 frostdagar (södra Tyskland) var procentandelen av det tillförda gödselkvävet som avgick som lustgas signifikant större än i de andra områdena. I medel 4,8 procent jämfört med 1,7 procent av tillfört gödselkväve. Särskilt höga lustgasemissioner återfanns från välluftade jordar i frostintensiva (>100 frostdagar) områden.

Finland

I en finsk studie redovisas mätdata från organogena jordar från fem olika platser i landet under åren 1991-2002 (Maljanen m fl, 2007). Studien omfattar mark odlad med spannmål och vall, men även mark där odlingen lades ner för 20-30 år sedan. Mätningarna av lustgas gjordes med statiska kammare. Kontinuerliga mätningar gjordes under två år. Under den snöfria perioden mättes lustgasflöden varannan till var tredje vecka. Under vintern togs gasprover från snötäcket, varefter gasflödet från jord till snö beräknades med hjälp av Fick's lag.

Tabell 18: Uppmätta lustgasemissioner från organogena jordar i Finland (Maljanen m fl, 2007)

	n	Lustgasemission (kg N ₂ O-N/ha och år)			
		Medel	Variation	Median	Standardavvikelse
Spannmål	11	11,1	5,4-18,8	8,5	5,9
Vall	12	5,7	1,7-11,0	4,1	3,2
Träda utan vegetation	10	16,7	4,0-37,0	9,3	14
Åkermark ej odlad på 20-30 år	5	8,2		5,6	8,8

Lustgasemissionerna visade sig var större från mark med spannmål än från mark med vall (se Tabell 18). Likaså var emissionerna från obevuxen mark större än från de med gröda. En förklaring är att mängden mineraliserat kväve kan vara större, och därmed även risken för lustgasavgång, eftersom det inte finns några växter som kan ta upp kvävet. Från den övergivna åkermarken visade sig lustgasemissionerna ligga i samma nivå som från den odlade marken, och även högre än från marken som var bevuxen med vall. Detta visar att lustgasemissioner från åkermark som övergetts för länge sedan kan vara höga även efter 20-30 år.

Mätningarna visade att lustgasemissionerna varierade stort över året. Under vinterhalvåret (oktober-maj) utgjorde de mellan 25 % (avser vallarealen) och 60 % (spannmål) av de årliga emissionerna, vilket innebär att det är viktigt att också lustgasemissionerna under vintern räknas med i de årliga emissionerna.

7.3 Beräkning av lustgasemissioner från mark

Att beräkna lustgasemissioner från jordbruksmark någorlunda korrekt under en given tidsperiod (ofta ett år) är svårt. Detta beror på det komplicerade samspel där olika faktorer påverkar de biologiska processerna i marken, men även på svårigheter vad gäller mätteknik och mätmetoder (se kapitel 7.2). Därmed är de beräkning som görs av lustgasemissioner från mark alltid en grov uppskattning av de lustgasavgångar som faktiskt sker. Det saknas fortfarande tillräcklig kunskap och verktyg för att anpassa beräkningarna utifrån alla de faktorer som man känner till styr lustgasavgången från mark. Trots de inbyggda osäkerheterna i beräkningsmodellerna bör den indata som används (t ex tillförd mängd kväve) vara väl underbyggd för att minska osäkerheterna.

Enligt FN:s klimatpanels bedömningar är tillgången på oorganiskt kväve i marken den mest styrande faktorn för lustgasavgången från mark (IPCC, 2006d). Teorin är att en ökning av mängden tillgängligt kväve i marken förhöjer hastigheten på nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna i de allra flesta jordar, vilket i sin tur ökar produktionen av lustgas. I klimatpanelens riktlinjer för beräkning av lustgasemissioner från mark används därför parametern ”tillfört kväve till marken” som underlag. Studier på senare tid visar också att tillförsel av kvävegödselmedel bidrar till att öka lustgasemissionerna (se m fl Dobbie & Smith, 2003; Flechard m fl, 2007). I en tysk studie fann man dock ingen generell korrelation mellan avgång av lustgas och tillfört kväve (Jungkunst m fl, 2006). Det framgår dock tydligt (bl a i de studier som refereras i kapitel 7.2.2) att kvävetillförseln i marken inte ensam styr omfattningen på lustgasemissionerna.

7.3.1 Beräkningsmodell enligt FN:s klimatpanel

Klimatpanelens beräkningsmodell är anpassad för landsomfattande beräkningar (IPCC, 2006d). Den används även i flera simuleringsmodeller av jordbrukets klimatpåverkan (se kapitel 5) (Olesen m fl, 2004; Strid Eriksson, 2004; Elmquist, 2005; Schils m fl, 2007b; CLA, 2008a). Beräkningsmodellen baseras framförallt på mängden kväve som i olika former tillförs marken. I den grundläggande beräkningsmodellen (nivå 1) multipliceras kvävetillförseln med en emissionsfaktor för att uppskatta lustgasavgången. Emissionsfaktorn anger hur stor andel av tillfört kväve som bedöms avgå som lustgas (se även kapitel nedan om Emissionsfaktorer). Den grundläggande beräkningsmetoden tar inte hänsyn till att lustgasemissioner kan variera beroende på olika typer av växtlighet, jordart, klimatfaktorer eller brukningsmetoder, eller till något tidsperspektiv för att

allokera vissa utsläpp från växtrester till längre fram i tiden. Anledningen till detta är det begränsade dataunderlag som finns tillgängligt för att göra sådana generella emissionsberäkningar. I de fall där enskilda länder har mer specificerade emissionsfaktorer kan dessa användas i någon av de andra beräkningsmetoderna på nivå 2 eller 3 (Figur 4).

Beräkningarna delas upp i två delar, direkta och indirekta emissioner, utifrån vilka källor som orsakar lustgasemissionerna. Direkta emissioner är de som uppstår i den odlade marken till vilken kväve tillförs och omsätts i. Indirekta emissioner är de som uppstår när reaktivt kväve lämnar odlingsystemet (t ex i form av ammoniakavgång vid stallgödselspridning) och ger upphov till lustgas i andra ekosystem.

Direkta lustgasemissioner

Följande kvävekällor ingår vid beräkning av direkta lustgasemissioner enligt klimatpanelens beräkningsmodell (IPCC, 2006d):

- Mineralgödselmedel
- Organiska gödselmedel (stallgödsel, kompost, slam etc.)
- Urin och träck från djur på betesmark eller i rasthage
- Kväve i ovan- och underjordiska skörderester som återförs marken, även från kvävefixerande grödor och vid brytning av vall
- Mineralisering av kväve i samband med bortodling av organiskt material vid ändrad markanvändning eller brukning av mineraljordar
- Brukning av organogena jordar

I de nya riktlinjerna från 2006 har baljväxternas biologiska kvävefixering tagits bort som en direkt källa till lustgas p g a att den i sig inte anses orsaka några lustgasemissioner (IPCC, 2006d). Istället beräknas lustgasemissionerna vid odling av baljväxter utifrån kväveinnehållet i de ovan- och underjordiska skörderester som tillförs marken efter skörd. Kväveinnehållet i skörderester från fleråriga vallgrödor beräknas endast när vallen förnyas.

Det atmosfäriska kvävenedfallet som tillförs odlad mark har i stort sett alltid en annan ursprungskälla än gårdens egen produktion. Enligt de systemgränser som tillämpas i den nationella rapporteringen av växthusgasutsläpp ska effekterna av kvävenedfallet belasta ursprungskällan. Därmed ingår inte nedfallet som kvävekälla i beräkningarna av lustgas från odlad mark.

Beräkningarna kan ske på tre olika detaljeringsnivåer (se beräkningsprinciper i Figur 4 och emissionsfaktorer i Tabell 19) . Vid de nationella inventeringarna av växthusgasutsläpp väljer länderna nivå utifrån detaljeringsgraden på de datauppgifter som de har tillgång till. Nivå 1 används om det inte finns några landspecifika emissionsdata för de olika kvävekällorna. Nivå 2 eller 3 kan användas om det finns landspecifika och mycket väl dokumenterade emissionsfaktorer för lustgasavgången från tillfört kväve, från brukning av organogena jordar samt från betande djurs träck och urin.

Några viktiga skillnader mellan de nya riktlinjerna från 2006 och tidigare riktlinjer (IPCC, 1997) är att metoderna för att beräkna kväveinnehållet i skörderester har förfinats betydligt. Tidigare delades grödorna in i två huvudkategorier, medan beräkningarna enligt de nya riktlinjerna kan ta hänsyn till enskilda grödor och skillnader i ovan- och underjordiska skörderester (se Bilag 3). I de nya riktlinjerna ingår inte kväve från kvävefixerande grödor som en separat post för tillfört kväve. Enligt de tidigare riktlinjerna skulle kväveförlusterna som sker vid spridning av gödselmedel räknas bort från mängden tillfört kväve, men i de nya riktlinjerna har emissionsfaktorerna beräknats utifrån totala mängden kväve utan hänsyn tagen till spridningsförluster. När man gör jämförelser mellan beräkningar som gjorts med de gamla respektive nya riktlinjerna är det även

Metodnivå 1 är den grundläggande:

Direkt N_2O-N (kg N_2O-N /år) = N_2O-N från tillfört N + N_2O-N från odling av organogen jord + N_2O-N från gödsel på bete

Där:

N_2O-N från tillfört N = (kg mineralgödsel-N/år + kg stallgödsel-N/år + kg N i skörderester/år + kg N från mineralisering av kolförrådet i marken/år) • emissionsfaktor EF_1

N_2O-N från odling av organogen jord = årlig areal odlad org. jord, ha • emissionsfaktor EF_2

N_2O-N från gödsel på bete = mängd N i urin & träck från betande djur/år • emissionsfaktor EF_3

Metodnivå 2, om mer detaljerad data finns tillgänglig:

Följer ovanstående beräkningar, men kan modifieras genom nationellt anpassade emissionsfaktorer som t ex tar hänsyn till jordart, klimat och markanvändning. Kvävetillförseln anges på samma sätt som i metodnivå 1.

Metodnivå 3

Är uppbyggd på egna modeller som t ex kan ta hänsyn till olika jord- och miljövariabler.

Figur 4: Principer för beräkning av direkta lustgasemissioner från odlad mark enligt klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006d)

viktigt att uppmärksamma att emissionsfaktorerna har reviderats. Standardvärdet för lustgasemissioner från organogena jordar har t ex ändrats från 5 kg N_2O-N /ha till 8 kg N_2O-N /ha (avser tempererade områden). (IPCC, 1997; 2006b).

Indirekta lustgasemissioner

Indirekta emissioner avser lustgas som bildas i ekosystem utanför gården, men som har sitt ursprung i gårdens produktion. Det finns två vägar till indirekta lustgasemissioner. Den ena är luftburna kväveutsläpp i form av ammoniak och kväveoxider som faller ner på mark eller vattenytor och som där ombildas till ammonium och nitrat. Den andra är vattenburna kväveutsläpp som sker genom utlakning och ytavrinning av kväve (oftast nitrat). Delar av detta kväve kommer att omvandlas till lustgas via denitrifikations- och nitrifikationsprocesser i ekosystem utanför gården.

De indirekta lustgasemissioner beräknas enligt samma principer som de direkta emissionerna, och har samma ursprungskällor för kväve (se Figur 5).

Från luften (avgång av ammoniak och kväveoxider):

N_2O-N från deposition av N från luften =
(kg mineralgödsel-N/år • andel av gödseln som avgår som NH_3 och NO_x) +
(kg stallgödsel-N/år • andel av gödseln som avgår som NH_3 och NO_x) +
(kg N i träck och urin på bete och i rasthage/år • andel av gödseln som avgår som NH_3 och NO_x) • emissionsfaktor EF_4

Via vatten (utlakning och ytavrinning):

N_2O-N från utlakning och ytavrinning =
(kg mineralgödsel-N/år + kg stallgödsel-N och annan organisk gödsel/år + kg N i träck och urin på bete och i rasthage /år + kg N i skörderester/år + kg N från mineralisering av kolförrådet i marken/år) • andel av tillfört N som lakas ut • emissionsfaktor EF_5

Figur 5: Principer för beräkning av indirekta lustgasemissioner från odlad mark enligt klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006d)

Tabell 19: Emissionsfaktorer för beräkning av direkta och indirekta lustgasemissioner från brukad mark (IPCC, 2006d).

Emissionsfaktor	Beskrivning	Värde	Osäkerhetsintervall
EF ₁	för tillförsel av kväve från mineralgödsel, organiska gödselmedel, skörderester och mineraliserat N från mineraljordar (med avseende på mullhalt) (kg N ₂ O-N/kg N-tot)	0,01	0,003-0,03
EF ₂	för tempererade organogena jordar (kg N ₂ O-N/ha)	8	2-24
EF ₃	för betesgödsel från nötkreatur, fjäderfä och grisar (kg N ₂ O-N/kg N-tot)	0,02	0,007-0,06
EF ₃	för betesgödsel från får och andra djur (kg N ₂ O-N/kg N-tot)	0,01	0,003-0,03
EF ₄	för luftburna kväveutsläpp (kg N ₂ O-N/kg NH ₃ -N och NO _x -N som avgått)	0,010	0,002-0,05
EF ₅	för vattenburna kväveutsläpp (kg N ₂ O-N/ kg N som utlakats eller runnit av)	0,0075	0,0005-0,025

7.3.2 Emissionsfaktorer

Kopplingen mellan kvävetillförsel och lustgasemissioner från odlad mark har gett upphov till konceptet där man använder så kallade emissionsfaktorer (EF) för att beskriva lustgasavgången från mark. Dessa emissionsfaktorer uttrycker den emitterade mängden lustgaskväve (N₂O-N) som en andel av tillfört kväve. I tidigare upplaga av klimatpanelens riktlinjer angavs emissionsfaktorn 1,25 % som en generell faktor för tillfört kväve från bl a mineralgödselmedel, stallgödsel och skörderester. Denna faktor var oberoende av klimat och typ av odling (IPCC, 1997). Med ny kunskap har detta värde reviderats till 1 % i de senaste riktlinjerna från 2006 (IPCC, 2006d). I Tabell 19 anges de emissionsfaktorer som klimatpanelen rekommenderar och som är relevanta vid beräkning av lustgasemissioner från svensk jordbruksmark .

Studier visar att en generell emissionsfaktor, som den ovan beskrivna, inte kan spegla den variation som återfinns när man mäter lustgasemissioner i fält (Dobbie & Smith, 2003; Flechard m fl, 2007, Kuikman m fl, 2006, Jungkunst m fl, 2006). Den generella emissionsfaktor som klimatpanelen anger i sina riktlinjer är därför ett grovt verktyg och tar inte hänsyn till andra parametrar med betydelse för lustgasbildningen, t ex jordegenskaper och klimatförhållanden. I riktlinjerna anges osäkerhetsintervall för de olika emissionsfaktorerna som indikerar att utsläppen kan vara från någon bråkdel till flera gånger högre än vad standardvärdena ger (se Tabell 19).

Bakgrundsemissioner, dvs de emissioner som uppstår på ogödslad mark, behandlas olika vid beräkning av emissionsfaktorer i olika studier. Dessa eventuella skillnader bör uppmärksammas när jämförelser görs mellan olika studier. I den brittiska studien redovisas emissionsfaktorer som inte är korrigerade för bakgrundsemissioner (Dobbie & Smith, 2003). Flechard m fl (2007) räknade i sina studier fram emissionsfaktorer genom att subtrahera lustgasemissioner från ogödslade led från de lustgasemissioner som uppstod vid led som gödslats med kväve. Jungkunst m fl (2007) anser att bakgrundsemissioner inte bör räknas bort eftersom de i de allra flesta fall beror på mänsklig påverkan på något sätt, t ex genom gödsling, kvävenedfall från luft och odlingshistoria. De menar att helt naturliga eller opåverkade jordar skulle ha haft ett betydligt lägre kväveinnehåll och därmed lägre lustgasemissioner.

7.4 Indata för beräkningar

Här kommenteras den indata som krävs för att beräkna direkta och indirekta lustgasemissioner från brukad mark enligt klimatpanelens riktlinjer. Kommentarererna återger inte enbart det som anges i klimatpanelens riktlinjer utan omfattar även rekommendationer till hur indata på gårdsnivå kan tas fram. I vissa fall finns t ex mer detaljerad kunskap för svenska förhållanden vilket kan förbättra noggrannheten i beräkningarna.

Tabell 20: Sammanställning av kväveinnehåll i stallgödsel och biogödsel enligt gödselanalyser tagna i Halland 2007 och 2008 (Henriksson pers medd, 2008) samt Jordbruksverkets schablonvärden (Jordbruksverket, odat.).

Gödseltyp	Antal analyser	Gödselanalyser från Halland			Schabloner (SJV)	
		N-tot kg/ton	Org. N kg/ton	NH ₄ -N kg/ton	N-tot kg/ton	NH ₄ -N kg/ton
Nötflytgödsel	15	2,2-5,6	1,0-2,7	1,17-3,03	4,0	2,0
Svinflytgödsel	11	1,2-5,3	0,2-1,8	0,95-3,62	3,4	2,38
Värphöns gödsel	2	14-23	7-13	7,11-9	12,5	7,5
Biogödsel från Laholm	7	2,4-5,6	0,5-1,5	1,72-4,10		

7.4.1 Datainsamling för beräkning av direkta emissioner

Mineralgödsel

Avser den totala mängden tillfört kväve från mineralgödsel. Hänsyn tas inte till eventuella spridningsförluster eftersom emissionsfaktorerna är framtagna för den totala mängden tillfört kväve (IPCC, 2006d). Hänsyn tas inte heller till om kvävet i gödseln förekommer som ammonium eller nitrat, även om senare studier tyder på att nitratrika gödselmedel kan ha högre emissionsfaktor än ammoniumrika (Kuikman m fl, 2006). I Sverige använder man främst mineralgödsel som till hälften består av nitratkväve och till hälften av ammoniumkväve.

Stallgödsel eller andra organiska gödselmedel

Avser totalmängden kväve i den gödsel som tillförs marken, d v s gödselns kväveinnehåll efter lagringsförluster men före spridningsförluster. Anledningen till att spridningsförlusterna ingår är att fältförsöken som legat till grund för klimatpanelens rekommenderade emissionsfaktor inte justerats för den gasavgång som sker vid spridning.

Kväveinnehållet i stallgödseln bestäms säkrast med en fullständig gödselanalys. Om det inte finns någon analys av den gödsel som tillförts kan Jordbruksverkets schablonvärden för respektive djurslag och gödselsystem användas (se Tabell 20 eller Jordbruksverket (odat.)). Det skall dock poängteras att kväveinnehållet i stallgödsel varierar mycket mellan gårdar och produktionsplatser och även över tid (se Tabell 20). Skillnaderna kan vara så pass stora att de har betydelse för den kompletterande mineralgödselgivan. I praktiken förekommer även många blandningar av olika gödselslag, vilka det saknas schablonvärden för.

Skillnaden mellan analyserna med högsta och lägsta kväveinnehåll för svinflytgödsel (Tabell 20) kan vid en tänkt giva på 25 ton per hektar innebära en skillnad med så mycket som 66 kg lättillgängligt kväve. Att rätt bedöma kväveinnehållet i stallgödsel och andra organiska gödselmedel har betydelse för att avgöra om den totala kvävegivan varit överoptimal eller inte. En orsak till överoptimala kvävegivor är sannolikt att många lantbrukare inte tar hänsyn till stallgödselns faktiska kväveinnehåll, och därmed inte justerar mineralgödselgivorna efter det.

Urin och träck från betande djur

Urin och träck som släpps från betande djur på bete, åkermark eller i rasthage ska anges som mängden totalkväve per år. Mängden kväve i träck och urin styrs av djurslag, fodermedel och fodermängder. Uppgifter om mängder träck och urin från olika djurslag samt kväveinnehållet i dessa kan bl a hämtas från Jordbruksverkets rapporter (Jordbruksverket, 1995; Jordbruksverket, 2001) eller beräknas i programmet STANK in MIND (Jordbruksverket, odat.).

Skörderester

Till skörderester räknas både ovan- och underjordiskt material som återförs till marken. För vallar, beten och liknande beräknas mängden skörderester endast för de år då de bryts och förnyas. Kväveinnehållet i skörderester beräknas utifrån skördenivå. Observera att skördenivån ska anges som mängd torrsustans (ts). Konstanter för förhållande mellan ovan- och underjordiskt material

samt kväveinnehåll i olika grödgrupper skörderester anges i Bilaga 3. Separata beräkningar måste göras för respektive grödgrupper eftersom mängden skörderester och deras kväveinnehåll varierar. Grödorna delas upp i minst följande grupper: Icke kvävefixerande spannmålsgrödor, kvävefixerande grödor till mogen skörd (t ex ärter och bönor), grödor där rot och knölar skördas (t ex potatis, betor och morötter), kvävefixerande vallgrödor (t ex lusern och klöver) samt icke kvävefixerande vallgrödor.

Halm och övriga skörderester från en spannmålsskörd på 6 ton/ha (med vattenhalten 14 %) tillför marken 62 kg N/ha om alla skörderester nedbrukas. Om man bärgar och för bort 3 ton av halmen blir den tillförda mängden kväve istället 47 kg N/ha. En blandvall (1/3 baljväxter) som ger 7 ton ts/ha tillför marken 169 kg N/ha det år som vallen bryts och skörderesterna brukas ned. (IPCC, 2006d)

För trädor, gröngödslingar, fånggrödor och mellangrödor där skördar inte bärgas och mäts, får en tänkt skörd uppskattas och skörderester beräknas som för en odlad gröda. Greppa Näringen har på sin hemsida www.greppa.nu praktiska råd om hur man kan uppskatta vallskördar som inte vägs in. I Sveriges klimatrapporering antar man t ex att skörden av grönfoder ligger på 5 ton ts/ha när lustgasemissioner från mark beräknas. Det finns även fältförsök där trädor ingått. Resultat från fältförsök från södra Tyskland visar att lustgasemissionerna från ogödslad gräsbeväxt träda motsvarande i genomsnitt 1,27 kg N₂O-N per hektar (Jungkunst m fl, 2006).

Nettomineralisering av kol i mark

I Sverige har vi i ett internationellt perspektiv ett förhållandevis högt innehåll av kol i våra jordar. Det beror bl a på höga skördar där kol lagras in i marken i kombination med kalla vintrar då nedbrytningen av organiskt material i marken är låg eller obefintlig (Andrén, 2007). Kolhalten i svenska mineraljordar ligger i medel på 74 ton C/ha, men varierar mellan ca 40-90 ton/ha (Eriksson m fl, 1997). Svenska mineraljordar befinner sig så gott som i jämvikt med avseende på nedbrytning och uppbyggnad av kol i marken och årsvariationerna är mycket små (Andrén, 2007). En jord där mineralisering och ackumulering av kol befinner sig i jämvikt är förändringarna i kolhalt obetydliga trots tillförsel av betydande mängder kol i skörderester (Mattsson & Eriksson, 2002; 2005). Förändringen av kolhalten i svensk åkermark på mineraljord har i försök visat sig bara variera någon procent (uppåt eller nedåt) under en 30 års period

Den andel lustgas som nettomineraliseringen av mineraljordarnas mullförråd ger upphov till i Sverige rör sig sannolikt inom intervallet 0 till max 1-2 % av den totala lustgasemissionen från ett fält (se beräkningar i Bilaga 3). Osäkerheten om hur stora förändringarna i en viss marks kolförråd är (Mattsson & Eriksson, 2002; 2005) och därmed nettomineraliseringen av kväve i kombination med att lantbrukaren har marginella möjligheter att inom ett växtföljdsomlopp påverka denna nettomineralisering, kan man bortse från denna beräkning för mineraljordar som ingår i normala växtföljder. Undantag kan vara marker som efter väldigt många år bryts upp för odling.

Odling av organogena jordar

Organogena jordar mineraliserar betydligt mer kväve än mineraljordar. Därför görs en särskild beräkning för dessa med en separat emissionsfaktor (EF₂), se Tabell 19. Definitionen av vad som kan klassas som organogen jord följer FAO:s kriterier och anges i Bilaga 3.

7.4.2 Datainsamling för beräkning av indirekta emissioner

I Sverige har man under flera år arbetat med att minska ammoniakavgången från hantering av stallgödsel samt utlakning av kväve från åkermark. De senaste åren inte minst inom projektet Greppa Näringen där lantbrukare erbjudits individuell rådgivning. I och med detta finns en stor

kunskap i landet om dessa processer för svenska förhållanden. Denna kunskap bygger bl a på långa årsserier av mätvärden från försök på Mellby, Lanna och andra långliggande odlingsförsök.

I Jordbruksverkets datamodell STANK in MIND finns goda möjligheter att beräkna kväveförluster vid stallgödelspridning samt att göra utlakningsberäkningar på fältnivå, där hänsyn tas till ett flertal olika faktorer (Jordbruksverket, odat.). Därmed finns möjlighet att få fram mer gårds- och platspecifika beräkningar av både ammoniakavgång och kväveutlakning än vad klimatpanelens riktlinjer kan ge.

Ammoniakavgången och kväveutlakningen beräknas utifrån samma kvävetillförsel som angetts i beräkningarna för de direkta emissionerna.

Ammoniakavgång

Ammoniakavgång från **spridning av mineralgödsel** bedöms motsvara 2 % av tillförd mängd kväve (Hutchings m fl, 2001). I klimatpanelens riktlinjer anges ammoniakavgången motsvara 10 % av tillförd kvävemängd, men det bygger på en stor användning av urea, vilket används mycket lite i Sverige.

Ammoniakavgång vid **stallgödelspridning** kan beräknas med hjälp av modellen STANK in MIND (Jordbruksverket, odat.). Underlag till aktuella delar av modellen har bl a publicerats i Karlsson & Rodhe (2002). De indata som krävs för beräkningarna är typ av stallgödsel, uppgifter om gödselns innehåll av ammoniumkväve, spridningsteknik, spridningstidpunkt samt tidsperiod för myllning.

Mätningar av ammoniakavgång vid **betesdrift** visar att avgången kan variera mycket kraftigt beroende på temperatur, vindhastighet och luftfuktighet. Litteraturuppgifter tyder på ammoniakförluster från urinfläckar på mellan 5 och 66 %. Ammoniakförlusterna från träcken var låga (Salomon m fl, 2008). Greppa Näringen (2008a) anger att ca 8 % av kväve i träck och urin som släpps på bete avgår som ammoniak.

När det gäller **ammoniakavgång från grödor** kan de både assimilera och avge ammoniak. Danska studier visar att korn kan ha en årlig ammoniakemission om 0,5-1,5 kg NH₃-N/ha (Hutchings m fl, 2001). Kväverika skörderester som t ex betblast, växtmaterial som slås av på en träda eller gröngödsel kan också avge ammoniak när den ligger kvar på fält, försök tyder på att dessa förluster kan ligga på ca 5 kg NH₃-N/ha (Hutchings m fl, 2001). Denna post tas ej upp i klimatpanelens riktlinjer, och därmed inte heller i dessa beräkningar.

Kväveutlakning

Beräkning av kväveutlakning kan göras i STANK in MIND. Den beräknas för ett existerande eller tänkt växtföljdsomlopp. Utlakningsmodellen i STANK in MIND beskrivs i detalj i Aronsson & Torstensson (2004). Indata som krävs är jordartsfördelning, tidpunkter för bearbetningar, tidpunkter för gödsling, total kvävegödsling, stallgödelsmängder med kväveanalyser samt odlade grödor.

7.5 Rekommendation

Med den kunskap som finns idag rekommenderas här att beräkningarna på gårdsnivå av lustgasemissionerna från mark baseras på klimatpanelens riktlinjer (se Figur 6). Vissa justeringar har dock gjorts där mer nationellt anpassade emissionsfaktorer och delmodeller bedöms vara mer tillförlitliga. När ny kunskap blir tillgänglig bör rekommendationerna omvärderas.

Indirekta emissioner:

$$\text{N}_2\text{O (kg N}_2\text{O/år)} = (\text{N}_2\text{O-N från deposition av N} + \text{N}_2\text{O-N från utlakning av N}) \cdot 44/28$$

Där:

44/28 = Omräkningsfaktor mellan N₂O-N och N₂O

N₂O-N från deposition av N från luften = (kg NH₃-N till luften från mineralgödsel + kg NH₃-N till luften från spridning av organisk gödsel) • emissionsfaktor EF₄

N₂O-N från utlakning och ytavrinning = kg utlakat NO₃-N • emissionsfaktor EF₅

$$\text{EF}_4 = 0,01 \text{ kg N}_2\text{O-N/kg N}$$

NH₃-N till luften från mineralgödsel: 2 % av tillfört mineralgödselkväve (Hutchings m fl, 2001).

NH₃-N till luften från stallgödsel: beräknas t ex med STANK in MIND (Jordbruksverket, odat.)

$$\text{EF}_5 = 0,0075 \text{ kg N}_2\text{O-N/kg N}$$

N från utlakning: beräknas med STANK in MIND (Jordbruksverket, odat.)

Direkta emissioner:

$$\text{N}_2\text{O (kg N}_2\text{O/år)} = (\text{N}_2\text{O-N från tillfört N} + \text{N}_2\text{O-N från odling av organogen jord} + \text{N}_2\text{O-N från gödsel på bete}) \cdot 44/28$$

Där:

44/28 = Omräkningsfaktor mellan N₂O-N och N₂O

N₂O-N från tillfört N = (kg N i mineralgödsel/år + kg N i stallgödsel/år + kg N i skörderester/år + kg N från nettomineralisering av markens kolförråd/år) • emissionsfaktor EF₁

N₂O-N från odling av organogen jord = årlig areal odlad org. jord, ha • emissionsfaktor EF₂

N₂O-N från gödsel på bete = kg N i urin & träck från betande djur/år • emissionsfaktor EF₃

Stallgödsel: totalkväve enligt i första hand egen analys, i andra hand schablonvärden enligt Jordbruksverket (Jordbruksverket, odat.)

Skörderester: Beräkning enligt klimatpanelens riktlinjer (se Bilaga 1).

Nettomineralisering av markens kolförråd: beräknas ej, kan anses vara av marginell betydelse för svensk åkermark.

$$\text{EF}_1 = 0,01 \text{ kg N}_2\text{O-N/kg N-tot}$$

Organogen jord: se definition i Bilaga 1.

$$\text{EF}_2 = 8 \text{ kg N}_2\text{O-N/ha och år}$$

Gödsel på bete: Mängden tillfört kväve beräknas t ex med hjälp av STANK in MIND (Jordbruksverket, odat.) eller rapporterna (Jordbruksverket, 1995; 2001)

$$\text{EF}_3 = 0,02 \text{ kg N}_2\text{O-N/kg N (för nöt, gris och fjäderfä)}$$

$$0,01 \text{ kg N}_2\text{O-N/kg N (för får och övriga djur)}$$

Figur 6: Rekommendationer vid beräkning av lustgasemissioner från mark. Rekommendationerna baseras på FN:s klimatpanels riktlinjer där inte annat anges (IPCC, 2006d).

7.6 Diskussion

De beräkningar av lustgasemissioner som utförs enligt klimatpanelens riktlinjer är avsedda att göras på nationsnivå och beräkningsmetoden är därmed uppbyggd för att behandla statistik som samlats in för ett helt land. Beräkningar i denna studie görs på gårdsnivå och rör sig därmed på en detaljeringsnivå där specifika gårds- och fältdata finns tillgängliga. Klimatpanelens förhållandevis grova beräkningsverktyg i kombination med otillräcklig kunskap om hur olika parametrar styr lustgasavgången från mark, gör dock att det inte är möjligt att matcha den detaljnivå som vore önskvärt för studien.

Dagens beräkningar av lustgasavgången från åkermarken är förknippade med stora osäkerheter. Med stor sannolikhet stämmer de beräknade värdena inte överens med de utsläpp som sker i verkligheten, utan bör ses som en indikator på hur stora lustgasemissionerna kan vara. Tillförsel av kväve är dock en av de styrande faktorerna som avgör hur mycket lustgas som kan bildas i marken, och är även en faktor som lantbrukaren har stora möjligheter att styra över. Klimatpanelens modell särskiljer på ett tydligt sätt olika kvävekällors betydelse för lustgasemissionerna och kan därmed fungera bra även i ett pedagogiskt syfte.

Lustgasemissioner från mark drivs av fler faktorer än tillförseln av kväve. Markens vattenhalt och temperatur är två andra drivkrafter som särskilt lyfts fram i resultat från utförda studier i fält. Emissionsfaktorer för lustgas som tar hänsyn till olika klimatförhållanden efterfrågas inte bara för att förbättra nuvarande beräkningar av lustgasemissioner, utan också för att kunna uppskatta variationer i framtida lustgasemissioner till följd av ett förändrat klimat (Flechard m fl, 2007).

7.6.1 Emissionsfaktorer

Även om emissionsfaktorer för lustgas uppvisar en stor variation i olika utförda studier (Dobbie & Smith, 2003; Flechard m fl, 2007, Kuikman m fl, 2006, Jungkunst m fl, 2006) är det ingen av författarna till dessa studier som i dagsläget rekommenderar några andra generella emissionsfaktorer än de som anges i klimatpanelens senaste riktlinjer. Undantaget är Kuikman m fl (2006) som föreslår värden för nationella emissionsfaktorer för just Nederländerna. Istället påpekar man vikten av mer kunskap för att ta fram emissionsfaktorer eller beräkningsmodeller som kan förbättra beräkningar av lustgasavgång från mark.

Sverige använder en nationellt anpassade modell för beräkning av lustgasemissioner från mark vid rapporteringen under klimatkonventionen (Naturvårdsverket, 2007a). Modellen bygger på klimatpanelens riktlinjer från 1996 (IPCC, 1997), men med andra emissionsfaktorer för bl a andelen lustgas från tillfört kväve via stallgödsel (2,5 %) och mineralgödsel (0,8 %). Man räknar även med en generell bakgrundsemission (0,5 kg N₂O-N/ha för mineraljordar). Även kvävetillförsel från skörderester räknas fram på ett annat sätt. Underlaget för de svenska emissionsfaktorerna är från år 2001 och baseras på ett begränsat underlag av mätningar från norra Europa (varav 3 från Mellby i södra Sverige) och Kanada (Kasimir-Klemedtsson, 2001). Därefter har mycket ny mätdata publicerats och klimatpanelen har gett ut nya riktlinjer. Som jämförelse bygger de nationella emissionsfaktorer som föreslås för Nederländerna på ett betydligt större underlag av mätdata från Nederländerna med en betydligt mindre landyta och därmed mindre klimativariationer inom landet än vad som förekommer i Sverige (Kuikman m fl, 2006). Bedömningen i denna studie är att klimatpanelens riktlinjer och emissionsfaktorer ger en bättre bild av lustgasemissionerna från mark än den modell som används i Sveriges nationella rapportering av växthusgasutsläpp. Anledningen är att de mätdata som ligger till grund för emissionsfaktorerna i den svenska beräkningsmodellen är förhållandevis få samt att de inte är uppdaterade efter de senaste årens publicerade arbeten vilka är relativt omfattande.

De beräknade lustgasemissionerna från organogena jordar särskiljer sig från de för mineraljordar, och bakgrundsemissionen från organogena jordar anges av klimatpanelen till 8 kg N₂O-N/ha och år (IPCC, 2006d). Maljanen m fl (2007) visar i sina studier av organogena jordar i Finland att lustgasemissionerna från organogen jord är betydligt lägre vid vallodling än vid odling av ettåriga grödor. Det kan vara osäkert om de finska mätningarna kan anses gälla för svenska förhållanden, även om klimatet i Finland säkert har likheter med en del platser i norra Sverige. Även om man därför inte differentierar beräkningarna av lustgas från organogen jord utifrån detta, så kan det vara en skillnad att ha i åtanke i diskussionen med de lantbrukare som odlar organogena jordar.

8 Kol i marken

Detta kapitel rör effekter av förändringar av markens kolförråd på gårdar i Sverige. Om t ex odling av inköpt foder orsakar nettoavgång eller inlagring av kol i marken ingår det i kapitlet 6.3.

Markens kol finns framförallt i det organiska material som benämns humus i skogsmark och mull i åkermark. Humus och mull innehåller 58 % kol (C), räknat på torrsubstans. För att räkna om markens kolhalt till mullhalt används därför faktorn 1,73. Tabell 21 visar systemet för hur marken indelas i olika mullhaltsklasser i Sverige samt dessa klasser omräknade till kolhalt.

8.1 Mineraljordar

Den senaste svenska jordartsundersökningen som baserades på ca 3 100 markprover visade ett medelvärde för mullhalt i svensk åkermark om 6,3 %. Eftersom mineraljordar helt dominerar åkermarken i Sverige och den förhållandevis låga andelen mulljordar (ca 10 %) bidrar till att lyfta medelvärdet är medianvärdet mera lämpligt att använda. Detta visar en mullhalt om 4,1 % för dessa 3 100 jordprover, d v s en genomsnittlig kolhalt om ca 2,6 % C. Om man antar att matjordslagret är 25 cm och att volymvikten är 1,25 ton/m³ blir den genomsnittliga mängden kol i marken 74 ton C/ha (beräknat på medianvärdet 2,6 % C) (Eriksson m fl, 1997). Beroende på variationen i mullhalt i den enskilda åkermarken kan man räkna med att kolförrådet i den svenska åkermarken (mineraljordarna) varierar mellan 40–90 ton C/ha. Dansk åkermarken beräknas i medeltal innehålla 70 ton C/ha i matjordsskiktet 0–30 cm (Olesen, 2002).

Den svenska jordartsundersökningen visar att mullhalterna är lägst i Skåne där medianvärdet är 3,1 % (d v s ca 2 % C) och där 10 % av jordarna har mullhalter på 2 % eller lägre. De högsta mullhalterna finns i jordar i Götalands och Svealands skogsbygder och längs Norrlandskusten. Halland och Västra Götaland har generellt högre mullhalter än Skåne och östra Sverige. Detta kan bero på klimatologiska faktorer. Högre nederbörd ger fuktigare och tidvis mindre luftade jordar vilket leder till långsammare nedbrytning av det organiska materialet. Lägre temperaturer i norra Sverige leder till högre kolförråd, dels genom att nedbrytningen är långsammare vid lägre temperatur, dels genom att den lägre temperaturen ger mindre avdunstning och därmed något mer fuktig jord. (Eriksson m fl, 1997)

8.1.1 Uppbyggnad och nedbrytning av markens kolförråd

Ackumulering av mull (d v s uppbyggnad av markens kolförråd) är en komplicerad process som innebär en mikrobiell omsättning av kol och kväve i rötter, skörderester och tillfört organiskt material (t ex stallgödsel). Om markens kolförråd ökar innebär det att en del av kolet som tillförts med biomassan fortfarande finns kvar vid årets slut. Denna fraktion kan benämnas humifieringskonstant.

Tabell 21: Mullhaltsschema (Ekström, 1927; Jordartsnomenklatur, 1953) samt beräknad kolhalt i respektive mullhaltsklass

Benämning	Mullhalt (%) ¹	Kolhalt (% C)
Mullfattig, mf	0–2	0,0–1,16
Något mullhaltig, nmh	2–3	1,16–1,91
Måttligt mullhaltig, mmh	3–6	1,91–3,82
Mullrik, mr	6–12	3,82–7,64
Mycket mullrik, mmr	12–20	7,64–12,74
Mineralblandad mulljord	20–30	12,74–19,1
Organogena jordar, mulljordar	>30	19,1

¹ Mullhalten beräknas som Mullhalten = 1,73 * Kolhalten

Ekvationen för förändringar i markens kolförråd kan skrivas (Christopher & Lal, 2007):

$$\delta C/\delta t = bA - kC \quad \text{Ekvation 1}$$

Där:

C är markens kolförråd

$\delta C/\delta t$ är förändringar av markens kolförråd över tiden

b är humifieringskonstant. b varierar t ex mellan olika kolkällor (se kapitel 8.1.2)

A är tillförseln av biomassa till marken

k är nedbrytningskonstant

Vid jämvikt, d v s när kolförrådet vare sig minskar eller ökar, kan kolförrådet (C_E , där "E" står för "Equilibrium") bestämmas genom att dividera tillförsel med nedbrytningskonstanten:

$$C_E = bA/k \quad \text{Ekvation 2}$$

Inlagring av kol i mark sker vid sådan markanvändning som ökar värdet på C_E vilket görs genom att A ökas och/eller k reduceras. T ex är k mindre i vallodling jämfört med bearbetade ettåriga grödor och A är större i odlingsystem med stor tillförsel av organiskt material.

Nedbrytning av kol i marken

En viss andel av markens kol förloras alltid som koldioxid till luften genom mikroorganismernas nedbrytning av organiskt material. Om nedbrytningskonstanten är 0,01 innebär det att för ett ton kol i marken så förloras 10 kg kol som koldioxid till atmosfären. Hur fort omsättning sker (d v s hastigheten på k) är starkt avhängigt temperaturen. I försök med ^{14}C -märkt rajgräs som nedbrukades i tropiska förhållanden i Nigeria och i tempererade förhållanden i England gick nedbrytningsprocessen fyra gånger snabbare i tropikerna, även om processerna i sig följde samma mönster (Christopher & Lal, 2007).

I danska långtidsförsök beräknades nedbrytningskonstanten k till 0,0136 i öppen åkermark som bearbetades. I icke-bearbetad mark var mineralisering och omsättning hälften så stor. Från detta beräknades i danska modeller att när perenna energigrödor odlas utan årlig jordbearbetning så halveras markkolets omsättning (d v s konstanten k halveras) vilket är positivt för markens kolbalans (Olesen, 2002). Frånvaron av jordbearbetning och därmed en minskad kol- och kväveomsättning i marken är en viktig förklaring till varför vallodling generellt bidrar till att bygga upp markens kolförråd. Vidare ger vallodling en kontinuerlig tillförsel av förna till marken. Vallodling kan öka kolförrådet i marken med 5–15 ton C/ha under ett längre växtföljdsomlopp förutsatt att vallodling dominerar växtföljden (Naturvårdsverket, 1997), se Tabell 22.

När vallen plöjs upp för att ersättas med ettåriga grödor i växtföljden bryts efter hand markkolet som ackumulerats under vallen ned. Studier från USA visar på stora förluster (20–50 %) av markkolet när naturliga gräsmarker uppodlas och ersätts med ettåriga grödor (Naturvårdsverket 2007).

I praktisk odling är det dock svårt att korrekt uppskatta förändringar av kolförrådet i mark eftersom det kräver noggranna mätningar av kolhalter och jorddensitet i olika lager av markprofilen. Etana m fl (1999) undersökte kolförrådet i långliggande svenska försök med olika jordbearbet-

Tabell 22: Uppbyggnad av kolförrådet i marken i växtföljder med mycket stort inslag av vall

Försök	Förändring av kolförråd, ton C/ha
Röbäcksdalen, 5 vallår av 6	15
Offer, 5 vallår av 6	12
Ås, 5 vallår av 6	9
Norge, 4 vallår av 6	5

ning (Lanna och Röbbäcksdalen) 15-20 år efter det att försöken startade. Här gick det inte att finna några signifikanta skillnader i markens kolförråd mellan försöksled som plöjdes regelbundet och försöksled som endast bearbetades ytligt (se även kapitel 8.1.4).

Tillförsel av organiskt material

När en gröda odlas återförs alltid någon form av skörderester (under- och överjordiska) och detta är alltid bättre för kolbalansen än en svartträda som inte ger någon form av koltillförsel till marken. Nordeuropiska studier visar att tillförsel av handelsgödsel till grödan som regel leder till en ökning av markens kolförråd jämfört med ogödslade grödor eftersom gödslingen medför större skörd och mera rötter och skörderester och därmed mera biomassa (Naturvårdsverket, 1997). Ökningen är dock liten och leder sällan till mer än 10 % större kolmängd i marken jämfört med icke-gödslade ytor. Även nordamerikanska sammanställningar visar på en ökning av kolförrådet orsakad av skörderester från handelsgödslade grödor i tempererat klimat. I jordar som redan har höga kolförråd (mullrika jordar) kunde dock inte denna positiva effekt registreras. Detta gällde även i försök där överoptimala kvävegivor tillfördes vilket sannolikt orsakas av att markmikroberna missgynnas vid mycket höga givor av lättlösligt kväve. Jordar av grövre struktur visade sig också bygga upp kolförrådet bättre än finare jordar (Christopher & Lal, 2007).

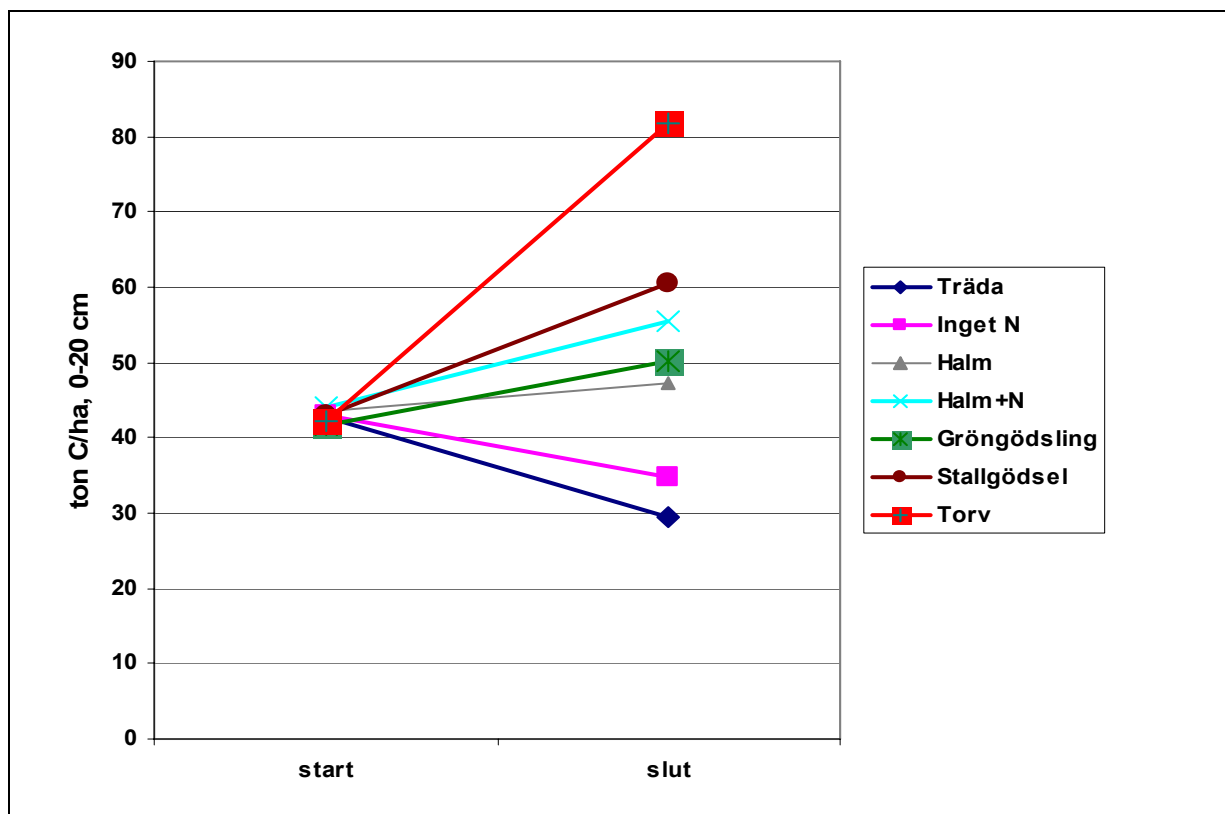
Tillförsel av halm ökar markens kolförråd, undantaget om kolhalten är hög från början. Om normala halmmängder (runt 4 ton/ha) tillförs kan kolförrådet långsiktigt bli 5–10 % högre än om halmen tagits bort. Det är dock endast en mindre andel av halmens kol som varaktigt byggs in i mullen, undersökningar med radioaktivt märkt halm tyder på att knappt 10 % av tillfört kol finns kvar i marken som humus efter 10–20 år (Naturvårdsverket, 1997). Detta gäller även för kol från nedplöjd fånggröda.

Långvarig och upprepad tillförsel av stallgödsel ökar markens kolförråd, speciellt om utgångsläget är en mullfattig jord. Långliggande försök i England där stallgödsel tillförts under 130 år har lett till ett ökat kolförråd om 60 ton C/ha, d v s en ökning om ca 500 kg C/ha och år (Naturvårdsverket, 1997).

8.1.2 Uppmätta förändringar i Ultuna ramförsök

Mera långsiktiga förändringar (35 år) i markens kol- och kväveförråd har undersökts i ett ramförsök vid Ultuna där olika typer av organiskt material tillfördes (Persson & Kirchmann, 1994). Försöket var utlagt på en något mullhaltig mellanlera som hade 1,5 % C-halt vid försökets början 1956. Spannmål odlades i stort sett alla år. Under 35 år tillfördes totalt ca 67 ton C/ha som halm, grüngödsling, stallgödsel respektive torv. Ett försöksled trädades alla år.

Resultaten visar att samma kvantitativa mängd kol som tillfördes med halm, grüngödsling respektive stallgödsel resulterade i olika kolinlagring, d v s mulluppbyggnad. Halm och grüngödsling-grödor innehåller en stor andel lätt omsättbart material som omvandlas till koldioxid vid mikroorganismernas nedbrytning och alltså avgår tillbaka till atmosfären. Det organiska materialet i stallgödsel har redan genomgått en nedbrytningsprocess i djurens mag-tarmkanal och det kvarvarande kolet i stallgödseln är därför mera stabilt mot markmikroorganismernas omsättningsprocess. Detsamma gäller för kol som tillförs med avloppsslam som är mera beständigt mot nedbrytning än stallgödsel och som alltså har något högre förmåga att bygga upp kolförrådet (Naturvårdsverket 1997). Kol i torv är redan väl omsatt och mycket stabilt i markens nedbrytningsprocesser. Olika typer av organiskt material som tillförs marken har alltså olika kvalitet vad gäller att främja kolinlagringen i marken, d v s bygga upp mullhalten (se Figur 7). Jämför humifieringskonstanten i Ekvation 1 vilken alltså är högre för stallgödsel än för halm och grüngödsel.



Figur 7: Innehåll av kol i matjordslagret vid Ultuna ramförsök vid försökets start 1956 och 35 år senare (1991) vid försökets avslutning. Samma mängd kol tillfördes alla försöksled, förutom "träda" där inget organiskt material tillfördes och "inget N" där endast underjordiska skörderester från en ogödslad gröda tillfördes (Persson & Kirchmann, 1994).

Sammanfattningsvis så är alltså halm och gröngödsling organiska material som ger relativt liten långsiktig kolinlagring och som en tumregel kan sägas att runt 10 % av tillfört kol återfinns i marken som stabil humus efter 10–20 år. Stallgödsel och avloppsslam har mycket bättre potential att bygga upp markens mullhalt (bättre kolinlagring) och i Ultunaförsöket fanns drygt 25 % av det tillförda kolet kvar som kol i mark efter 35 år. Tillförslen av ca 8 ton ts fast närgödsel per hektar vartannat år i 35 år innebär att den totala kolmängden i marken ökade med 17,5 ton C/ha (d v s i genomsnitt 500 kg C/ha och år över hela tidsperioden) och att kolhalten höjdes från ingångsvärde 1,5 % till drygt 2,1 % C (Persson & Kirchmann, 1994).

8.1.3 Uppmätta förändringar i dansk åkermark

Förändringar i åkermarkens kolförråd ute i praktiska odlingar under en dryg 10-årsperiod (1986/87 till 1997/98) har undersökts i Danmark med hjälp av jordprov som tas ut i ett nätverk (7 x 7 km) i skikten 0-25 cm och 25-50 cm. Jordprover från 336 provpunkter över hela Danmark analyserades med avseende på kol och kväve, och materialet delades in efter olika driftsriktningar. I jordprover från gårdar med kreatursdrift påvisades en ökning av kolförrådet om ca 900 kg C/ha och år (d v s en kolsänka) medan jord från gårdar med svinproduktion hade förlorat kol, ca 380 kg C/ha och år. En regressionsanalys visade att följande "farm management" faktorer hade positiv betydelse för en uppbyggnad av markens kolförråd: antal år med vall, antal stallgödselapplikationer och mängden tillförd mineralgödsel. En slutsats från studien var att i Danmark sker kolinlagring framförallt på lätta jordar som domineras av kreatursproduktion (särskilt mjölk) medan kolförluster sker på mer lerhaltiga jordar som domineras av intensiv spannmålsodling och/eller svinproduktion (Heidmann m fl, 2002).

8.1.4 Hur verifiera förändringar?

Om förändrade odlingsmetoder leder till ökade kolförråd i åkermarken och om detta ska tillgodoräknas i någon form av balansberäkning av växthusgaser, måste dessa förändringar i markens kolförråd kunna verifieras. Rutiner för detta beskrivs under Artikel 3.4 i Kyotoprotokollet (United Nations, 1998). Det är svårt att verifiera förändrade kolförråd på kort sikt (ca 5 år) eftersom enstaka års ökning/minskningar av kolinnehållet är små jämfört med markens totala kolförråd. Dessutom är det ofta stora inomfältvariationer i markens kolinnehåll vilket också bidrar till att det behövs ett stort antal jordprover för att statistiskt säkerställa förändringar. Smith (2002) refererar till analyser av Garten & Wullschleger (1999) som visar att förändringar i markens kolinnehåll motsvarande 5 ton C/ha (ca 10-15 % av totala kolförrådet) över en femårsperiod kräver 16 jordprover per hektar för att erhålla tillräcklig statistisk säkerhet (90 % konfidensintervall). Mindre förändringar om 1 ton C/ha (ca 2-3 % av totala kolförrådet) över en femårsperiod kräver ett väsentligt mycket större antal jordprover (100 st) för att kunna påvisa förändringen med god statistisk säkerhet. Detta resonemang kan t ex jämföras med de kolförändringar som uppmättes i Ultunaförsöket där stallgödsel tillfördes vartannat år vilket medförde en genomsnittlig ökning av markens kolinnehåll med 500 kg C/ha och år under 35 år. Även denna relativt stora förändring skulle alltså vara svår att verifiera med god statistisk säkerhet för en femårsperiod om det hade varit en åkermark i praktiken.

Smith (2002) menar att det krävs förbättringar av metoderna för kolmätning i mark och ramverk för uppföljning, modellering, rapportering och verifiering om vi ska ha trovärdiga system för beräkningar av kolförändringar i mark.

8.1.5 ICBM-modellen

I Naturvårdverkets klimatrapporering ingår uppgifter om kolförråd och förändringar av kolinnehåll i skogs- och jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2007a). Uppgifterna för åkermark (mineraljord) tas fram med en enkel kolbalansmodell (ICBM Introductory Carbon Balance Model) som beräknar hur mycket kol en åkermark (mineraljord) avger eller binder under ett 30-årsperspektiv. Parametervärden i modellen har hämtats från Ultunas långliggande ramförsök (se ovan) och svenska långtidförsök.

ICBM-modellen samt långliggande fältförsök i norra Europa har använts för att analysera olika odlingsåtgärders påverkan på markens kolförråd (Kätterer & Andrén, 1999). Denna studie visade att den enskilda åkermarkens potential att öka eller minska sitt kolförråd till stor del bestäms av markens odlingshistoria. Om det ingående kolförrådet är högt, t ex genom upprepad tillförsel av stallgödsel eller flerårig vallodling, kommer kolinnehållet i marken att minska vid en övergång till odling av ettåriga grödor. Detta i motsats till en åkermark med ett lågt ingående kolförråd där t o m en ensidig spannmålsodling med bortförsl av halm är en odlingsmetod som kan leda till ökande kolförråd. För att använda modellen med ett säkert resultat måste man alltså ha god kännedom om åkermarkens mullhalt (startvärde), huruvida det är en minerogen eller organogen jord samt var i landet åkermarken finns. Modellen räknar sedan på olika scenarier, t ex om halm plöjs eller om stallgödsel tillförs.

8.2 Mulljordar

Organogena jordar, eller i dagligt tal mulljordar, skiljer sig från mineraljordar genom halten av organiskt material. Enligt den svenska jordartsklassificeringen ska torvjordar innehålla minst 30 viktsprocent organiskt material och gyttjeleror minst 6 procent för att definieras som mulljordar (se även ”Definition av organogen jord” i Bilaga 3). I Sverige finns det i dag ca 250 000 ha mulljordar i odling (inklusive bete på åkermark, se fördelning i Tabell 23) och 30 000 ha mulljordar som naturbetesmark. Andelen mulljord av totala jordbruksmark varierar i landet, där

Tabell 23: Areal mulljord i odling (exkl. naturbetesmarker) med olika grödor samt bortodling av kol beräknad enligt metod för den svenska klimatrapporteringen (Naturvårdsverket, 2007a)

Gröda	Andel av mulljord	Areal (ha)	Bortodling (cm/år)	Förlust av kol (ton C/ha*år)	CO ₂ -avgång (ton CO ₂ /ha*år)	Total CO ₂ -avgång (kton CO ₂)
Bete (på åkermark)	0,38	95 000	0,5	1,6	5,8	551
Vall	0,36	90 000	1	3,2	11,5	1035
Ettåriga grödor	0,24	59 600	1,5	4,7	17,3	1030
Radsådda grödor (hackgrödor)	0,014	3 500	2,5	7,9	28,9	101
Summa	0,994	248 000				2 717

Kronobergs län har den största arealen. En hög koncentration av mulljordar finns även på Gotland och i Närkeområdet, i övrigt är mulljordarna utspridda i landet (Jordbruksverket, 2008a).

Enligt Naturvårdsverkets klimatrapportering beräknas förlusterna av kol från odling på mulljord med hjälp av faktorn CLF (Carbon Loss Factor) vilken beskriver bortodlingshastigheten. Underlaget till denna faktor är mätningar av hur mycket mulljord som årligen odlas bort vid odling av olika grödor. Vid en jorddensitet om 0,2 g/cm³ och en kolhalt om 45 % beräknas faktorn CLF till 3,15 ton C/ha och cm. Den årliga bortodlingen på mulljordar anges vara 0,5 cm för betesmark, 1 cm för vall, 1,5 cm för ettåriga grödor och 2,5 cm för radsådda grödor (Naturvårdsverket, 2007a).

Med den beräkningsmetod som används i klimatrapporteringen innebär det att de årliga kolförlusterna från mulljordar varierar inom intervallet 1,6–5,8 ton kol per hektar vilket motsvarar ca 6–29 ton koldioxid per hektar (se Tabell 23). De totala utsläppen från odlingen av mulljordar beräknas totalt till 2,7 miljoner ton koldioxid per år (Naturvårdsverket, 2007a).

I Finland har avgång av växthusgaser från mulljord studerats i större omfattning än i Sverige och flera studier med faktiska mätresultat av gasutbytet mellan mark och atmosfär finns publicerade. Från vårt grannland finns även mätningar av växthusgasutsläpp från mulljordar som tidigare har varit odlade men som har övergivits (för 20–30 år sedan) och som har lämnats för att växa igen.

Mätningar från Finland visar på årliga kolförluster vid odling av vall och spannmål på mulljord motsvarande 4–6 ton C/ha (se Tabell 24) vilket stämmer relativt väl överens med Naturvårdsverkets emissionsfaktorer (se Tabell 23) även om de finska resultaten pekar på högre förluster vid vallodling. En intressant slutsats från de finska försöken är att kolförlusterna från mulljordarna fortsätter relativt länge efter det att odlingen har upphört, och ännu efter 20 till 30 år uppmättes dessa förluster till runt 3 ton C/ha och år. Fortfarande 15 år efter avslutad odling dominerade gräs och örter på de övergivna arealerna och igenväxning med träd (björk, sly) skedde framförallt i öppna diken. Under växtsäsongen var dessa arealer en mindre kolsänka, men under övriga tider på året förekom relativt stora koldioxidutsläpp (Maljanen m fl, 2007).

Dessa resultat understryker att om mulljordar ska tas ur odling för att minska kolutsläppen från åkermark måste man väl studera vilka åtgärder som ska vidtas för att reducera utsläppen så mycket som möjligt. Passiv igenväxning är sannolikt ingen lämplig åtgärd.

Tabell 24: Årliga kolförluster (ton C/ha*år) från odlade och övergivna mulljordar i Finland (medelvärde, medianvärde, n är antalet av årligt rapporterade emissioner) (Maljanen m fl, 2007)

Markanvändning	Medelvärde	Median	Standardavvikelse
Korn (n=4)	5,68	6,15	3,12
Gräs (n=4)	4,05	3,95	2,79
Träda (n=6)	5,91	7,4	3,78
Övergiven (mixad vegetation) (n=5)	3,24	2,87	2,5

Skottland har mycket mulljordar och har nyligen publicerat en stor studie där syftet var att bättre uppskatta kolinnehållet i dessa jordar samt redovisa åtgärder för att reducera växthusgasemissionerna från dem (SEERAD, 2007). I rapporten refereras olika europeiska studier av kolförlust från mulljordar med vall/bete, och enligt sammanställningen är förluster om ca 3 ton C/ha och år ett rimligt värde. Användning av mulljordar för öppen växtodling beskrivs som ett ”worst-case scenario” vad gäller markanvändning och växthusgasutsläpp. Olika europeiska källor som refereras anger rimliga årliga förluster inom intervallet 4–8 ton C/ha vid odling av grödor som årligen bearbetas (SEERAD, 2007).

8.3 Permanenta betesmarker

Perenna gräsmarker som inte plöjs är globalt sett en betydande kolsänka. Genom modellberäkningar över förändring i markens kolförråd har det uppskattats att de europeiska gräsmarkerna (t o m Uralbergen) kan vara en kolsänka om totalt drygt 100 Tg C per år vilket motsvarar drygt 500 kg C/ha gräsmark årligen (Vleeshouwers & Verhagen, 2002). I ett nyligen avslutat europeiskt forskningsprojekt (GreenGrass (se Soussana m fl (2007a)) har utbytet av koldioxid mellan gräsmarker och atmosfär mätts med avancerad mätteknik (så kallad eddy covarians) i åtta europeiska länder. På försöksplatser med långliggande gräsmarker (>40 år) som endast betades (ingen slåtter) registrerades en årlig kolsänka i intervallet 700 till drygt 1 000 kg C/ha. Resultaten från projektet gav inte stöd för tidigare teorier om att man har nått en mättnad vad gäller möjligheten att binda in och lagra kol i långliggande europeiska gräsmarker, något som tidigare har antagits och/eller diskuterats i litteraturen. Resultaten från forskningsprojektet gav klara indikationer om att extensiva permanenta gräsmarker har större möjligheter att lagra in kol än intensiva slåttervallar som ligger i en växtföljdsrotation och som därmed plöjs med jämna intervall (Soussana m fl, 2007b).

I Sverige finns det ca 400 000 ha gräsmarker som huvudsakligen används till bete och som inte plöjs regelmässigt samt ca 90 000 ha träd- och buskrika gräsmarker med mer än 10 % beskuggning⁷. Denna markanvändning benämns ofta som ”naturbetesmarker” i dagligt tal och uppgår till knappt en halv miljon hektar. I metodiken för klimatrapporteringen räknas gräsmarker med träd och buskar till skogskategorin och därför är underlaget endast 400 000 ha naturbetesmark. I klimatrapporteringen har dessa naturbetesmarker tidigare beräknats lagra in (d v s vara en kolsänka) motsvarande 0,5–1 miljoner ton CO₂ per år vilket på 400 000 ha naturbetesmark motsvarar en årlig kolsänka om ca 300–700 kg C/ha. Som kolsänka räknat per ytenhet är det små skillnader mellan genomsnittlig skogsmark och naturbetesmark, men räknat i totala mängder är det naturligtvis stora skillnader eftersom skogsarealen är så mycket större (Naturvårdsverket, 2007a; Jordbruksverket, 2008a).

Om vi använder resultaten från forskningsprojektet GreenGrass som visade att permanenta betade gräsmarker i Europa utgör en årlig kolsänka inom intervallet 700 till drygt 1 000 kg C/ha och räknar om dessa till den svenska naturbetesmarken om knappt halv miljon hektar, innebär detta en årlig kolsänka motsvarande 1,2–2 miljoner ton koldioxid.

8.4 Markens kolbalans i jordbruket

Enligt artikel 4 och 12 i FN:s klimatkonvention ska länder på årlig basis rapportera sina utsläpp av växthusgaser samt upptag genom sänkor. Sverige har en relativt stor total sänka tack vare sin stora skogsareal. För betesmarker om totalt ca 0,4 Mha redovisas i klimatrapporteringen igenomsnitt ett årligt nettoupptag av kol motsvarande ca 0,5 miljoner ton koldioxid, men med en variation på mellan ca 0,2–1,2 miljoner ton koldioxid. I klimatrapporteringen beräknas nettoavgången av kol från den svenska åkermarken till mellan 3 och 4 miljoner ton koldioxid per år. Den

⁷ Gränsdragningen mellan ”träd- och buskrika gräsmarker” och skogsmarker är dock otydlig.

mesta koldioxiden kommer från organogena jordar även om de utgör en relativt liten andel av den totala åkerarealen. Den totala åkerarealen är ca 3 miljoner hektar, varav ca 0,25 miljoner hektar är organogena jordar. (Naturvårdsverket, 2009).

I klimatrapporeringen delar man in kolförrådet i kategorierna levande biomassa (d v s träd som är högre än 1,3 m, avser kol både ovan och under jord), dött organiskt material (död ved och förna) och kol i mark (t ex kolet i matjorden i åkermark). I åkermark beror totalt sett de mesta koldioxidemissionerna på förändringarna av kol i mark. De senaste fem rapporterade åren var minskningen i denna kolpool ca 2,75 miljoner ton koldioxid per år från organogen åkermark, medan minskningen i från mineraljordarna varierade mellan 0,11–0,23 miljoner ton koldioxid per år (Naturvårdsverket, 2009). Det skulle motsvara en genomsnittlig koldioxidavgång på endast 40–80 kg koldioxid per hektar från den svenska minerogena åkermarken beroende på förändringar av markens kolinnehåll.

Inför den senaste inrapporteringen har man korrigerat ett fel i tidigare beräkningar rörande förändringar av kolinnehåll i levande biomassa. Uppgifterna om markanvändning, ändrad markanvändning och skogsbruk (LULUCF) och hur det påverkat kolförrådet har därför räknats om för alla år mellan 1990 och 2007. I tidigare rapporteringar har nettoeffekten av kolinlagring i framförallt skog och betesmark kunnat variera mycket kraftigt mellan år, men med dessa korrigeringar och andra förbättringar som gjorts av analysmetoderna tyder beräkningarna på en mycket jämnare trend rörande sektorn LULUCF (Naturvårdsverket, 2009).

8.5 Rekommendationer

Kan och bör man inkludera förändringar i markens kolförråd när man diskuterar eller beräknar växthusgasbalansen på den enskilda gården?

Enligt rekommendationerna i PAS 2050 ska potentiella förändringar av kolinnehållet i befintlig jordbruksmark exkluderas vid beräkning av växthusgasutsläpp från en produkts livscykel. Sådana förändringar skulle kunna orsakas av val av gröda och odlingsteknik, men vi har inte tillräcklig kunskap för att kunna kvantifiera hur dessa parametrar påverkar markens kolinnehåll. I vissa fall ska dock växthusgasutsläpp som orsakas av ändrad markanvändning inkluderas. Detta gäller endast när icke-jordbruksmark omvandlas till jordbruksmark för att producera en jordbruksprodukt eller annan insatsvara (på engelska ”direct land use change”) och om denna förändring skett senare än den 1 januari 1990. De totala växthusgasutsläppen som denna ändrade markanvändning orsakar ska beräknas enligt klimatpanelens riktlinjer och fördelas mellan de odlade produkterna med 5 % per år under 20 år (British Standards, 2008).

Naturbetesmark: den svenska beräkningsmetodiken för kol i betesmarker som används i Naturvårdsverkets rapportering förefaller vara dåligt anpassad för denna markanvändning samt inte tillräckligt väl ta hänsyn till förändringar (d v s ökning) av markens kolförråd. Det finns dock tillräckligt med internationella studier publicerade för att man skulle kunna ange ett rimligt spann för kolinlagring i permanenta betesmarker (ca 500–1 000 kg C/ha och år), dock med betoningen att effekten är klimatberoende och att riktigt torra år är kolsänkan mindre. Dessa värden för kolinlagring kan användas på den enskilda gården och ur pedagogisk synpunkt vore det värdefullt att visa en lantbrukare på potentialen för kolsänka i de permanenta gräsmarkerna. Det är uppenbart att denna markanvändning i jordbruket är mycket viktigt för många miljömål och då är det bra att kunna kvantifiera denna positiva effekt som ett stöd för lantbrukaren att bibehålla permanenta gräsmarker.

Mulljordar: Mätningar av gasutbyte mellan mark och atmosfär i Finland visar på kolförluster från odlade mulljordar om 4–6 ton C/ha och år vilket stämmer med de ganska grova beräkningar som

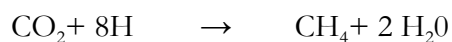
har gjorts i den svenska klimatrapporeringen. Utsläppen av koldioxid vid odling av mulljord bedöms kunna kvantifieras med rimlig säkerhet och skulle därmed kunna ingå i balansberäkning på en gård. Ett problem är i så fall att klart och entydigt definiera om en åkermark är mulljord eller mullrik mineraljord (jämför Tabell 21), gränsen mellan mulljord och mineraljord är i praktiken ganska diffus. En kvantifiering av utsläppen från en gårds mulljord kommer att visa på stora utsläpp, även vid relativt små arealer och sannolikt ge upphov till en rad följdfrågor i en rådgivningssituation, t ex vad skall jag göra för att få jordarna att sluta läcka koldioxid? Här behövs mera forskning för att få fram kunskap eftersom de finska undersökningarna har visat att en mulljord som lämnas att växa igen fortfarande efter sin avslutade odlingstid läcker ut relativt stora mängder kol (Maljanen m fl, 2007).

Övrig åkermark: Svårigheten med att kvantifiera förändringar i kolförråd på den minerogena åkermarken är att förändringarna oftast är relativt små (några 100 kg C/ha och år) jämfört med totala förråden om 40–90 ton C/ha. Även med en modell som ICBM-modellen kan det vara svårt att göra beräkningar som är tillräckligt relevanta. Ingångsvärdet för markens kolförråd (startvärdet mullhalt) är viktigt och detta kan variera inom ett enskilt fält och i än högre grad på en gård. Men som ett pedagogiskt verktyg kan någon form av kolbalansmodell säkert användas för att visa lantbrukaren på vilken riktning markens kolförråd kan ta vid olika odlingsåtgärder.

9 Metan från nötkreaturens fodersmältning

Idisslare producerar metan vid fodersmältningen, det är en naturlig och oundviklig process. Den övervägande delen av metanet lämnar djuret med utandningsluften, endast en liten del, ca 2 %, bildas i grovtarmen (Lassey, 2007). I idisslarnas vom finns det miljarder bakterier per ml vomvätska, cirka en miljon protozoer (urdjur) och ett svårbestämt antal svampar som har till uppgift att bryta ner det foder som övriga djurslag har svårt att utnyttja. De metanproducerande bakterierna uppgår till cirka 10 % av hela mikrobpopulationen (Lindgren, 1980).

Fodret består till största delen av kolhydrater och de utgör ca 75 % av fodrets torrsubstansinnehåll. De flesta kolhydrater kan brytas ner med hjälp av enzymer (gäller t ex stärkelse), medan nedbrytningen av cellulosa kräver närvaro av mikroorganismer. Mikroorganismerna bryter ner fodrets kolhydrater till flyktiga fettsyror (VFA), varav ättiksyra, propionsyra och smörsyra dominerar. I denna process bildas även koldioxid, metan och vatten i varierande proportioner. När ättiksyra och smörsyra bildas frigörs vätejoner, medan bildningen av propionsyra istället leder till att väte förbrukas. De metanbildande bakterier använder väte för att bilda metan och vatten. Om väte ansamlas hämmas bildningen av ättiksyra och smörsyra, vilka är nödvändiga som energikällor för idisslare.



För att omsättningen i vommen ska fungera och djuret må bra är det viktigt att fördelningen mellan fettsyrorna inte ändras för mycket. För mjölkproducerande djur har andelen ättiksyra stor betydelse eftersom den står för bildningen av mjölkfett. För växande ungdjur är propionsyrabildningen viktigare och propionsyraandelen bör därför vara högre, då denna syra ger mer energi till tillväxt. Avsöndringen av metangasen innebär en energiförlust för djuret. I snitt bedöms 6,5 % av bruttoenergin förloras vid idisslarnas fodernedbrytning som metan (IPCC, 2006e). Förlusten kan variera mycket, eller mellan 2 och 12 %, där dock de extrema förlusterna har uppmätts i försök. (Johnson & Johnson, 1995).

9.1 Svenska system för mjölk- och nötköttsproduktion

Svensk animalieproduktion kännetecknas av en hög produktivitet och en starkt djurvälståndstänkande. I avelsarbetet har Sverige varit en föregångare genom att ge hälsoegenskaper en stor vikt. Sedan länge är en mycket stor andel av de svenska mjölkföretagen anslutna till den så kallade kokontrollen där man sammanställer uppgifter om t ex mjölkavkastning, fruktsamhet och utgångsorsaker. Svenska kontrollerade kor är bland de högst avkastande i Europa. År 2007 låg medelavkastningen för kontrollerade kor på 9 412 kg ECM per ko och år⁸. De dominerande mjölkkoraserna är Svensk Låglandsboskap (SLB)⁹ och Svensk Rödbrokg Boskap (SRB). Deras medelvikt ligger på 650 respektive 550 kg. Inkalvningsåldern ligger i genomsnitt på 28,2 månader, men varierar mellan 23 och ca 36 månader. Rekryteringsprocenten, d v s andelen nya kvigor som sätts in som mjölkkor per år, är ca 39 % för kontrollerade kor och antalet laktationer är i medeltal ca 2,5 (Svensk Mjolk, 2008).

I genomsnitt består fodret till de svenska mjölkorna av 50 % grovfoder, vilket kan utgöras av gräs-, majs- eller helsädsensilage. Kraftfoder som tillsammans med mineraler utgör resten av foderstaten består oftast av spannmål och olika sorters proteinfoder. Fullfoder, det vill säga ett

⁸ ECM står för energikorrigerad mjölk (energy corrected milk), vilket innebär att den producerade mjölkens energiinnehåll räknas om beroende på dess fett- och proteininnehåll. 1 kg ECM motsvara 1 kg mjölk med ca 4,0 % fett och 3,3 % protein.

⁹ Egentligen SH, Svensk Holstein

utfodringssystem där allt foder såväl grovfoder som kraftfoder blandas, ökar allt mer. Det är numera vanligt att korna har tillgång till foder under så gott som hela dygnet.

Målet är att få kvigorna att kalva in och börja mjölka vid 24 månaders ålder. Detta är fullt möjligt med en planerad foderstat. Kvigorna ska vid inkalvningen ha en vikt som motsvarar minst 80 % av vuxenvikten. Vid utnyttjande av naturbetesmarker kan det vara svårt att få en tillräckligt snabb tillväxt för att nå denna inkalvningsålder. Tjurkalvarna föds vanligen upp till mellankalvar (6 månader vid slakt), kraftfodertjuror (14 månader), grovfodertjuror (17-19 månader) eller kastreras tidigt och föds upp till stutar (minst 22-26 månader vid slakt).

Antalet mjölkkor har minskat stadigt i Sverige. Från 1990 till 2006 är minskningen nästan 200 000 mjölkkor. Under samma tid har antalet dikor, d v s kor som föder upp sin egen kalv, ökat med drygt 100 000. Dessa kor kan vara av olika kötttrastyper, från så kallade lätta kötttraser som t ex Aberdeen Angus med en medelvikt på cirka 500 kg till tunga kötttraser som Charolais som kan väga långt över 700 kg. Det totala beräknade metanutsläppen från nötkreaturens fodermältning minskade från 118 kton 1990 till 104 kton 2006, en minskning med cirka 11 % (egna beräkningar baserade på (Lindgren, 1980; Bertilsson (2001); IPCC, 2006e; SCB (2007)). Denna minskning beror till mycket stor del på antalet nötkreatur minskade i Sverige under denna tidsperiod.

9.2 Mätning av metanproduktion hos idisslare

Redan tidigt har forskare varit intresserade av att mäta metanproduktionen hos idisslare för att kunna förstå och minska energiförlusterna. Metanbildandet i vommen innebär en förlust av energi för djuret.

De tekniker som används eller har använts för att mäta metanproduktionen hos idisslare omfattar:

På enskilda djur:

- Respirationskammare, huvudboxar och ventilerade huvar och ansiktsmasker (Johnson & Johnson, 1995)
- Tracerteknik där man sätter in en genomsläpplig tub som innehållande en kalibrerad mängd SF₆ i vommen. Utandningsprov tas ut med ett visst tidsintervall och kvoten CH₄ till SF₆ räknas ut (Johnson m fl, 1994; Lassey, 2007).

Hela stallar:

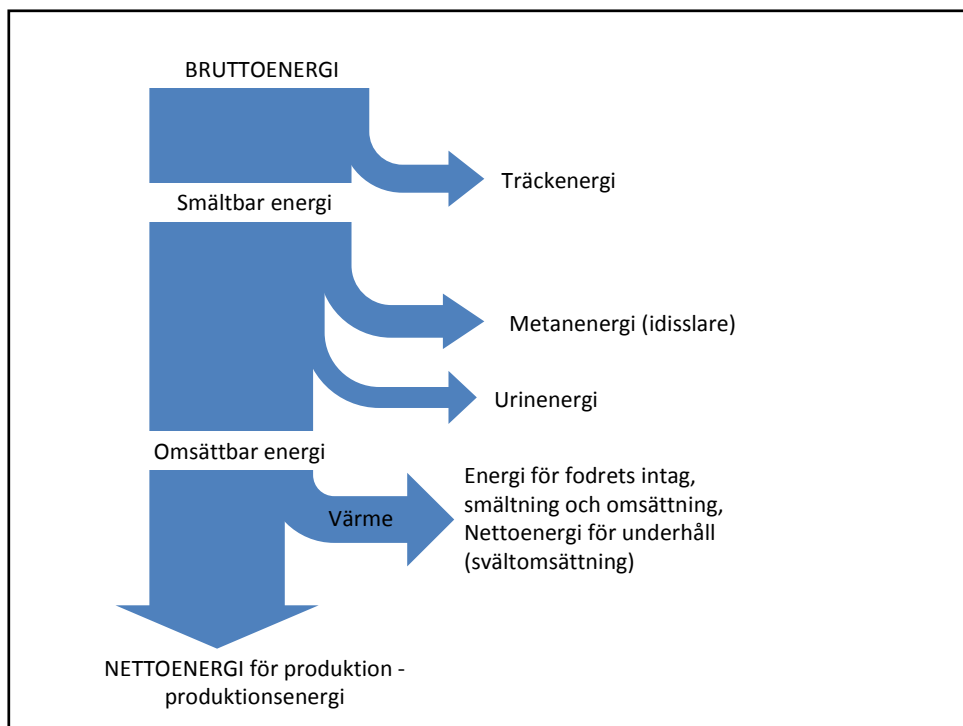
- Mätning av gaser i stallar. Kan bl a genomföras som kontinuerlig mätning med hjälp av ”Photo Acoustic Infrared Multigas Monitor” (Jeppsson m fl, 2008). Andra mättekniker bygger på gaskromatografi, masspektrografi och infraröd spektroskopi (Johnson & Johnson, 1995).

In vitro metoder:

- In vitrometoder med artificiella vommar. Detta innebär att man i glasburkar försöker efterlikna vommens miljö och mäta de gaser som bildas (Johnson & Johnson, 1995).

Att mäta metanutsläppen på det levande djuret kräver kostsam utrustning. Djuret behöver även en tillvänjningsperiod och det finns alltid en risk för att djurets naturliga intag av foder störs.

Tracerteknik med gasen SF₆ kan utföras både på uppstallade och lösgående djur. Flera försök i olika länder har gett tillfredställande resultat med denna metod (Lassey, 2007; Pinares-Patiño m fl, 2007). Mätningen av gas i djurstallar kräver att mätningen kan göras kontinuerligt och att kalibrering av instrument och gaser är mycket noggrann. I ett nytt forskningsprojekt vid Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, utvecklas nu metoder för att kunna göra mer noggranna mätningar av metanavgången vid olika foderstater (Emanuelsson & Bertilsson, 2007).



Figur 8: Olika energibegrepp som används vid värdering av foder till idisslare

9.3 Beräkningsmodeller för metanproduktion från idisslare

Det finns flera olika modeller för att beräkna metanproduktionen från idisslare. En jämförelse mellan ett urval modeller som är relevanta för svenska förhållanden har gjorts av Bertilsson (2001). Alla modeller bygger på att energiintaget hos djuret kan bestämmas eller uppskattas. När olika modeller jämförs är det viktigt att känna till vilket energibegrepp som avses, och att olika begrepp används i olika länder. I Figur 8 illustreras de energibegrepp som används vid värdering av fodrets energiinnehåll. Bruttoenergi är vad som erhålls när ett foder eldas upp och är ganska lika för de flesta foder räknat per kg torrs substans. Klimatpanelens riktlinjer baseras på bruttoenergi (se nedan). I Sverige värderas fodrets energiinnehåll än så länge efter omsättbar energi, medan våra grannländers foderberäkningar baseras på nettoenergi. Sverige kommer att överge omsättbar energi och istället använda nettoenergi som grund vid beräkningar av foderstaten i och med att det nya fodervärderingssystemet Norfor införs. Norfor är ett gemensamt fodervärderingssystem för Danmark, Sverige, Norge och Island som har utvecklats i samarbete med de lantbrukarägda rådgivarorganisationerna i dessa länder.

För att kunna jämföra olika beräkningsmodeller är det viktigt att det finns en standardiserad metod för beräkningarna av bl a fodrets energiinnehåll och att varje parameter går att härleda. Det kan vara svårt att härleda fodrets kemiska sammansättning och de underliggande ekvationer som används för att beräkna metanproduktionen. De standardanalyser av foder som görs idag täcker inte alltid in de parametrar som krävs i beräkningsmodellerna. På en verklig gård analyseras dessutom inte allt foder och det är omöjligt att på ett säkert sätt mäta vad varje djur verkligen konsumerar.

9.3.1 Klimatpanelens riktlinjer

I klimatpanelens riktlinjer ingår modeller för beräkning av metanemissioner från husdjurens fodersmältning (IPCC, 2006e). Beräkningarna utgår från djurens energibehov (anges som bruttoenergi) och hur stor andel av energin som avgår som metan. Energin behövs beräknas utifrån underhålls- respektive produktionsbehov. Här påverkar faktorer som mjölkavkastning, arbete,

Tabell 25: Schablonvärden för metanproduktion från nötkreatur enligt klimatpanelens riktlinjer, Tier 1, för Västeuropa (IPCC, 1996; 2006a)

Djurslag	Metanproduktion (kg/djur och år)	
	Enligt (IPCC, 2006e)	Enligt (IPCC, 1996)
Mjölkkor, avkastning 6 000 kg ECM/år	109	
Mjölkkor, avkastning 4 200 kg ECM/år		100
"Icke mjölkkor", viktat medeltal	57	48

djurens tillväxt och dräktighet. Man tar även hänsyn till fodrets kvalitet, där låg kvalitet ger låg smältbarhet och därmed högre metanavgång.

Tier 1

I Tier 1 ges schablonvärden som är uppdelade efter olika regioner och världsdelar (se Table 10A.1 och 10A.2 i (IPCC, 2006e)). Schablonvärdena är beräknade enligt Tier 2 och med de förutsättningar som råder i de olika regionerna. I Tabell 25 har schablonvärden som antas gälla för västeuropeiska förhållanden sammanställts. Värdena har hämtats från riktlinjerna från 1996 samt de uppdaterade riktlinjerna från 2006. Metanproduktionen från mjölkorna har beräknats för högavkastande mjölkkor som utfodras med grovfoder av god kvalitet och med spannmål. Notera dock att värdena beräknats för en genomsnittlig mjölkproduktion som är betydligt lägre än genomsnittet för korna som ingår i den svenska kokontrollen. Värdena för "icke mjölkkor" motsvarar ett beräknat viktat medelvärde för den genomsnittliga populationen av ungdjur och köttdjur i en region. Emissionsdata för enskilda djurkategorier kan hämtas från Table 10A.1 och 10A.2 i klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006e).

Tier 2

I Tier 2 gör man skillnad på ett större antal djurkategorier, nämligen; vuxna mjölkkor (som används för kommersiell mjölkproduktion), köttkor (som används för produktion av kalvar för köttproduktion), avelstjurar (huvudsakligen för avelsändamål), ej avvanda kalvar, växande kvigor, stutar och tjurar.

Eftersom det genomsnittliga foderintaget är svårt att mäta kan det beräknas utifrån uppgifter om:

- Levande vikt
- Tillväxt (kan antas vara noll för vuxna djur)
- Utfodringssystem (om djuren står inomhus, om djuren går på bete av god kvalitet eller betar över stora arealer)
- Mjölkproduktion per dag
- Genomsnittligt arbete utfört per dag
- Andel av korna som föder en kalv per år
- Fodrets smältbarhet

Fodrets smältbarhet definieras som den andel av energin som inte avgår med träcken. Smältbarheten uttrycks vanligen i procent och för nötkreatur varierar den mellan 60-70 % för bra beten, bra konserverat vallfoder (hö, ensilage) samt för spannmålskompletterade foderstater som baseras på vallfoder. För intensiv uppfödning baserad på spannmål kan smältbarheten uppgå till 75-85 %. Extensivare uppfödning på naturbeten kan ha en betydligt lägre smältbarhet på bara ca 45-55 % (IPCC, 2006e). Fodrets smältbarhet är en viktig parameter vid beräkning av den energi som djuret kan tillgodogöra sig. I riktlinjerna finns det förslag på smältbarhetskoefficienter för olika kategorier av djur.

Beräkningarna i klimatpanelens riktlinjer baseras på nettoenergi som idag är ett vanligt mått i flera länder. I Sverige använder vi än så länge begreppet omsättbar energi, men i det kommande foder-

värderingssystemet Norfor räknar man på nettoenergi. I klimatpanelens riktlinjer anges förlusterna av metan i procent av bruttoenergin, och det är därför nödvändigt att räkna sig tillbaka till bruttoenergi från de energivärden som man har tillgång till. Om det inte finns några värden att tillgå anges i riktlinjerna ett standardvärde för bruttoenergin på 18,45 MJ per kg torrsubstans.

Standardvärdet för förluster av metan för alla nötkreatur är 6,5 % ($\pm 0,5\%$) av bruttoenergin (IPCC, 2006e). Den används främst för mjölkkor och växande ungnöt. För intensivuppfödda nötkreatur som utfodras med en stor andel spannmål används siffran 3 %. Energiinnehållet i metan beräknas till 55,65 MJ per kg metan. För nötkreatur under 6 månader förutsätts att ingen metanproduktion sker (Naturvårdsverket, 2002; Bertilsson 2001).

De formler som används för att beräkna metanemissionerna enligt Tier 2 har sammanställts i Bilaga 4.

9.3.2 Svensk beräkningsmodell

Erik Lindgren gjorde i slutet av 1970-talet modellberäkningar av metanemissioner från idisslare som bygger på litteraturuppgifter omfattande 2500 individuella bestämningar av metanförluster (Lindgren, 1980). Enligt Lindgrens sammanställning är metanproduktionen främst beroende av den tillförda mängden smältbara kolhydrater, men även av utfodringsnivån. Metanproduktionen, uttryckt som procent av foderintaget, ökar när foderintaget minskar, men minskar när foderintaget ökar. Smältbarheten av kolhydraterna påverkar också metanproduktionen. En lägre smältbarhet på kolhydraterna, som t ex i grovt gräs, ger mer metanproduktion än när fodret har en högre andel smältbara kolhydrater, som t ex biprodukter från sockerindustrin.

För att beräkna metanproduktionen från nötkreatur som får en blandad foderstat (grovfoder och kraftfoder) behöver man först bestämma energibehovet, uttryckt som MJ omsättbar energi. Antingen utgår man från faktiskt energiinnehåll i fodret som djuren äter, om sådana uppgifter finns tillgängliga, eller så beräknar man det rekommenderade energiintaget. I sådana beräkningar inkluderas underhålls- (se Ekvation 3) och produktionsbehovet (se Ekvation 4). För mjölkande kor ska man även justera den summerade energimängden (se Ekvation 5) för att kunna beräkna den slutliga rekommendationen (Spörndly, 2003). Det beräknade rekommenderade energiintaget motsvaras därmed av ”Justerad energigiva” för mjölkande kor och av ”Underhållsbehov” + ”Produktionsbehov” för övriga djur.

$$\text{Underhållsbehov [MJ omsättbar energi/dag]} = A \cdot (\text{kg levande vikt})^{0,75} \quad \text{Ekvation 3}$$

Där:

A = Konstant som är 0,507 för mjölkkor och 0,475 för ungdjur.

Produktionsbehov [MJ omsättbar energi/dag] för:

- Mjölkkor, lakterande = 5 MJ/kg ECM
 - Mjölkkor, sin = 13 MJ (gäller för ko som väger 600 kg, dräktig i 8 månaden)
 - Ungdjur, kraftfoderrik foderstat = $T \cdot (6,28 + 0,0188 \cdot V) / ((1 - 0,3 \cdot T) \cdot 0,522)$
 - Ungdjur, blandfoderstat = $T \cdot (6,28 + 0,0188 \cdot V) / ((1 - 0,3 \cdot T) \cdot 0,435)$
- Ekvation 4

Där:

T = Tillväxt. Anges som viktökning i kg per dag

V = Levande vikt i kg

$$\text{Justerad energigiva [MJ omsättbar energi/dag]} = 1,11 \cdot (\text{underhållsbehov} + \text{produktionsbehov}) - 13,6 \quad \text{Ekvation 5}$$

När metanproduktionen beräknas enligt Lindgren (1980) utgår man från mängden smältbar energi. I Sverige används dock omsättbar energi som bas för beräkningar av mjölkornas och övriga nötkreaturs foderstater (se t ex (Spörndly, 2003)). Omsättbar energi är även det energi-begrepp som använts i ekvationerna ovan. För att göra omräkningar mellan dessa energienheter används Ekvation 6 (Lindgren, 1980).

$$\text{Omsättbarhet [\% av smältbar energi]} = 83,2 + 2,53 * L - 0,045 * G - 0,184 * R_p \quad \text{Ekvation 6}$$

Där:

L = Utfodringsnivån uttryckt som en multipel av underhållsbehovet, d v s djurets totala energikonsumtion dividerat med underhållsbehovet (se Ekvation 7). Energikonsumtionen anges antingen som faktisk utfodrad mängd omsättbar energi eller som beräknat rekommenderat energiintag (se ovan). Om man utgår från djurets beräknade energikonsumtion ska hänsyn även tas överutfodring.

G = Grovfoder i % av ts

R_p = Råprotein i % av ts

Utfodringsnivå, L = (Utfodrad mängd omsättbar energi)/Underhållsbehov

Alternativt

Ekvation 7

$$L = (100 + \text{överutfodring [\%]} * (\text{Rekommenderad energigiva}) / (\text{Underhållsbehov} * 100)$$

Metanproduktionen från nötkreaturen, uttryckt i procent av smältbar energi i djurens foder, beräknas sedan enligt Ekvation 8. Anledningen till att ekvationen utgår från detta energi-begrepp är att mängden smältbara kolhydrater, som har ett starkare samband med metanproduktionen, inte angivits i alla försök.

$$\text{Metan [\% av smältbar energi]} = 15,7 - 0,030 * DCE - 1,4 * L \quad \text{Ekvation 8}$$

Där:

DCE = Smältbarhetskoefficienten för energi, uttryckt i procent. Smältbarheten varierar mellan olika foder och foderstater. För svenska förhållanden brukar man räkna med mellan 69 och 74 % smältbarhet (Bertilsson, 2001), men den kan vara avsevärt högre för ett djur som föds upp på extremt kraftfoderbaserade foderstater (upp mot ca 85 %) och avsevärt lägre för djur som går på extensiva beten (ner till ca 45 %) (IPCC, 2006a)

L = Utfodringsnivån (se Ekvation 7).

Metanproduktionen, uttryckt i kg metan, beräknas sedan enligt Ekvation 9.

$$\text{Metan [kg]} = DE * \text{metan [\% av smältbar energi]} / (100 * 55,65) \quad \text{Ekvation 9}$$

Där:

DE = Smältbar energi [MJ]. Mängden smältbar energi beräknas som djurens energiintag dividerat med omsättbarheten.

55,65 = Konstant för att ange mängden metan i kg.

”metan [% av smältbar energi]” beräknas enligt Ekvation 8.

I Figur 9 har ekvationerna 3–9 använts för att illustrera hur man kan beräkna metanproduktionen från en mjölkko enligt Lindgrens modell. Beräkningarna avser metanproduktionen per dygn givet de antaganden som specificeras i figuren.

Underhållsbehov = $0,507 \cdot 600^{0,75} = 61,5$ MJ omsättbar energi/dag	Antaganden:
Produktionsbehov = $5 \cdot 25 = 125$ MJ omsättbar energi/dag	Vikt = 600 kg.
Justerad energigiva = $1,11 \cdot (61,5 + 125) - 13,6 = 193$ MJ omsättbar energi/dag	25 kg ECM/dygn
$L = 1,1 \cdot 193 / 61,5 = 3,45$	Överutfodr. = 10 %
Omsättbarhet = $83,2 + 2,53 \cdot 3,45 - 0,045 \cdot 55 - 0,184 \cdot 16 = 86,5$ % av smältbar energi	Grovfoder = 55 % Råprotein = 16 %
DE = $193 / 86,5 \cdot 100 = 223$ MJ smältbar energi/dag	DCE = 69 %
Metan = $15,7 - 0,030 \cdot 69 - 1,4 \cdot 3,45 = 8,8$ % av smältbar energi	
Metan = $223 \cdot 8,78 / (100 \cdot 55,65) = 0,35$ kg CH ₄ /dag	

Figur 9: Metanproduktion från en mjölkkos fodersmältning under laktation. Räkneexempel baseras på den svenska beräkningsmodellen, se Ekvation 3 – Ekvation 9 (Lindgren, 1980; Bertilsson, 2001; Spörndly, 2003)

Variationskoefficienten för den skattade mängden metan enligt Ekvation 8 uppgår till 10-15 % av den smältbara energin. Innebörden av Ekvation 8 är att en intensivare utfodring med hög andel lättsmält foder (=kraftfoder) beräknas ge mindre mängd metan per energienhet. Enligt de beräkningar som Lindgren gjorde uppgick de genomsnittliga metanförlusterna till 11 % av smältbar energi. Dock varierade resultaten mycket och därmed rekommenderas att denna procentsats inte används som medeltal för den genomsnittliga metanförlusten från idisslare, utan att individuella beräkningar görs (Lindgren, 1980).

Metanemissioner från idisslarnas fodersmältning beräknas bl a i klimatrapporeringen. I en utvärdering av olika beräkningsmodeller som beställts av Naturvårdsverket föreslås att Sverige ska använda Lindgrens modell i sin klimatrapporering (Bertilsson, 2001). Anledningen till detta är bland annat att de svenska utfodringsnormerna kan användas för att sätta in relevanta siffror i Lindgrens modell eftersom man i Sverige utgår från omsättbar energi, medan det skulle krävas att man räknar om fodrets energiinnehåll till nettoenergi för att t ex kunna använda modellerna enligt klimatpanelens riktlinjer (Tier 2). I den svenska klimatrapporeringen använder man idag ekvationerna enligt Lindgrens modell, med Bertilssons (2001) antagande angående smältbarhet, grovfoderandel m m (Naturvårdsverket, 2007a).

9.3.3 Tyska beräkningsmodeller

Från Tyskland kommer två ekvationer som kan användas för att beräkna metanproduktionen hos idisslare (Kirchgessner m fl, 1991; 1995). Beräkningarna utgår från mjölkproduktion och levandevikt respektive fodrets innehåll av råprotein och råfett (se Ekvation 10 och Ekvation 11).

Beräkningar utifrån djurens vikt och avkastning

Ekvationen som utgår från vikt och mjölkavkastning (se Ekvation 10) bygger på försök med 67 mjölkande kor. Foderintag samt träck- och urinavgång registrerades kontinuerligt och under två dagar mättes metanavgången med hjälp av respirationskammare (Kirchgessner m fl, 1991). Ekvationen är anpassad för att beräkna metanproduktionen från mjölkkor, och kan därmed inte användas för andra kategorier som t ex rekryteringskvigor och handjur. Resultaten från beräkningar som genomförts med denna ekvation ligger lägre än klimatpanelens riktlinjer (Tier 2) och den svenska modellen avseende metanproduktion vid en viss avkastningsnivå (se Figur 10).

$$\text{Metan (g/ko/dag)} = 55 + 4,5 \cdot (\text{kg mjölk/ko/dag}) + 1,2 \cdot (\text{metabolisk vikt})$$

Ekvation 10

Där:

$$\text{Metabolisk vikt} = (\text{levande vikt})^{0,75}$$

För en ko som väger 600 kg är den metaboliska vikten 121,2 kg

Beräkningar utifrån fodrets sammansättning

Ekvationen som utgår från fodrets innehåll av växttråd, protein och fett (se Ekvation 11) har studerats av Kirchgessner m fl (1995). Den bör kunna användas för att beräkna metanproduktionen från alla kategorier av nötkreatur. I formeln ska bl a mängden NFE (d v s kvävefria extraktivämen, se förklaring nedan) anges. I dag analyseras dock fodret sällan på detta sätt i Sverige, vilket medför svårigheter om denna ekvation ska användas för svenska förhållanden.

$$\text{Metan (g/djur/dag)} = 63 + 79 * \text{växttråd} + 10 * \text{NFE} + 26 * \text{råprotein} - 212 * \text{råfett} \quad \text{Ekvation 11}$$

Där:

Växttråd, NFE, råprotein och råfett anges i kg/dag,

NFE = ”kvävefria extraktivämen”, vilket använts som benämning i äldre råanalysmetoder för den restpost som återstår när man räknat bort fodrets innehåll av råprotein, råfett, växttråd och aska. Om analyserna av 1 kg ts foderhavre visar att havren innehåller 120 g råprotein, 60 g råfett, 100 g växttråd och 32 g aska återstår 688 g NFE per kg ts. (1000-120-60-100-32=688 g NFE)

Ovanstående formel användes av Olesen m fl när de räknade ut att man i Danmark skulle kunna minska metanutsläppen per mjölkko med 34 % jämfört med beräkningarna enligt klimatpanelens riktlinjer, genom att öka fetttinnehållet i fodret från 4,5 % till 7,2 % (Olesen m fl, 2001). En högre fetttinblandning än de ca 4,5 % som rekommenderas i svenska foderstater riskerar att ge en störd fodernedbrytning, eftersom fett inte ger någon energi till mikroorganismerna i vommen utan till och med kan utgöra ett ”gift” för dem.

Kirchgessner m fl (1991) har dessutom tagit fram en ekvation för utfodring med majsensilage, då de i sina försök fann att majsensilage ger ett högre metanutsläpp. Detta motsägs dock av O'Mara m fl (2008) som menar att majsensilage ger ett lägre metanutsläpp, de vill dock se fler mätningar för att kunna säkerställa detta samband.

9.3.4 Olika parametrars påverkan på den svenska beräkningsmodellen

Det finns flera parametrar som styr nivån på de beräknade metanutsläppen enligt Lindgrens modell, och dessa parametrar kan variera mycket mellan gårdar.

Mjölkkor

De beräknade metanutsläppen styrs bland annat av djurets vikt, produktion, fodrets smältbarhet och näringsinnehåll. I Tabell 26 redovisas beräkningar där de olika parametrarna varierats. Grundantagande om smältbarhet m m har hämtats från Bertilsson (2001). En parameter har varierats i taget. Grundavkastning är 10 000 kg ECM och kornas vikt 600 kg. De gula rutorna visar grundparametrarna enligt Lindgren (1980) alternativt Bertilsson (2001).

Förändringar i enskilda parametrar påverkar de beräknade metanutsläppen i varierande grad. Andelen grovfoder i foderstaten har liten påverkan på resultatet, medan fodrets smältbarhet har större betydelse. Vid en ökning av energins smältbarhet på 5 % (från 69 till 74 %) minskar den beräknade metanproduktionen med 2,4 kg metan per ko och år. I flera tidigare genomförda beräkningar har smältbarheten av energin satts till 69 % (se t ex Bertilsson (2001)). Det är troligen lågt räknat för de flesta foderstaterna till svenska mjölkkor.

Tabell 26: Olika parametrars inverkan på beräknade metanutsläpp från mjölkors fodersmältning¹

Råprotein	(% av ts)	14	15	16	17	18	19
CH4/ko	kg/år	135,7	135,9	136,2	136,5	136,7	137,0
Grovfoder	(%)	(30)	(40)	50	55	60	70
CH4/ko	kg/år	(134,6)	(135,3)	135,9	136,2	136,5	137,2
Vikt	(kg)	550	600	650	700	750	750
CH4/ko	kg/år	128,8	136,2	143,1	149,6	155,7	155,7
Avkastning	(kg ECM)	8000	9000	10000	11000	12000	13000
CH4/ko	kg/år	131,8	134,6	136,2	136,7	136,0	134,3
Smältbarhet	(%)	69	70	71	72	73	74
CH4/ko	kg/år	136,2	135,7	135,2	134,7	134,3	133,8
Överutfodring	(%)	5,0	10,0	15,0	20,0	25,0	30,0
CH4/ko	kg/år	135,4	136,2	136,6	136,6	136,3	135,5

¹ Beräkningarna har gjorts med modellerna och grundförutsättningarna enligt (Lindgren, 1980; Bertilsson, 2001; Bertilsson (2001)). De gulmarkerade rutorna motsvarar grundalternativet. Förändringarna av parametrarna bedöms representera möjliga variationer inom svensk mjölkproduktion.

Tyngre kor behöver mer energi för att täcka sitt underhållsbehov (jämför med Ekvation 3). En tyngre ko har därmed ett högre energiintag vilket leder till högre metanproduktion, givet allt annat lika.

Överutfodringen ger liten effekt på den framräknade metanproduktionen. Vid överutfodring över 20 % avtar till och med metanproduktionen, samma resultat ses vid en mjölkproduktion över 11 000 kg ECM (se Tabell 26). Detta kan härledas till utfodringsnivån (Ekvation 6 och Ekvation 8). Det är rimligt att fodret passerar vommen snabbare vid högre utfodringsnivåer, och att en mindre andel av fodret därmed hinner brytas ner av metanproducerande bakterier. I praktiken har gårdar med hög mjölkproduktion oftast en lägre överutfodring. Även om inte metanproduktionen ökar med ekvationen för metanproduktion via fodersmältningen så borde mängden gödsel t ex bli större vid överutfodring och därmed leda till mer metanutsläpp via gödseln.

Dikor

Dikor är en heterogen grupp där korna har skiftande storlek och mjölkproduktion. Deras foderstat kan dessutom vara mycket varierande beträffande fiberkvalitet och fodrets smältbarhet. Med Lindgrens modell beräknas en diko på 500 kg producera 77 kg metan per år och en ko på 700 kg 96 kg metan (Lindgren, 1980). Då antas grovfoderandelen vara 100 % förutom under högräktigheten då den ligger på 90 %. Smältbarhetskoefficienten för energi är satt till 69 % rakt över, men den kan skilja avsevärt mellan olika dikokogårdar beroende på foderstat.

Rekryteringsdjur, mjölkkraser

Den genomsnittliga inkalvningsåldern för mjölkkraskvigor av SLB-ras ligger på ca 28 månader. I praktiken varierar den mellan ca 24 och 36 månader. Av Tabell 27 framgår beräknad metanproduktion vid olika inkalvningsåldrar. En hög inkalvningsålder ger högre beräknad metanproduktion fram till dess att kvigan kalvar in, även om metanproduktionen per år blir något lägre beroende på lägre foderintag per dag och sämre tillväxt. Underlag för beräkningarna har varit foderberäkningsprogrammet Nötstat (NIB programmering, 2004), normer för underhåll och tillväxt är enligt Spörndly (2003) och Lindgrens modell har använts för att beräkna metanproduk-

Tabell 27: Inkalvningsålderns betydelse för metanproduktionen från kvigornas fodersmältning. Beräknat utifrån (Lindgren, 1980).

Inkalvningsålder	Tillväxt (g/dag)	Beräknad metanproduktion	
		(kg CH ₄ totalt fram till inkalvning)	(kg CH ₄ /djur och år)
24 mån	750	108,7	54,6
30 mån	586	129,5	50,8

tionen (Lindgren, 1980). Överutfodringen har antagits vara 10 %. Samma ensilagekvalitet har använts i båda exemplen. Andelen grovfoder har satts till 74 % för kvigor som är 24 månader vid inkalvningen och 85 % för kvigor som är 30 månader vid inkalvningen. Metanproduktionen har beräknats från 6 månaders ålder, vilket här motsvarar 145 respektive 150 kg levande vikt, och slutar vid inkalvning vid 580 kg.

Mjölkrastjurar

Metanproduktionen från uppfödning av mjölkrastjurar till slakt har beräknats för tre vanliga uppfödningssformer, se Tabell 28 (beräkningar enligt Lindgren (1980)). Som underlag till beräkningarna har foderstatsprogrammet Nötstat använts för att uppskatta rimliga värden för andelen grovfoder, råprotein och uppfödningstiden (NIB programmering, 2004). Slaktvikten har satts till 310 kg för alla uppfödningssformer, vilket motsvarar ca 620 kg levandevikt. Det har förutsatts att djuren inte producerar metan före 6 månaders ålder och beräkningen har utgått från en startvikt på 200, 235 respektive 240 kg levandevikt.

Energinormen för tillväxt är beräknad utifrån en blandfoderstat enligt Spörndly (2003) för alternativen extensiv och intensiv grovfodertjur och utifrån en kraftfoderstat för alternativet kraftfodertjur. En överutfodring på 10 % är tillagd i alla exempel. Smältbarheten för energi är satt till 69 % i alla exempel. Andelen grovfoder i foderstaten var 68 %, 54 % respektive 44 % för de olika uppfödningssformerna. Råproteinhalten var i stort sett lika. Grovfodret var ett ensilage av mycket god kvalitet. Skillnaden i metanproduktion per djur är märkbar och om det slås ut per kg slaktvikt, förutsatt samma slaktvikt 310 kg, varierar värdet mellan 0,21 och 0,31 kg metan per kg kött. Den högsta beräknade metanproduktionen fås från systemet med extensiva grovfodertjurar, vilket förklaras med längre uppfödningstid och högre andel grovfoder.

9.3.5 Jämförelse mellan olika sätt att beräkna energibehovet och metanproduktionen

Som beskrivits tidigare finns det olika sätt att ange och beräkna djurens energibehov och de olika beräkningsmetoderna kan ge olika resultat. När metanproduktionen från djurens fodersmältning ska beräknas utgår man från djurens energibehov, och därmed kommer resultaten påverkas av hur man bestämt energibehovet.

Tabell 28: Beräknad metanproduktion från djurens fodersmältning vid uppfödning av mjölkrastjurar till slakt.

	Uppfödningstid (mån)	Tillväxt (g/dag)	Ålder vid slakt (mån)	Slaktvikt (kg)	Metanproduktion (kg CH ₄)		
					Totalt	Per djur & år	Per kg slaktvikt
Extensiv grovfodertjur	19-22	1000	20	310	96,4	59	0,31
Intensiv grovfodertjur	16-17	1200	16,5	310	82,2	61	0,27
Kraftfodertjur	14-15	1400	14,8	310	65,4	56	0,21

¹ Egna beräkningar utifrån olika uppfödningssformer av mjölkrastjurar. Beräkningen har utförts med Lindgrens modell (Lindgren, 1980). Beräkningarna har gjorts för tre vanliga uppfödningssformer av ungtjurar i Sverige.

Tabell 29: Energibehov för mjölkko (vikt 600 kg och mjölkavkastning 9000 kg ECM/år) enligt Norfor Plan (Gustafsson & Volden, 2007), klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006e) respektive enligt (Spörndly, 2003)

	Nettoenergi (MJ/ko och dag)		Omsättbar energi (MJ/ko och dag)
	Enligt (Gustafsson & Volden, 2007)	Enligt (IPCC, 2006e)	Enligt (Spörndly, 2003) ¹
Underhåll	36	40,6	61,5
Hullkorrigering	3	-	-
Laktation	77,4	75,7	179
Dräktighet	4,7	3,7	23
Summa Nettoenergi	121	120	n.a.
Summa Omsättbar energi	n.a	n.a	263

1. Inklusive 10 % överutfodring

Tabell 29 visar hur olika normer och metoder kan användas för att beräkna energibehovet för en mjölkko. Beräkningarna har gjorts enligt normerna för Norfor (Gustafsson & Volden, 2007), Tier 2 enligt klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006e) och indata till Lindgrens modell har hämtats från Spörndly (2003). Det genomsnittliga energibehovet har beräknats för en mjölkko som väger 600 kg och avkastar 9 000 kg ECM per år respektive 9 000 kg mjölk med 4 % fett i IPCC-alternativet. För laktationen beräknas nettoenergiebehovet till 3,14 MJ/kg ECM enligt Norfor, och 3,07 MJ/kg mjölk enligt klimatpanelens riktlinjer. Notera att det beräknade energibehovet enligt Spörndly (2003) anges som omsättbar energi och att det därmed inte är jämförbart med resultaten från övriga beräkningsmetoder.

I Tabell 30 har metanproduktionen från mjölkors fodermältning beräknats vid olika mjölkavkastningsnivåer och med olika beräkningsmetoder avseende energibehov och metanproduktion. Beräkningarna enligt Lindgren (1980) bygger på samma förutsättningar som angetts tidigare. Metanproduktionen har även beräknats med klimatpanelens riktlinjer, dels i en version där beräkningarna helt och hållet följt Tier 2 och dels i en modifierad version där energibehovet istället beräknats enligt fodervärderingssystemet Norfor. Resultaten visar att metanavgången ökar betydligt kraftigare vid ökad avkastning när metanproduktionen beräknats enligt klimatpanelens riktlinjer (10 kg metan för varje ytterligare 1000 kg mjölk med 4 % fett) än när Lindgrens metod används. Resultaten tyder även på att den beräknade metanproduktionen blir något högre när energibehovet beräknas enligt Norfor istället för klimatpanelens riktlinjer, vilket beror på ett högre beräknat energibehov vid samma avkastning och vikt. Det är dock viktigt att notera vilka grundantagande som gjorts i de olika beräkningarna. I klimatpanelens riktlinjer, Tier 2, anges mjölkavkastningen i kg mjölk med en fetthalt på 4 %, medan beräkningarna enligt Lindgren (1980) har gjorts utifrån kg ECM. När beräkningarna gjorts helt enligt klimatpanelens riktlinjer har energins smältbarhet satts till 70 %, och i den modifierade versionen som baseras på Norfor har smältbarheten satts till 69 % (IPCC, 2006e).

Tabell 30: Beräknad metanproduktion från mjölkors fodermältning vid olika avkastningsnivåer och med olika beräkningsmetoder

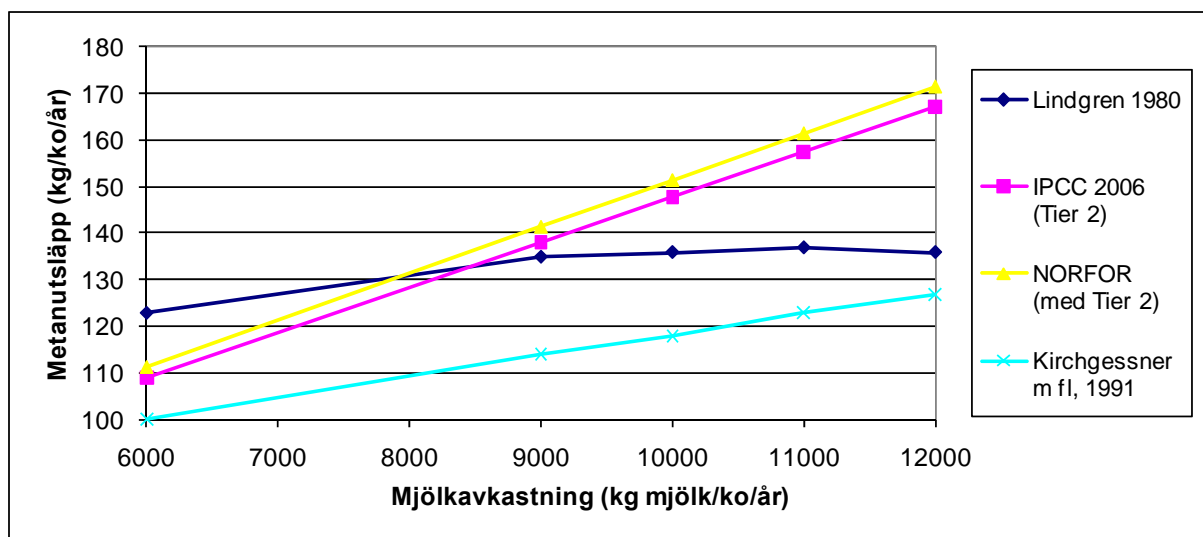
Mjölkavkastning (kg ECM)	Metanproduktion (kg CH ₄ /ko och år)			
	Lindgren ¹	IPCC Tier 2 ²	Norfor/IPCC Tier 2 ³	Kirchgesner ⁴
6 000	123	109	111	100
9 000	135	138	142	114
10 000	136	148	152	118
11 000	137	158	162	123
12 000	136	167	172	127

¹ Beräkningarna är gjorda enligt (Lindgren, 1980; Bertilsson 2001). Överutfodringen antas vara 10 %.

² Beräkningarna baseras helt på klimatpanelens riktlinjer, Tier 2 (IPCC, 2006e)

³ Beräkningarna för metanproduktionen baseras på klimatpanelens riktlinjer, Tier 2, men kons energibehov har beräknats enligt fodervärderingssystemet Norfor (Gustafsson & Volden, 2007)

⁴ Beräkningar enligt (Kirchgesner m fl, 1991)



Figur 10: Beräknade metanutsläpp kopplat till mjölkkavkastning enligt i) Lindgren (1980), ii) klimatpanelens riktlinjer ("IPCC Tier 2", se Bilaga 1), iii) energibehovet enligt Norfor och metanproduktionen enligt IPCC Tier 2, samt iv) Kirchgessner m fl (1991).

Beräkningarna enligt Lindgren (se Figur 10) antyder att det inte är ett linjärt samband mellan mjölkkavkastning och metanproduktion, medan klimatpanelens beräkningsmetod ger ett linjärt samband mellan mjölkkavkastning och metanproduktion. Enligt bland annat Mills m fl (2003) är det en mer trolig uppskattning att det inte är ett linjärt samband mellan dessa parametrar. Vid ett högre foderintag blir passagen genom vommen snabbare och de metanproducerande bakterierna hinner inte bearbeta fodret i samma utsträckning. Medelavkastningen för mjölkorna som ingår i den svenska kokontrollen ligger på drygt 9 100 kg ECM per ko och år. Vid denna avkastningsnivå ger de olika beräkningsmetoderna likartade resultat, förutom Kirchgessners beräkningsmodell som ger cirka 20 kg mindre metan per ko och år.

Beräkning av metanavgången vid kviguppfödning är om möjligt ännu osäkrare. Kvigor går oftast på bete under lång tid och uppfödningstiden kan variera stort. I Tabell 31 jämförs olika metoder för att beräkna metanproduktionen för kvigor som kalvar in vid 24 månaders respektive vid 30 månaders ålder. Underlaget för beräkningen enligt klimatpanelens riktlinjer framgår av Bilaga 4. Den uppskattade metanproduktionen blir högre när beräkningarna genomförs enligt Lindgrens metod än enligt klimatpanelens riktlinjer. De beräknade värdena i tabellen kan jämföras med att det viktade schablonvärdet för ungdjur eller andra idisslare är 57 kg metan/djur och år enligt Tier 1 i klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006e).

Tabell 31: Jämförelse mellan metanutsläpp fram till inkalvning vid olika uppfödningstider av kvigor¹

Inkalvningsålder	Ålder (månader)	Tillväxt (g/dag)	Metanutsläpp enligt (IPCC, 2006e)		Metanutsläpp enligt Lindgren (1980)
			(kg CH ₄ totalt)	(kg CH ₄ /kviga/år)	(kg CH ₄ /kviga/ år)
24 månader	6-12	750	24		
	12-24	750	76		
	Totalt		100	50	55
30 månader	6-12	750	24		
	12-24	500	99		
	Totalt		123	49	51

¹ Metanutsläppen är beräknade enligt IPCC (2006a) (Tier 2) och Lindgren (1980). Metanproduktionen antas vara försumbar fram till 6 månaders ålder.

9.3.6 Jämförelse mellan beräkningsmodeller

När olika beräkningsmodeller jämförs är det mycket viktigt att beakta hur metanemissionerna har räknats fram. I olika länder används olika metoder, men även inom samma land och med samma ekvation kan resultaten variera då t ex olika värden kan anges för smältbarheten av kolhydraterna. I Bertilsson (2001) antas smältbarheten vara 69 %, medan den i en svensk LCA-studie av några olika former för nötköttproduktion har varierats mellan 68,8 och 74,5% (Cederberg & Darelus, 2000).

Wilkerson m fl (1995) har gjort en sammanställning av ett flertal olika ekvationer för metanproduktion hos lakterande och icke-lakterande kor. Det fanns allt från enkla ekvationerna som enbart tog hänsyn till torrsubstansintag (bl a en ekvation av Axelsson (1949)) till mer komplicerade med uppdelade kolhydratfraktioner, råfett m.m. De fann att ekvationer som enbart baserades på dagligt torrsubstansintag och ekvationer som tog hänsyn till intag av smältbar cellulosa, hemicellulosa och fiberfria kolhydrater gav högst korrelationskoefficienter vid upprepning och lägst fel-skattning. Ekvationerna stämde dessutom bäst på icke-lakterande kor. Wilkerson m fl påpekar också att flera ekvationer användes utanför den nivå av data som de var uträknade för (Wilkerson m fl, 1995). Detta kan gälla även för Lindgrens metod (Lindgren, 1980).

Mills m fl påpekar att med ökat foderintag minskar andelen bruttoenergiförlust och att en beräkningsmodell baserad på torrsubstansintag eller bruttoenergi borde uppvisa ett olinjärt samband när metanproduktionen plottas mot energiintaget, vilket är fallet med ekvationen av Axelsson (1949) (Mills m fl, 2003). Mills m fl kommenterade varken Lindgren (1981) eller Kirchgessner m fl (1991).

Chagunda & Roberts (2008) har gjort beräkningar med tre olika typer av beräkningsmodeller utifrån praktiska försök med mjölkkor. De tre olika modellerna var i) Yates m fl (2000) vars ekvation bygger på grovfoderandel, torrsubstansintag och NDF ("neutral detergent fiber", en analysmetod för fiberinnehåll), ii) Mills m fl (2003) som bygger på intag av omsättbar energi och iii) Holter & Young (1992) vars ekvation är mycket komplex och tar hänsyn till råproteinintag, torrsubstansintag, fodrets smältbarhet, mjölkavkastning, mjölkfett, råfetthalt i fodret med mera. Den högsta metanproduktionen erhöles från den mer komplexa modellen, d v s Holter & Young (1992). Med denna modell beräknades metanproduktionen till 21,9 g/kg mjölk. Beräkningarna enligt Yates m fl (2000) gav 15,4 g/kg mjölk och Mills m fl (2003) gav 14,7 g/kg mjölk vid samma förutsättningar.

9.4 Rekommendation

Här rekommenderas att Lindgrens modell än så länge används för att beräkna metanutsläpp från nötkreaturens fodersmältning eftersom den bygger på svenska normer för utfodring och de enskilda parametrarna som behövs i formlerna är lätta att härleda. Tidigare studier tyder dessutom på att metanproduktionen inte ökar proportionerligt vid ökad avkastning och ökat foderintag, utan att en snabbare passage av foder genom vommen innebär att en mindre andel av fodret omvandlas till metan (Mills m fl, 2003). Lindgrens modell ger ett icke-linjärt samband mellan metanproduktion och avkastning, medan så inte är fallet för modellen enligt Kirchgessner (1991; 1995) eller klimatpanelens riktlinjer (Tier 2). Ekvationen enligt Kirchgessner m fl (1991) är endast användbar för mjölkkor och ekvationen enligt Kirchgessner m fl (1995) är svår att använda då den bygger på foderparametrar som inte analyseras regelmässigt. Naturvårdsverket konstaterar att Bertilssons reviderade beräkningarna utifrån Lindgrens modell är lätta att följa, men att de beräknas på en ideal produktion (Naturvårdsverket, 2002). De beräknade utsläppen från svenska mjölkkor ligger över klimatpanelens schabloner, men dessa schabloner är beräknade för en mjölkavkastning på endast 6 000 kg mjölk per ko och år. För rekryteringsdjuren ligger schablonerna avsevärt lägre än vad som beräknats med Lindgren modell (IPCC, 2006e). Många länder använder sig av klimatpanelens schabloner trots att de inte avspeglar landets produktion.

Tabell 32: Referensvärden för att bedöma metanproduktionen från nötkreatur. Baserat på (Lindgren, 1980; Bertilsson (2001))

Djurslag	Metanproduktion (kg CH ₄ /djur och år)
Mjölkkko, avkastning (kg ECM)	
7000	128
8000	132
9000	135
10000	136
11000	137
12000	136
Rekryteringskviga för mjölkproduktion, inkalvningsålder	
24 månader	51
27 månader	53
30 månader	55
Diko, vikt (kg)	
500	72
700	82
Tjur	
Extensiv grovfodertjur (uppfödningstid 19-22 månader)	59
Intensiv grovfodertjur (uppfödningstid 16-17 månader)	61
Krautfodertjur (uppfödningstid 14-15 månader)	56

Naturvårdsverket förespråkar att Sverige på sikt skall gå över till att räkna metanproduktionen enligt klimatpanelens metodik på grund av att jämförelse mellan länder då blir lättare att göra och att modellen ständigt uppdateras när nya internationella forskningsresultat finns tillgängliga (Naturvårdsverket 2002). I dagsläget bedöms inte beräkningarna enligt Tier 2 ge säkrare resultat än Lindgrens, då det i grund och botten är ungefär samma antagande om foderintag som görs.

När metanproduktionen från nötkreatur ska bedömas rekommenderas här att man i första hand utgår från Lindgrens modell (Lindgren, 1980). Uppgifter som behövs för att räkna med Lindgrens ekvation är:

- Levande vikt (kg)
- Underhållsbehov enligt normtabell (i MJ omsättbar energi alternativt smältbar energi)
- Utfodrad mängd foder; energiinnehåll, råproteinhalt och andel grovfoder
- Produktionsresultat:
 - För mjölkkkor och dikor: Mjölkkavkastning (kg ECM). Observera att avkastningen avser bruttoproduktionen och inget avdrag ska göras för spill, mjölk som går till kalven etc.
 - För växande ungdjur: Tillväxt (g/dag). Uppfödningstid (månader)

I andra hand kan referensvärden enligt Tabell 32 användas.

9.5 Diskussion

Sverige har idag en officiell metod för att beräkna metanproduktionen hos både mjölkkor och övriga nötkreatur som används vid klimatrapporteringen (Lindgren, 1980; Bertilsson, 2001). Den ger ungefär samma resultat som beräkningarna som görs i andra EU-länder (se t ex Höglund-Isaksson m fl, 2006) eller enligt Tier 2 i klimatpanelens riktlinjer. För den genomsnittliga nötkreaturspopulationen i Sverige räcker detta bra. Vill vi däremot kunna visa på effekter av hur utfodring eller uppfödningformer påverkar metanproduktionen så har ekvationerna begränsningar. Förutom dessa begränsningar är det i praktisk utfodring svårt att få fram rätt värden på vad djuren egentligen äter, både vad det gäller mängd och kvalitet. Det kan t ex vara svårt att få ihop alla data angående mängd foder (speciellt grovfodret) som används på en gård, liksom fodrets totala sammansättning av energi och andra näringsämnen som påverkar ekvationerna för metanberäkningarna.

För att kunna jämföra värden mellan studier eller länder är det enklare om alla använder samma beräkningsgrunder. Idag finns ingen bra ekvation som kan ta hänsyn till skilda foderstater. Ekvationerna enligt Lindgren (1980) bygger på gamla försök och foderstater, som dessutom genomfördes på kastrerade får. Ekvationerna är dock lätta att följa och kan relativt enkelt anpassas till dagens normer för såväl vuxna som växande nötkreatur.

Det har startats försök på SLU för att utveckla bättre metoder för att mäta metanproduktionen från dagens högproducerande kor (Jeppsson m fl, 2008). Preliminära resultat visar att metanproduktionen ligger på cirka 300 g per ko och dag (ibid), vilket överensstämmer med de teoretiska beräkningar som har gjorts på svenska mjölkkor. Man håller på att genomföra flera mätningar av metan i stallar med mjölk- och köttjur (Jeppsson pers medd, 2008). Svenska försök med tracermetod kommer att ge mycket intressant information om metanproduktionen från djur som får en svensk foderstat. Det är mycket viktigt att få fram mätta värden av metanutsläpp från dagens högproducerande mjölkkor och köttjur.

För att få en korrekt helhetsbild är det viktigt att beakta gårdens totala produktion. En god hälsa, hög fruktsamhet och låg rekryteringsgrad ger totalt sett mindre metanproduktion på gården.

10 Metan från övriga djurs fodermältning

Vid fodermältningen bildas metan som en av flera produkter när mikroorganismer bryter ner foder i en syrefri (anaerob) miljö. Den mikrobiella nedbrytningen är nödvändig för djur som äter grovfoder för att de ska kunna tillgodogöra sig energin i cellulosa eftersom djuren inte själva kan spjälka cellulosan enzymatiskt. Metanproduktionen hos nötkreatur har beskrivits i föregående kapitel. Här beskrivs metanproduktionen hos övriga husdjur.

Metan bildas i varierande grad vid fodermältningen. Får och getter är idisslare och bildar därmed metan i vommen, men eftersom dessa djur väger och äter mindre än nötkreaturen blir metanproduktionen per djur betydligt lägre. Hästar tillhör gruppen grovtarmsjäsnare vilket innebär att den mikrobiella nedbrytningen av fodret sker efter tunntarmen, i detta fall i blindtarmen och i den första delen av grovtarmen. Hästarna tar dock upp de mest lättillgängliga näringsämnen redan i magsäck och tunntarm, och därmed finns bara mer svårnedbrytbara fraktioner kvar till jäsningen och dess intensitet blir därmed relativt låg. Metanproduktionen hos enkelmagade djur som t ex grisar är låg eftersom de får sin energi huvudsakligen via enzymatisk spjälkning av stärkelse, socker etc. och deras nedbrytning av cellulosa är mycket låg. (Björnhag m fl, 1989)

I klimatpanelens riktlinjer föreslås att schablonvärden (Tier 1) används för att uppskatta metanproduktionen vid fodermältning från andra husdjur än nötkreatur (IPCC, 2006b). För får kan det dock vara motiverat med mer detaljerade beräkningar (Tier 2) om metanproduktionen från fårens fodermältning utgör en relativt stor andel av landets växthusgasutsläpp. Vid beräkningar på gårdsnivå är detta motiverat att göra på fårgårdar. Tier 2-beräkningarna för får följer samma principer som för nötkreatur (se Bilaga 4), men med specifika emissionsfaktorer etc. som är framtagna för får. I Tabell 33 har schablonvärden för metanproduktion från olika husdjurs fodermältning sammanställts baserat på klimatpanelens riktlinjer, Tier 1. Det saknas tillräckligt underlag för att kunna sätta något värde på eventuell metanproduktion från fåglarnas fodermältning. Emissionsfaktorerna i tabellen motsvarar schablonvärden för utvecklade länder och vid angivna vikter. Om djurens vikter avviker från denna standardvikt kan emissionsfaktorn korrigeras genom att den multipliceras med kvoten mellan vikterna (den verkliga vikten dividerat med standardvärdet) upphöjt till 0,75. (IPCC, 2006b)

När Sverige rapporterar metanproduktionen från fodermältningen för kategorierna får, getter, hästar respektive grisar används klimatpanelens schablonvärden (se Tabell 33). Ingen uppdelning görs i underkategorier, t ex av kategorin grisar i underkategorierna avelsgaltar, suggor, slaktsvin och smågrisar, utan schablonvärdet antas gälla som ett viktat medel för alla djur inom en kategori (Naturvårdsverket, 2007a). Av alla grisar i Sverige är knappt två tredjedelar slaktsvin (>20 kg), knappt en tredjedel smågrisar (< 20 kg) och drygt en tiondel suggor för avel (SCB, 2007). På den enskilda gården är det dock troligt att denna fördelning ser annorlunda ut eftersom smågris- och slaktsvinsproduktion ofta sker på olika gårdar, och därmed torde emissionsfaktorn variera mellan gårdar. På en griskård står dock metanproduktionen från djurens fodermältning för en relativt liten andel av gårdens totala växthusgasutsläpp.

Tabell 33: Schablonvärden för metanutsläpp från husdjurens fodermältning (IPCC, 2006b)

Djurslag	kg CH ₄ /djur och år ¹	Levande vikt (kg) ²
Får	8	65
Getter	5	40
Hästar	18	550
Grisar	1,5	
Höns, kycklingar ³	n.a.	

¹ Avser angivna värden för Tier 1-metoden för utvecklade länder. Osäkerheten är ± 30-50 %.

² Om djuren har annan vikt kan emissionsfaktorn korrigeras genom att den multipliceras med kvoten mellan vikterna upphöjt i 0,75. För ett stort halvblod (700 kg) skulle utsläppen då bli $18 \cdot (700/550)^{0,75} = 22$ kg metan per år, och för en ponny (350 kg) skulle de bli $18 \cdot (350/550)^{0,75} = 13$ kg metan per år.

³ Tillräckligt underlag saknas för att kunna ge något värden för fåglarna.

11 Växthusgasutsläpp från stallgödsel

I detta kapitel beskrivs växthusgasutsläppen som sker vid lagring och spridning av stallgödsel, från det att gödseln lämnar djuren tills den tillförts markekosystemet. Här ingår emissioner som sker i stallet, vid lagring och vid spridning alternativt på bete. Lustgasemissioner som sker till följd av att betes- eller stallgödsel tillförs marken beräknas enligt de modeller som beskrivs i kapitel 1 om lustgasemissioner från mark. Detta gäller både direkta emissioner av lustgas och indirekta lustgasemissioner som orsakas av att ammoniak avgår vid spridningen som sedan omvandlas till lustgas i andra delar av ekosystemet. Metanemissionerna vid spridning av stallgödsel bedöms vara försumbara och ingår inte (se t ex Rodhe & Pell, 2005).

11.1 Stallgödselhantering i Sverige

Stallgödsel är ett gemensamt namn för träck, urin, strömedel, foderrester och vatten (t ex nederbörd, spill-, disk- och skölvatten). Beroende på torrsubstanshalt benämns stallgödseln som flytgödsel (pumpbar, generellt <12 % ts), kletgödsel (ca 12-20 % ts), fastgödsel (staplingsbar, ca <20 % ts), djupströgödsel (staplingsbar, ca <25 % ts) samt urin (någon % ts) (Jordbruksverket, 2008b). Flytgödsel samt fastgödsel och urin är de vanligaste formerna. Under senare år har det skett en förhållandevis stor övergång från fast- till flytgödsel vid mjölk- och grisproduktion. Idag hanteras gödseln från drygt 70 % av mjölkorna och ca 90 % av slaktsvinen som flytgödsel. Andra nötkreatur än mjölkkor samt suggor går till relativt stor del på djupströbäddar (SCB, 2008d). Gödsel från höns och slaktkycklingar hanteras generellt som klet- eller fastgödsel. Övergången till mer flytgödsel i mjölk- och grisproduktionen är en av de bidragande orsakerna till att lustgasavgången från gödsellagringen i Sverige har minskat, samtidigt som metanproduktionen är större från ett flytgödsellager än ett fastgödsellager (Naturvårdsverket, 2007a).

Den utsöndrade mängden träck och urin samt dess växtnäringsammansättning varierar mellan gårdar och mellan år bl a beroende på foderstat och intensitet i uppfödningen. Gödselns sammansättning påverkas även av strömedel och hur mycket vatten som blandas in i gödsel. Normtal för kväveinnehållet i färsk träck och urin kan hämtas från Jordbruksverkets riktlinjer för gödsling och kalkning (se Tabell 34 nedan för sammanställning) (Jordbruksverket, 2008b). I tabellen ingår även uppgifter om träckens innehåll av organiskt material (Naturvårdsverket, 2009).

Tabell 34: Årsproduktion av kväve och organiskt material (VS) i färsk träck och urin från olika djurslag (Jordbruksverket, 2008b; Naturvårdsverket, 2009)¹.

	Mjölko, avkastning (kg mjölk/år)			Kviga/Stut	Kviga/Stut	Gödtjur
	6000	8000	10000	< 1 år	> 1 år	1-12 mån
Kväve (kg)	100	117	139	21	47	32
VS (ton)	1,8	1,9	2,0	Ca 0,3	0,82	Ca 0,4
	Vallfodertjur ²	Betestjur ²	Diko ³	Sugga i produktion	Smågrisar	Slaktsvinsplats (3 omg/år)
Kväve (kg)	36	40	63	23	0,5	11
VS (ton)	n.a.	n.a.	0,83	0,25	0,016	0,13
	Värphöns (100 st)	Unghöns (100 st)	Slaktkyckling (100 st)	Kalkon (100 st)	Häst	Får
Kväve (kg)	52	22	28	69	48	14

¹ Avser den totala produktionen under året. Om djuren går på bete måste hänsyn tas till hur stor andel av gödseln som hamnar på betet och i stallet. Värdena om VS-innehåll baseras på uppgifter om gödseln torrsubstansinnehåll (se även Tabell 37). Här antas att VS är 87 % av TS för nöt- och svingödsel (Dustan, 2002).

² Uppgifter för vallfoder- och betestjurar har inte påträffats. I klimatrapporeringen antas att VS-innehållet i gödsel från övriga nötkreatur än mjölkkor är 0,625 ton VS per år.

³ Avser när kon står på stall. Under betessäsongen bedöms VS-produktionen vara knappt 40 % högre (Naturvårdsverket, 2009).

⁴ Enligt beräkningar i STANK in MIND är gödselproduktionen ca 50 % högre för suggor i satellit än för suggor i produktion.

11.2 Växthusgasutsläpp från stallgödsel

Metan bildas när mikroorganismer bryter ner organiskt material, framförallt lättnedbrytbara fraktioner som proteiner, fett och korta kolhydrater, i en syrefri (anaerob) miljö. Metanproduktionen är temperaturberoende. Vid låg temperatur avtar mikroorganismernas aktivitet och därmed även metanavgången. Mängden metan som bildas vid lagring av stallgödsel påverkas även av parametrar som lagringstid och gödselns sammansättning (IPCC, 2006b). Vid långa lagringstider hinner en större andel av det organiska materialet brytas ner. Gödsel från idisslare ger generellt mindre metan per kg organiskt material än gödsel från enkelmagade djur eftersom fodret redan brutits ner av mikroorganismer i vommen och andelen lättomsättbart organiskt material är lägre.

För stallgödselns del sker den allra mesta metanproduktionen i gödsellagret. I ett flytgödsellager är miljön anaerob och metanproduktionen kan då vara betydande. Mängden metan som når atmosfären påverkas dock av eventuell täckning av flytgödsellagret. Om det finns ett svämtäcke kommer en del av metanet att brytas ner (oxideras) när gasen passerar genom det porösa svämtäcket. Metanutsläppen från lagret bedöms därmed vara lägre om det finns ett svämtäcke än om det saknas (Dustan, 2002; IPCC, 2006b).

För gödsel som lagras som fastgödsel eller släpps på bete är syretillgången större, och metanproduktionen blir därmed lägre. Om syretillförseln är dålig, t ex till följd av dålig struktur, hög densitet eller att gödselhögarna täcks, kan metanproduktionen bli högre. Metan kan även bildas medan fastgödseln komposteras eftersom den snabba komposteringsprocessen förbrukar stora mängder syre och syrefria zoner kan då bildas om luftflödet är begränsat. Metanproduktionen stimuleras även av den höga temperaturen som uppstår vid komposteringen. Mätningar tyder på att metanproduktionen kan vara hög under några veckor efter det att fastgödseln börjat komposteras, men att produktionen sedan avtar när temperaturen sjunker (Hansen m fl, 2002). Metan kan även bildas några decimeter ner i djupströbäddar eftersom den höga mikrobiella aktiviteten i ytan av bädden genererar värme och förbrukar syre vilket kan ge anaeroba zoner längre ner i bädden (ibid).

Lustgas bildas dels direkt via nitrifikation och denitrifikation av kvävet som finns i stallgödseln, dels indirekt via förluster av ammoniak och olika kväveoxider som omvandlas till lustgas i andra delar av ekosystemet. För att lustgas ska bildas i gödseln måste först ammoniak oxideras till nitrat (nitrifikation), vilket kräver tillgång till syre. Denitrifikation, d v s när nitrat och nitrit omvandlas till luftkväve och lustgas, sker under helt eller nästan helt syrefria förhållanden.

Den direkta lustgasavgången är beroende av gödselns kväve- och kolinnehåll, vattenhalt, temperatur, lagringstid och hur gödseln hanteras. Mängden lustgas ökar vid lägre pH, hög nitrathalt och mindre tillgång till fukt (IPCC, 2006b). I en miljö där det finns omväxlande syrefria och syrerika zoner kan både nitrifikation och denitrifikation ske, vilket gynnar lustgasavgången. Sådana miljöer förekommer bl a i svämtäcket på flytgödsel och i fastgödsel. Sammantaget innebär detta att lustgasavgången bedöms vara större från fastgödsel och flytgödsel med svämtäcke än flytgödsel utan svämtäcke, vilket är det motsatta förhållandet jämfört med metanemissioner från fast- och flytgödselsystem (Dustan, 2002; IPCC, 2006b). Lustgasavgången tycks kunna vara betydande från djupströbäddar, vilket kan bero på att lustgasproduktionen stimuleras av tramp och omblandning av gödsel och strömedel (IPCC, 2006b).

De indirekta lustgasemissionerna styrs till stor del av ammoniakförlusterna är i stall, lager och fält. För att minska ammoniakförlusterna är det viktigt att hålla nere luftomsättningen över gödselytan, t ex genom täckning eller liten kontaktyta med luften. Ammoniakavgången blir även lägre vid låg temperatur och lågt pH. Temperaturen i gödseln kan t ex sänkas i system med gödselvärmepump där man med kollektorslangar och värmepump hämtar värme från gödsel. Vid ett lägre pH-värdet

förskjuts jämvikten mellan ammonium och ammoniak så att andelen ammoniumkväve ökar. Gödselns pH-värde kan t ex sänkas genom tillsats av syra, vilket även hämmar metanproduktionen i gödsellagret (Greppa Näringen, 2008b). Kol/kväveknoten påverkar ammoniakavgången då mikroorganismerna kan binda mer kväve i organiska föreningar vid god tillgång på kol. Dessutom påverkas ammoniakavgången av mängden strömedel och på deras uppsugande förmåga. Torv, som har god uppsugningsförmåga, kan dessutom minska ammoniakförlusterna eftersom den sänker pH-värdet. Ammoniakförlusterna i stall anges i litteraturen variera mellan ca 5-20 % av gödselns kväveinnehåll, där djupströ generellt ger höga förluster och stall med uppbundna kor ger lägre förluster bl a eftersom gödselyta mot luften är liten. (Greppa Näringen, 2008a)

Lagringsförlusterna av kväve anges vara lägst för flytgödsel (några %), högre för fastgödsel (ca 20 %) och högst för djupströgödsel och urin (30-40 %), men det finns många faktorer som t ex täckning, temperatur och luftväxlingar som påverkar förlusterna. Täckning av urin- eller flytgödselbrunn beräknas minska ammoniakförlusterna kraftigt, speciellt om lagren förses med tak (Jordbruksverket, odat.). Spridningsförlusterna varierar mycket parameterar som gödselag, spridningsteknik, spridningstidpunkt, gröda, nedbrukningstid och väder påverkar avgången. Snabb nedbrukning eller spridning i växande gröda är två åtgärder för att hålla nere förlusterna (Greppa Näringen, 2008a).

Ammoniakförluster från stallgödselhanteringen på en gård, inklusive förluster från stall, lager och spridning, kan bl a beräknas med Jordbruksverkets dataprogram STANK in MIND (Jordbruksverket, odat.). Det finns även skriftliga sammanställningar över ammoniakförluster från flera olika stallgödselhanteringssystem och spridningsalternativ, se t ex Karlsson & Rodhe (2002).

Än så länge finns det relativt få svenska mätningar och fältförsök om lustgas- och metanemissioner från stallgödselhantering som man har publicerat resultat ifrån. Mycket av forskningen och försöken om stallgödsel har hittills handlat om kväveförluster och andra växtnäringfrågor. Det pågår dock en del forskning om metan- och lustgasemissioner från stallgödselhantering bl a vid JTI, Institutet för jordbruks- och miljöteknik (se t ex Rodhe m fl (2008)). Resultat från denna forskning kommer att publiceras under 2009.

I ett fältförsök söder om Uppsala undersöktes skillnader i bl a lustgas- och metanavgången mellan olika tekniker (bandspridning och täckt ytmyllning) för att sprida flytgödsel (Rodhe & Pell, 2005). Försöken las upp som randomiserade blockförsök (tre block med sex led). I de gödslade leden la man 25 ton nötflytgödsel per hektar, motsvarande 68 kg totalkväve per hektar. Enligt mätningarna var lustgasavgången signifikant högre från leden där gödseln myllats ner än i de ogödslade leden och där gödseln spridits på ytan (bandspridning). Någon förklaring till denna skillnad gavs inte. Mätningarna av metanavgången visade på viss avgång närmast efter spridningen, men vid senare mättillfällen var metanavgången negativ och nettoeffekten blev därmed att mer metan konsumerades än avgick från marken.

11.3 Beräkning av växthusgaser från stallgödsel

Detta kapitel omfattar metan som bildas från stallgödsel från det att gödseln lämnar djuret, och inkluderar lagring och hantering av stallgödsel och gödsel som släpps på bete. Här beskrivs beräkningsmodellerna enligt klimatpanelens riktlinjer vilken även används i Sveriges klimatrapportering. Modellerna bedöms vara väl användbara för att beräkna växthusgasutsläppen från svenska gårdar, men vissa emissionsfaktorer (t ex MCF och EF_3 , se förklaring nedan) kan komma att uppdateras när resultat från svenska försök blir tillgängliga.

Tabell 35: Maximal metanproduktionspotential, B_0 , för gödsel från olika djurslag (IPCC, 2006e)

Djurslag	B_0 (m^3 CH ₄ /kg VS) ^a
Mjölkkor	0,24
Övriga nötkreatur	0,18
Gris (slaktsvin och avelsdjur)	0,45
Får	0,19
Get	0,18
Häst	0,3
Värphöns	0,39
Slaktkyckling	0,36

^a Avser standardvärden för Västeuropa (nötkreatur och gris) och utvecklade länder (övriga djurslag).

11.3.1 Metanutsläpp

I klimatpanelens riktlinjer (Tier 2) beräknas metanutsläppen från lagring och hantering av stallgödsel enligt principen (IPCC, 2006e):

$$\text{Metanutsläpp (kg CH}_4\text{)} = \text{VS} \cdot B_0 \cdot 0,67 \cdot \text{MCF}$$

Ekvation 12

Där:

VS = Organiskt material ("Volatile Solids") i träcken som lämnar djuren (kg), både lätt- och svårnedbrytbart organiskt material. I denna beräkningsmetod ingår *inte* strömedel (spån, halm, torv etc.) i mängden VS som ska redovisas. Mängden och typen av strömedel varierar mycket mellan olika stallgödselsystem och olika länder. Strömedel används i störst mängder i torra gödselhanteringssystem där metanproduktionen är relativt låg, vilket innebär att detta avsteg har liten betydelse för de totala nationella växthusgasutsläppen.

B_0 = Maximal metanproduktionspotential [m^3 /kg VS i gödseln]. Potentialen varierar mellan olika djurslag och foderstater. Ett urval av de produktionspotentialer som anges som standardvärden i riktlinjerna framgår av Tabell 35. Riktlinjerna rekommenderar dock att nationella faktorer används. I avvaktan på att svenska faktorer tas rekommenderas här att värdena enligt klimatpanelens riktlinjer används.

0,67 = Omräkningsfaktor för att räkna om m^3 metan till kg metan.

MCF = Står för "Methane Conversion Factor". Denna faktor anger hur stor andel av metanproduktionspotentialen som uppnås. Hänsyn tas till lagringssystem och temperatur vid lagringen. I Tabell 36 ges en urval av faktorer för olika gödselsystem och lagringstekniker (IPCC, 2006e). Värdena i tabellen gäller vid medeltemperatur som är under eller lika med 10 °C, dvs det lägsta temperaturintervallet som anges i referensen. I avvaktan på resultat från pågående svenska försök rekommenderas här att värdena enligt klimatpanelens riktlinjer används.

Tabell 36: Metanomvandlingsfaktor, MCF, för olika lagringstekniker av stallgödsel vid medeltemperatur ≤ 10 °C (IPCC, 2006e)^a

Lagringsteknik	MCF (% av B_0)	Kommentar
Bete, rastfälla	1	Gödsel som får ligga kvar orörd på marken
Fastgödsel	2	
Flytgödsel, utan svämtäcke	17	
Flytgödsel, med svämtäcke	10	Svämtäcket antas reducera emissionerna med ca 40 %
Djupströ gris och nöt	3	Avser lagringstid kortare än en månad
Djupströ gris och nöt	17	Avser lagringstid längre än en månad
Fågelgödsel	1,5	

^a MCF anges som procent av metanproduktionspotentialen B_0 (se Tabell 35).

I Sveriges klimatrapportering beräknas metanemissionerna utifrån klimatpanelens riktlinjer och med de standardvärden för B₀ och MCF som anges där (Naturvårdsverket, 2007a).

Mängden VS i gödsel från ett djur kan variera mellan gårdar beroende på djurets foderintaget och fodrets omsättbarhet. Mängden VS kan beräknas genom att utgå från foderintag samt fodrets omsättbarhet och sammansättning (se Ekvation 13) (IPCC, 2006e). De parametrar som ingår i ekvationen används även för att beräkna metanproduktionen från djurens fodersmältning enligt Tier 2 i klimatpanelens riktlinjer (se Bilaga 4).

$$VS = \left[GE * \left(1 - \frac{DE \%}{100} \right) + (UE * GE) \right] * \left(\frac{1 - ASH}{18,45} \right) \quad \text{Ekvation 13}$$

Där:

VS = Mängden organiskt material [kg]

GE = Intaget av bruttoenergi [MJ].

DE = Energins smältbarhet, uttryckt som procent av GE. För nötkreatur som föds upp på en stor andel koncentrat (>90 %) uppskattas DE till 75-85 % och för djur som går på bete till 55-75 %.

UE = Urinenergi, angiven som en andel av GE. UE uppskattas ofta till ca 0,04 för idisslare, och till 0,02 för enkelmagade djur och idisslare som får en kraftfoderrik foderstat.

ASH= Gödselns innehåll av aska.

18,45 Står för det standardvärde som anges för bruttoenergiinnehållet i foder (18,45 MJ/kg ts). Detta värde är relativt konstant för olika grovfoder och för spannmål.

Om utgår från en mjölkko med ett bruttoenergibehov på i genomsnitt 324 MJ/dag (se beräkningar i Bilaga 4), att smältbarhet är 70 %, urinenergin är 4 % och att gödselns innehåll av aska är 13 % ger Ekvation 13 att mängden organiskt material i gödsel skulle vara 5,19 kg VS per dag, eller 1,9 ton VS per ko och år.

I klimatpanelens riktlinjer anges även standardvärden som kan användas för att bedöma mängden VS per djur (se Tabell 37). Dessa värden är uppdelade efter olika världsdelar. Mängden VS kan även baseras på labbanalyser av gödselns sammansättning, men analyserna ska spegla innehållet i färsk träck och urin. Det organiska materialet kommer att brytas ner när gödsel lagras och strömedel ska enligt klimatpanelens riktlinjer inte ingå när metanproduktionen från stallgödsellagret beräknas.

Tabell 37: Standardvärden för mängden organiskt material (VS) i träck från olika djurslag (IPCC, 2006e)

Djurslag	Organiskt material i träck		Levande vikt (kg)
	kg VS/djur och dag	Osäkerhet	
Mjölkkor ¹	5,4	±20 %	604
Mjölkkor ²	5,1	±20 %	600
Övriga nötkreatur ¹	2,4	± 35 %	389
Övriga nötkreatur ²	2,6	± 35 %	420
Slaktsvin ²	0,3	± 25 %	50
Avelsdjur, suggor ²	0,46	± 25 %	198
Får ³	0,4		48,5
Häst ³	2,13		377
Höns ³	0,02		1,8
Kyckling ³	0,01		0,9

¹ Beräknat medelvärde för regionen Nordamerika.

² Beräknat medelvärde för regionen Västeuropa.

³ Beräknat värde för utvecklade länder. Osäkerheten för dessa värden är ±50 %

11.3.2 Lustgasutsläpp

Här ingår direkta och indirekta lustgasutsläpp från stallgödselhanteringen från stall och lager. Lustgasemissioner som sker i vid spridning av stallgödsel och från gödsel som släpps på bete eller i rastfällor beskrivs i kapitel 1.

I klimatpanelens riktlinjer beräknas de **direkta lustgasutsläppen** från lagring av stallgödsel enligt (IPCC, 2006e):

$$\text{Direkta lustgasutsläpp [kg N}_2\text{O]} = N_{\text{ex}} * EF_3 * 44/28 \quad (\text{Ekvation 14})$$

Där:

N_{ex} = Årlig kväveutsöndring från djuren [kg N]. Mängden kväve i träck och urin från djuren kan beräknas utifrån uppgifter om foderintag, kväveinnehåll i fodret och hur mycket kväve som djuret använder för tillväxt och produktion av mjölk, ull etc.

EF_3 = Emissionsfaktor för direkta lustgasemissioner från stallgödsellager [kg N₂O-N/kg utsöndrat N]. Andelen av kvävet som avgår som lustgas påverkas bl a av lagringsteknik, lagringstid, tillgång till syre och kväve i oxiderad form. I Tabell 39 finns ett urval av de standardvärden som anges för EF_3 i klimatpanelens riktlinjer. Riktlinjerna rekommenderar dock att nationella emissionsfaktorer används.

44/28 = Omräkningsfaktor för att konvertera kg lustgaskväve (N₂O-N) till kg lustgas (N₂O)

De **indirekta lustgasemissionerna** som orsakas av luftburna kväveförluster (ammoniak och eventuella kväveoxider) från stall och lager beräknas som:

$$\text{Indirekta lustgasutsläpp [kg N}_2\text{O]} = N_{\text{volatilization}} * EF_4 * 44/28 \quad (\text{Ekvation 15})$$

Där:

$N_{\text{volatilization}}$ = Mängden kväve från träck och urin som avgår ammoniak och kväveoxider [kg N].

EF_4 = Emissionsfaktor för indirekta lustgasemissioner från luftburna kväveförluster [kg N₂O-N/kg NH₃-N och NO_x-N som avgått]. Standardvärdet för EF_4 i klimatpanelens riktlinjer är satt till 0,01 kg N₂O-N/kg NH₃-N och NO_x-N, med ett osäkerhetsintervall på 0,002-0,05.

44/28 = Omräkningsfaktor för att konvertera kg lustgaskväve (N₂O-N) till kg lustgas (N₂O)

De luftburna kväveförlusterna från stallgödselhanteringen kan beräknas med Jordbruksverkets växtnäringssystem STANK in MIND.

Tabell 38: Emissionsfaktor för direkta lustgasemissioner, EF_3 , för olika lagringstekniker av stallgödsel (IPCC, 2006e)

Lagringsteknik	EF_3 (kg N ₂ O-N/kg utsöndrat N)	Kommentar
Fastgödsel	0,005	>20 % ts
Flytgödsel, utan svämtäcke	0	Emissionerna antas vara försumbara p g a avsaknaden av oxiderade kväveformer och obefintlig nitrifikation och denitrifikation
Flytgödsel, med svämtäcke	0,005	
Djupströ, utan omblandning	0,01	
Djupströ, med omblandning	0,07	
Fågelgödsel	0,001	

11.4 Rekommendation

När man ska beräkna växthusgasutsläpp från gödselhanteringen på en svensk gård rekommenderas här att man än så länge följer de modeller enligt klimatpanelens riktlinjer som beskrivits ovan och de värden för B_0 och MCF (avser metanproduktionen) respektive EF_3 som anges där. Det pågår dock projekt i Sverige där man mäter växthusgasutsläppen från stallgödselhanteringen. När resultaten från dessa projekt publicerats bör dessa värden uppdateras för att bättre spegla svenska förhållanden avseende t ex temperatur i gödsellager och lagringstid. I klimatpanelens riktlinjer anger man t ex standardvärden för MCF vid olika medeltemperaturer, där det lägsta temperaturintervallet är ≤ 10 °C. Medeltemperaturen i svenska gödsellager kan dock vara lägre och uppehållstiden i stallet kortare, och eftersom de metanproducerande mikroorganismernas aktivitet är starkt temperaturberoende torde MCF kunna vara lägre för svenska förhållanden.

Här rekommenderas att man i första hand utgår från gårdsspecifika uppgifter om kväveinnehållet i gårdens stallgödsel och om kväveförluster i stall och lager. Stallgödselns kväveinnehåll varierar kraftigt mellan gårdar bl a beroende på skillnader i utfodring och kväveförluster i stall och lager, och det är därför bäst om man kan använda uppgifter från gödselanalyser för att bedöma kväveinnehållet. Uppgifter om förluster och gödselns kväveinnehåll kan även beräknas utifrån normtal eller t ex med STANK in MIND. Observera att klimatpanelens modeller baseras på mängden kväve i färsk träck och urin. Det innebär att man måste ta hänsyn till ammoniakförluster som skett före provtagning om man använder uppgifter från gödselanalyser.

Det kan vara svårt att hitta rätt uppgifter om mängden VS i gödseln. I de analyser som görs på gödsel eller beräkningarna av stallgödselbalanser ingår generellt strömedel och man anger betydligt oftare gödselns innehåll av torrsubstans än av organiskt material. Med de värden för B_0 och MCF som anges i klimatpanelens riktlinjer ska man inte räkna med strömedel i mängden VS. Om man tar med strömedlen kommer man att överskatta mängden VS i gödsel och de beräknade metanemissionerna blir därmed högre. Förhållandet mellan mängden torrsubstans och VS verkar även kunna variera mycket mellan olika analyserade gödselprover och gödselslag (Dustan, 2002; Baky & Olsson, 2008), och det kan därför vara svårt att hitta en omräkningsfaktor som är relevant i det enskilda fallet om man inte analyserat gödselns VS-innehåll. Här rekommenderas att man använder uppgifter från gödselanalyser endast om mängden strömedel är försumbar och VS-halten kan bedömas. Gödselns torrsubstansinnehåll kan även beräknas med ett växtnäingsprogram, t ex STANK in MIND, men då måste man vara uppmärksam på om strömedel ingår. Rekommendationen är i så fall att beräkna stallgödselproduktionen från en viss djurbesättning utifrån att alla djur går på flytgödsel (om det är tillämpligt för det aktuella djurslaget) eftersom flytgödsel bedöms vara gödselsystemet där man generellt använder minst mängd strömedel. Mängden organiskt material i gödsel kan även bedömas utifrån de tabellvärden och ekvationer som beskrivits ovan.

Det finns flera parametrar som bidrar till att metanproduktionen från svensk stallgödsel riskerar att överskattas när den beräknas enligt klimatpanelens riktlinjer. Metanproduktionen avtar vid låga temperaturer, och det är därför viktigt med värden på MCF som speglar det svenska klimatet. Strömedlen är generellt mer svårnedbrytbara för mikroorganismerna vilket innebär att den maximala metanproduktionen torde vara lägre från stallgödsel med strömedel än från gödsel utan inblandning av strömedel. Som diskuterats ovan finns det även risk för att man överskattar mängden organiskt material i gödsel, och därmed även metanproduktionen, om man inte tar hänsyn till strömedlens betydelse. Detta har särskilt stor betydelse för djupströgödsel eftersom mängden strömedel är mycket stor. Resultaten från den forskning som genomförs i Sverige kommer ge oss mer kunskap och beräkningsunderlag som är anpassat för svenska förhållanden.

12 Nulägesanalys av exempelgårdar

I detta kapitel presenteras nulägesanalyser av tre exempelgårdar med olika driftsinriktningar. Syftet med analyserna är att exemplifiera hur de beskrivna metoderna och resultaten från litteraturgenomgången kan användas. Syftet har inte varit att analysera eller statistiskt bearbeta det svenska jordbrukets klimatpåverkan, varken totalt för hela landet eller för enskilda lantbruksföretag, och resultaten från nulägesanalyserna ska därmed INTE tolkas som representativa för respektive driftsinriktning!

12.1 Metod

I nulägesanalyserna redovisas de beräknade växthusgasutsläppen som sker på gården och till följd av de insatsvaror som används där. Här redovisas även energianvändningen som sker på gården och för inköpta tjänster (t ex extern torkning av egenproducerat foder). Energianvändningen anges som sekundär energi, d v s i den form den används i processerna, vilket här avser MJ el, fossil energi och förnybar energi. Produktionen och användningen av el och bränslen orsakar växthusgasutsläpp, och utsläppsnivåerna kan variera mycket mellan olika produktionsformer. Detta är speciellt tydligt för elproduktion där t ex el från ett koleldat kraftverk ger upphov till ca 1 kg koldioxidekvivalenter per kWh el (sett till elproduktionens hela livscykel), medan el från vind- eller vattenkraft bara ger några gram koldioxidekvivalenter per kWh el (se vidare kapitel 6.1.1). Genom att redovisa energianvändningen i nulägesanalyserna blir det lättare att byta till andra omräkningsfaktorer för att bedöma klimatpåverkan av t ex den el som används, och därmed underlättas även jämförelsen mellan olika studier.

12.1.1 Funktionell enhet

I analyserna av exempelgårdarna har hela gården betraktats som den gemensamma räknebasen eller funktionella enheten. Alla växthusgasutsläpp som kan kopplas till gårdens drift har därför summerats och redovisas för hela gården. Analyserna avser driften under ett år. Anledningen till att resultaten redovisas för hela gården som en enhet är att analyserna och den kommande rådgivningsmodellen har ett tydligt företagsperspektiv. Resultaten ska även användas för att analysera vilka effekter olika åtgärder har på gårdens totala växthusgasutsläpp. Genom att redovisa resultaten för hela gården som en enhet är det lätt att se vilka processer som står för en stor andel av de totala växthusgasutsläppen och effekterna på företagsnivå av olika utsläppsreducerande åtgärder.

Studiens syfte är inte att jämföra olika lantbruksföretag eller deras produkters klimatpåverkan. I så fall hade det varit mer lämpligt att välja t ex ett kg kött, mjölk eller spannmål som lämnade gården som funktionella enheter. Ett annat val av funktionell enhet hade även påverkat metodvalet, och skulle t ex medföra att jordbruksföretagets totala klimatpåverkan behöver allokeras mellan de produkter som lämnar gården.

I nulägesanalyserna redovisas nettoliveransen av produkter från gården. Det innebär att produkter som eventuella tas tillbaks till gården, t ex foderspannmål som torkats externt, ska exkluderas från den redovisade mängden produkter från gården. Genom att redovisa mängden produkter som lämnar gården underlättar man även tolkningen av resultaten från nulägesanalyserna eftersom man kan relatera gårdens totala växthusgasutsläpp till mängden nyttigheter från gården.

12.1.2 Systemgränser och avgränsningar

Studien omfattar inte transport eller användning av produkter som slutligen lämnar gården (t ex spannmål, kött, mjölk eller avfall). Om stallgödsel säljs eller sprids på kontrakt belastas gården med de emissioner som gödselhanteringen orsakar fram tills dess att gödseln lämnar gården. Det innebär att i dessa fall ingår emissioner från lagring av stallgödseln på gården, men inte emissioner från borttransport av gödseln. Om stallgödsel istället köps in till gården ingår emissioner från och

med det att gödseln lastats. För produkter som förädlas eller processas utanför gården och sedan tas tillbaka inkluderas även klimatpåverkan som sker utanför gården (se även Bilaga 1). Det kan t ex gälla foder som torkas och bereds av ett annat företag.

I vissa fall kan rest- och biprodukter användas som insatsvaror på gården. Det kan t ex vara foder i form av rapsexpeller som är en biprodukt från framställning av rapsolja eller melass, HP-massa och betfibrer från sockerbeter. Miljöpåverkan från användningen av dessa restprodukter ska inkludera delar av miljöpåverkan för processer som är gemensamma för rest- och huvudprodukten (t ex odling, och transport till sockerbruk etc.) och hela miljöpåverkan av processer som enbart rör restprodukten (t ex transport till gården). För att fördela miljöpåverkan från gemensamma processer mellan huvud- och biprodukter används ekonomisk allokering (se kapitel 4.4). Om lantbrukaren använder restprodukter som härstammar från den studerade gården, t ex i form av återtagen rapsexpeller från rapsfrö som levererats från gården, ingår inte odling eller andra processer som skett före det att huvudprodukten lämnat gården. Detta görs för att undvika dubbelräkning. Se även Bilaga 1 för utförlig beskrivning av avgränsningar och skillnader i beräkningar beroende på fodrets ursprung.

Om produkter som t ex foder, gödsel, drivmedel eller strömedel lagras till nästa år bokförs växthusgasutsläppen till det år som produkten används, med undantag för utsläpp från odling, bärning, lagring etc. av egenproducerade produkter. Det innebär att växthusgasutsläpp från produktion och slutanvändning av t ex mineralgödsel och drivmedel bokförs på det år som insatsvarorna används, oavsett om de köpts in under nuvarande eller tidigare år. För egenproducerat foder innebär detta att utsläpp från odlingen redovisas det år odlingen sker, men att t ex metan från djurens fodermältning redovisas under det år som fodret konsumeras. Så länge arealen, växtföljden och djurhållningen är någorlunda lika mellan åren kommer det inte vara några större avvikelser mellan åren.

12.2 Nulägesanalyser

Nulägesanalyserna har genomförts på tre av Odling i Balans pilotgårdar, nämligen en växtodlingsgård utanför Trelleborg (Egonsborg), en kombinerad mjölk- och växtodlingsgård utanför Helsingborg (Västraby) och en kombinerad gris- och växtodlingsgård i Vara (Badene). Analyserna baseras på uppgifter som lämnats från gårdarna. För att minska risken för att årsmån och produktionsvariationer får för stort genomslag används typiska värden för de senaste årens (2004-2007) drift. Detta gäller t ex skördenivåer, arealfördelning, djurantal och spridning av stallgödsel.

12.2.1 Växtodlingsgården

Växtodlingsgården representeras av Egonsborg som ligger utanför Trelleborg. Egonsborg har ett mycket gynnsamt läge för växtodling med höga skördar. Gårdens dominerande jordart är måttligt mullhaltig moränlättilera och för området typiska grödor odlas (se Tabell 39). Höstvetet odlas både som foder och brödvete, och vissa år även till etanolproduktion. Ingen stallgödsel används på gården, all växtnäring tillförs som mineralgödsel. Alla skörderester brukas ned, antingen direkt

Tabell 39: Växtodlingen på Egonsborg, arealer och medelskörd

Gröda	Areal, ha	Skörd, kg/ha (medel 2005-2008)	Skörd, netto (ton/år)
Höstvete (foder och bröd)	91	9000	800
Malkorn	97	6400	600
Sockerbeter	81	59000	4 800
Höstraps	47	4100	190
Konservärter	20	4700	88
Permanent gräsmark/skyddszon	10		
Total areal	346		

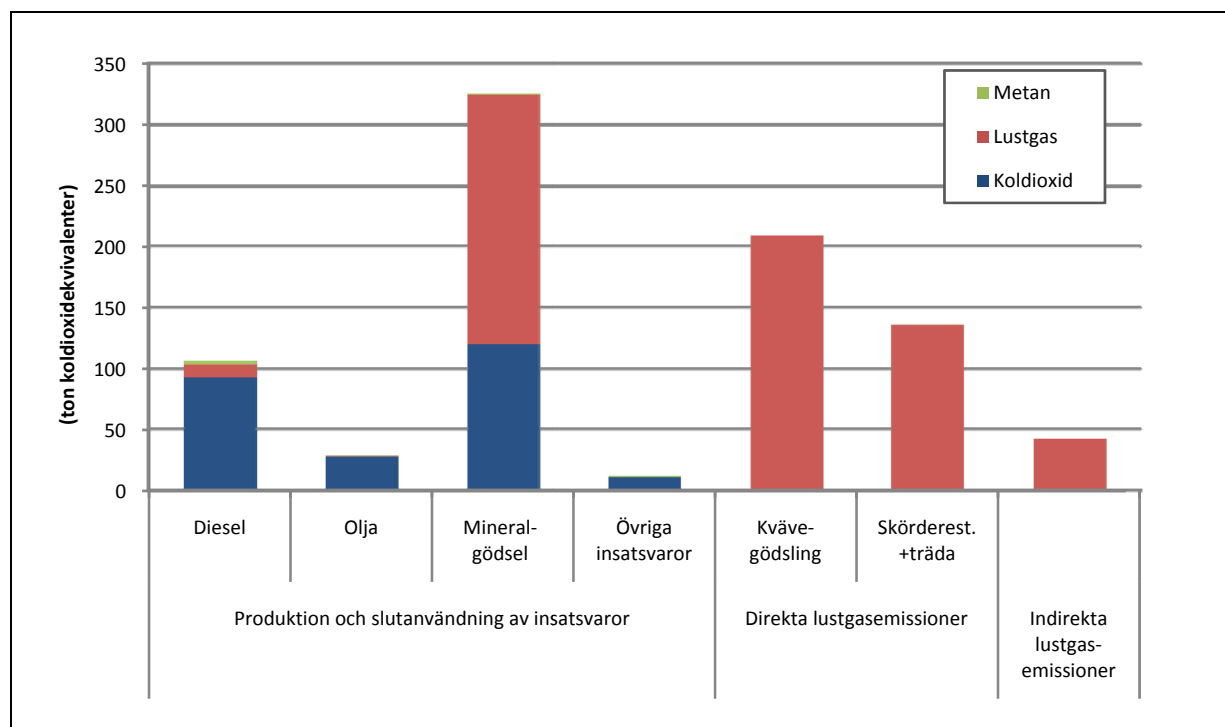
¹ Avdrag har gjorts för utsäde, se Bilaga 2.

Tabell 42: Årliga biogena lustgasemissioner från växtodlingen på Egonsborg

Process	Lustgasemissioner (ton CO ₂ -ekv, totalt)	Kommentar
Direkta lustgasemissioner:		
<i>Kvävegödsling</i>	210	Kväveinnehållet har beräknats utifrån Bilaga 2 och värden i Tabell 39 Här beräknat på 1,27 kg N ₂ O-N/ha
<i>Skörderester</i>	130	
<i>Permanent gräsmarker</i>	6	
Indirekta lustgasemissioner:		
<i>Nitratutlakning</i>	38	Enligt uppgifter från gården är kväveutlakningen i genomsnitt 31 kg N/ha Ammoniakförluster vid spridning av mineralgödsel
<i>Ammoniakförluster</i>	4,2	

mineralgödsel utgör den enskilt största andelen av utsläppen, motsvarande knappt 40 % av de totala växthusgasutsläppen. Om de biogena lustgasemissionerna från växtodlingen slås ihop står de för 45 % av de totala växthusgasutsläppen.

I Tabell 43 har uppgifter om mängden försålda produkter från gården använts för att grovt uppskatta hur stora växthusgasutsläppen skulle vara om man räknade ”baklänges” utifrån litteraturuppgifter från tidigare genomförda LCA-studier (se nyckeltal i Tabell 13 och om foderprodukter i Bilaga 2) om olika produkters möjliga klimatpåverkan. Nyckeltalen ska dock användas med försiktighet eftersom de baseras på ett fåtal studier och värdena styrs av de metoder som använts, antaganden som gjorts och förhållandena på de gårdar som ingått i tidigare studier. På grund av dessa skillnader är uppgifter från olika LCA-studier ibland inte direkt jämförbara. Uppskattningen tyder dock på att de totala växthusgasutsläpp som beräknats med hjälp av dessa nyckeltal ligger något högre än de som beräknats med indata från Egonsborg och med de metoder som presenteras i denna rapport (se Figur 12). En förklaring är att Egonsborg genomgående har höga skördar utan anmärkningsvärt höga kvävegivor. Utsläppen från växtodlingen slås då ut på fler ton produkter vilket kan väga upp eventuellt större användning av insatsvaror per hektar.



Figur 11: Totala årliga växthusgasutsläpp från växtodlingen på Egonsborg. De totala utsläppen ligger på knappt 860 ton CO₂-ekv, varav 70 % som lustgas och 30 % som koldioxid.

Tabell 40: Beräknade totala mängder skörderester på Egonsborg och deras kväveinnehåll¹

Gröda	Skörderester (ton ts/ha)		Skörderester (kg N/ha)		Kväveinnehåll totalt (kg N/ha)
	Ovanjordiska	Underjordiska	Ovanjordiska	Underjordiska	
Höstvete ²	9,3	3,9	56	35	90
Malkorn	6,0	2,5	42	35	77
Sockerbetor ³	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	100
Höstraps	4,9	1,9	40	17	57
Konservärter	5,4	1,8	43	14	58
Totalt					28 ton

¹ Baserat på skördenivåerna och arealerna enligt Tabell 39 och omräkningsfaktorerna enligt Bilaga 2. I beräkningarna ingår inte permanenta gräsmarker/skyddszoner, istället har lustgasemissionerna från dessa marker antagits motsvara en bakgrundsemission.

² Här beräknas mängden skörderesterna från höstvete som ”stråsäd, generell”.

³ Mängden kväve i skörderesterna från betodling har uppskattats utifrån fältförsök (Bramstorp pers medd, 2009)

eller efter att ha utnyttjas för täckning av sockerbetor. Arealen har utökats de senaste åren från 278 till 346 hektar. Nulägesanalysen görs på den nuvarande större arealen.

I Tabell 40 redovisas den totala mängden skörderester och deras kväveinnehåll. Dessa värden har beräknats med uppgifter som skördenivå och arealer från Tabell 39 och omräkningsfaktorer enligt Bilaga 2. Observera att mängden skörderester motsvarar biologisk skörd och att mängden skörderester som skulle kunna bärgas är betydligt lägre. Det beräknade kväveinnehållet används sedan för att uppskatta de direkta lustgasemissioner som orsakas av skörderesterna.

I Tabell 41 har uppgifter sammanställts om de insatsvaror som används i växtodlingen och de växthusgasutsläpp som produktionen av dessa insatsvaror orsakar. Uppgifter om förbrukad mängd insatsvaror motsvarar typiska värden de senaste åren. Om användningen av insatsvaror slås ut per hektar blir t ex den genomsnittliga dieselförbrukningen 94 l/ha och gödselgivan 129 kg N, 14 kg P och 31 kg K per gödslad hektar. De senaste fyra åren har den genomsnittliga dieselförbrukningen legat på mellan 88 och 97 l diesel/ha och kvävegivan på 124 och 132 kg N/ha. Oljeanvändningen varierar mycket mellan åren beroende på torkbehovet. Värdet i tabellen motsvarar förbrukningen år 2007. Uppgifterna om växthusgasutsläppen baseras på de rekommenderade emissionsfaktorer som beskrivits i kapitel 1. Växthusgasutsläppen från elanvändningen antas motsvara svensk medel.

I Tabell 42 har beräknade uppgifter om biogena emissionerna från växtodlingen på Egonsborg sammanställts. Beräkningarna bygger på de emissionsfaktorer och beräkningsmodeller som rekommenderas i kapitel 1. Här har endast lustgasemissioner tagits med. Anledningarna till att potentiella effekter av ändrat kolinnehåll i mark exkluderats är att all odling sker på mineraljordar och att tillräckligt kunskapsunderlag bedöms saknas idag för att kunna kvantifiera eventuella förändringar av kolförrådet. Om kolförrådet skulle ändras med ± 100 kg C/ha och år skulle det motsvara en förändring på ± 130 ton koldioxid per år för hela gården.

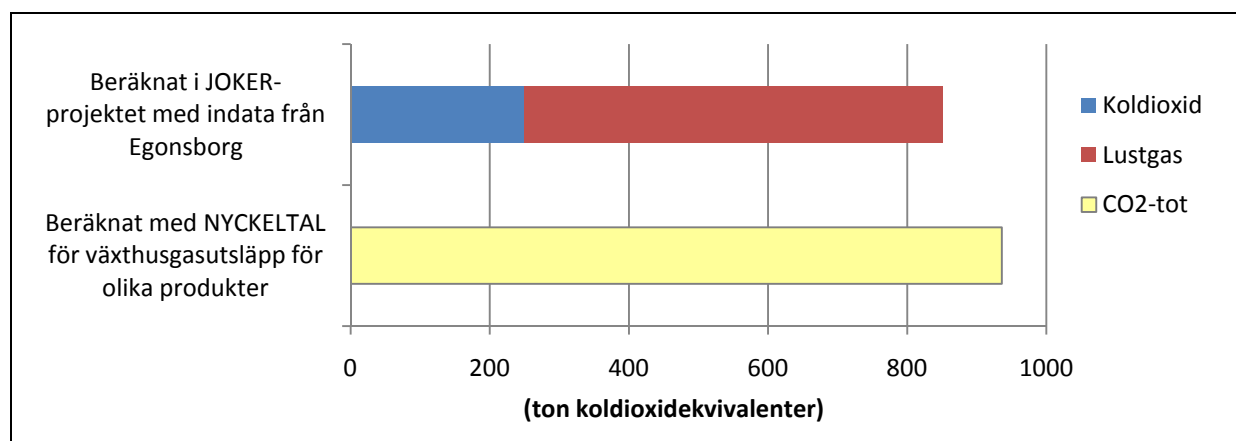
De totala växthusgasutsläppen från gården beräknas till knappt 860 ton koldioxidekvivalenter, varav 70 % i form av lustgas och knappt 30 % i form av koldioxid (se Figur 11). Produktionen av

Tabell 41: Årlig användning av insatsvaror i växtodlingen på Egonsborg

Insatsvara	Användning	Växthusgasutsläpp (ton CO ₂ -ekv per insatsvara)	Energianvändning (MWh)
Diesel	33 m ³	106	320
Eldningsolja	9,3 m ³	28	92
El	24 000 kWh	0,9	24
Kväve, mineralgödsel	45 ton N	303	
Fosfor, mineralgödsel	4,8 ton P	16	
Kalium, mineralgödsel	11 ton K	6,1	
Bekämpningsmedel	590 kg aktiv substans	10	

Tabell 43: Försålda produkter från Egonsborg och uppskattade växthusgasutsläpp utifrån nyckeltal om växthusgasutsläpp från litteraturstudier (se Tabell 13)

Gröda	Försåld mängd (ton/år)	Nyckeltal enligt tidigare genomförda LCA-studier	
		(kg CO ₂ -ekv/kg produkt)	(ton CO ₂ -ekv totalt)
Höstvete	820	0,4	320
Malkorn	600	0,38	230
Sockerbetor	4 800	0,046	220
Höstraps	190	0,78	150
Konservärter	88	0,25	22
Totalt			940



Figur 12: Jämförelse mellan två metoder för att beräkna växthusgasutsläpp från Egonsborg

12.2.2 Mjölkgården

Mjölkgården representeras av Västraby som ligger nordost om Helsingborg. Västraby har även en omfattande växtodling, bl a för utsädesodling. Gården ligger i ett utpräglad lerjordsområde, och stora arealer utgörs av mycket styv lera. Uppgifter om typiska grödor, skördenivåer och arealfördelningar de senaste åren framgår av Tabell 44.

På gården finns det 270 mjölkkor plus rekrytering (se Tabell 45). Mjölkkavkastningen ligger på 10 700 kg ECM per ko och år. All stallgödsel antas hanteras som flytgödsel och det bildas svämtäcke i gödselbrunnarna. Inkalvningsåldern ligger på 28 månader. Alla tjurkalvar, ca 110-120 kalvar per år, säljs vid 7-10 dagars ålder. Vikten på de djur som lämnar gården uppskattas till ca 70 ton levande vikt per år. Uppgifter om metanproduktion från djurens fodermätning har hämtats från rekommendationerna i kapitel 1.

Tabell 44: Växtodlingen på Västraby. Arealer och medelskörd samt beräknad mängd kväve i skörderester ovan och under jord.

Gröda	Areal (ha)	Skörd (kg/ha)	Skörd, netto (ton/år) ¹	Skörderester (kg N/ha)
Höstvete, bröd	130	7 900	1000	81
Höstvete, foder	130	7 100	900	73
Vårvete	25	5 800	140	74
Korn	60	4 600	270	57
Sockerbetor ²	60	47 000	2800	100
Vall	180	11 000	2000	79
Majs	10	10 800	110	110
Bete	10	1 500	15	8
Träda	32		0	
Total areal	637			44,4 ton N

¹ Avdrag har gjorts för utsäde, se Bilaga 2

² Mängden kväve i skörderesterna från betodling har uppskattats utifrån fältförsök (Bramstorp pers medd, 2009)

Tabell 45: Uppgifter om djurhållningen på Västraby

	Antal	Betesperiod (månader)	Metanproduktion fodersmältning (kg CH ₄ /djur/år)
Mjölkkor (10 700 kg ECM/ko/år)	270	5	136
Rekryteringsdjur, 6-28 månader	200	5	53
Rekryteringsdjur, <6 månader	50	0	0

I Tabell 46 har uppgifter sammanställts om de insatsvaror som används i växtodlingen och djurhållningen, och de växthusgasutsläpp som produktionen av dessa insatsvaror orsakar. Uppgifter om förbrukad mängd insatsvaror motsvarar typiska värden de senaste åren. Förbrukningen av t ex olja kan dock variera mycket mellan åren. Om användningen av insatsvaror slås ut per hektar blir t ex den genomsnittliga dieselförbrukningen ca 71 liter per hektar (exklusive trädan) och mineralgödselgivan i genomsnitt ca 145 kg N per gödslad hektar samt 18 kg P och 40 kg K per hektar sockerbeter. Dessutom sprids all stallgödsel på egen areal. Uppgifterna om växthusgasutsläppen baseras på de rekommenderade emissionsfaktorer som beskrivits i kapitel 1. Växthusgasutsläppen från elanvändningen antas motsvara svensk medel.

I Tabell 47 har beräknade uppgifter om biogena emissionerna från växtodlingen och djurhållningen på Västraby sammanställts. Beräkningarna bygger på de emissionsfaktorer som presenteras i kapitel 1, 9 och 11 och uppgifter om kväveförluster från STANK in MIND. Här har endast lustgas- och metanemissioner tagits med. Anledningarna till att potentiella effekter av ändrat kol-innehåll i mark exkluderats är att all odling sker på mineraljordar och att tillräckligt kunskapsunderlag bedöms saknas idag för att kunna kvantifiera eventuella förändringar av kolförrådet. Om kolförrådet skulle ändras med ± 100 kg C/ha och år skulle det motsvara en förändring på ± 230 ton koldioxid per år för hela gården.

När det gäller stallgödselhanteringen har lustgasemissionerna beräknats utifrån analysvärden om gödselns kväveinnehåll och schablonvärden enligt STANK in MIND för kväveförluster i stall, lager, på bete och vid spridning. Metanproduktionen i stallgödsellagret och från betet har beräknats från schablonvärden om mängden organiskt material i träck enligt Tabell 34. Enligt

Tabell 46: Årlig användning av insatsvaror vid växtodlingen på Västraby

Insatsvara	Användning	Växthusgasutsläpp (ton CO ₂ -ekv per insatsvara)	Energianvändning (MWh)
Diesel	43 m ³	139	420
Eldningsolja	13 m ³	40	130
El	350 000 kWh	11	350
Kväve, mineralgödsel	86 ton N	580	
Fosfor, mineralgödsel	1,1 ton P	3,6	
Kalium, mineralgödsel	2,4 ton K	1,4	
Sockerbrukskalk ¹	180 ton	0,62	
Plast	900 kg	1,9	
Ensileringsmedel	15 m ³	11	
Bekämpningsmedel	1 ton a.s.	17	
Foder			
SF Premix, 35 % råprotein ²	400 ton	240	
HP-massa	670 ton	42	
Mineralfoder effekt normal	5,5 ton	2	
Kalvolact ³	10 ton	8	

¹ Sockerbrukskalken antas vara en restprodukt utan ekonomiskt värde för sockerbruket, och inga av växthusgasutsläpp i kalkens livscykel fram till och med sockerbruket antas därför belasta sockerbrukskalken. Här har endast växthusgasutsläppen orsakade av tur- och returtransporten mellan sockerbruket i Örtofta och Västraby inkluderats.

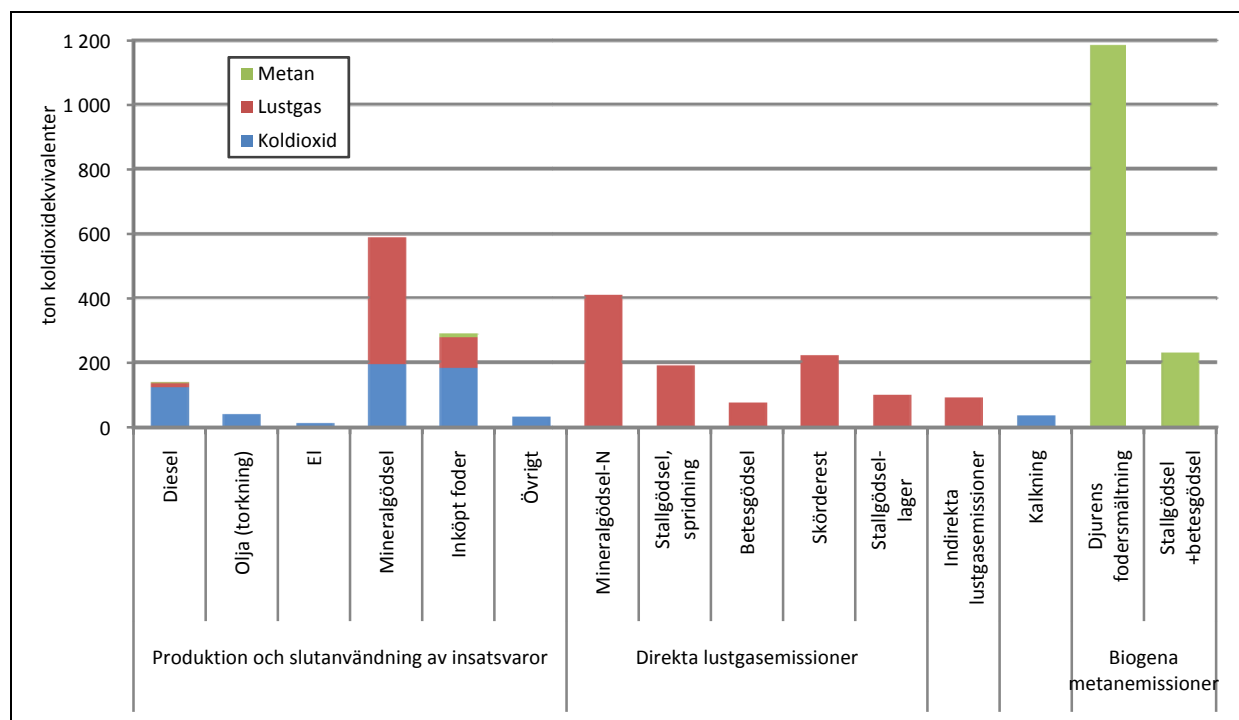
² Inga litteraturuppgifter har påträffats om växthusgasutsläpp om den aktuella premixen. Här används värden motsvarande Nötfor Unik.

³ Inga litteraturuppgifter har påträffats om växthusgasutsläpp från produktion av kalvnäring. Om man utgår från uppgifter om energiförbrukning vid framställning av kalvnäring och emissionsfaktorer för dessa energislag uppskattas växthusgasutsläppen till 0,8 kg CO₂-ekv/kg kalvnäring.

Tabell 47: Årliga biogena lustgas- och metanemissioner från växtodlingen och djurhållningen samt koldioxidemissioner från kalkning på Västraby

Process	Växthusgasutsläpp (ton CO ₂ -ekv)			Kommentar
	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	
Stallgödsellagring	98	200		Baserat på 41,8 ton tot-N i stallgödseln (innan spridningsförluster) och 480 ton VS från mjölkkor respektive 120 ton VS från ungdjur. Baserat på 56 ton VS från mjölkkor och 38 ton VS från ungdjur.
Metan från betesgödsel		32		
Djurens fodersmältning		1170		
Direkta lustgasemissioner i fält:				
<i>Mineralgödsel</i>	410			Kväveinnehåll på 40,6 ton N (efter förluster i stall och lager, men innan spridning). Betesgödseln uppskattas innehålla 7 ton N. Baserat på antalet betesdagar och djurantal. Här beräknat på 1,27 kg N ₂ O-N/ha
<i>Skörderester</i>	210			
<i>Stallgödsel</i>	190			
<i>Betesgödsel</i>	75			
<i>Träda</i>	12			
Indirekta lustgasemissioner:				
<i>Nitratutlakning</i>	42			Enligt uppgifter från gården är att kväveutlakningen i genomsnitt 19 kg N/ha
<i>NH₃-förluster, mineralgödsel</i>	8			2 % av mineralgödselkvävet antas avgå som ammoniak
<i>NH₃-förluster i stall</i>	15			Kväveförlusterna i stall antas vara 7 %
<i>NH₃-förluster, stallgödsellager</i>	6			Kväveförlusterna vid lagring antas vara 3 %
<i>NH₃-förluster, spridning stallgödsel</i>	17			Ammoniakförlusterna uppskattas till 3,6 ton N-NH ₃ (motsvarar spridningsförluster om 9 %; 45 % av gödsel sprids till höstvetete tidig vår, 33 % till vall tidig vår).
<i>NH₃-förluster, betesgödsel</i>	3			8 % av kvävet i betesgödseln antas avgå som ammoniak.
Kalkning			35	Kalkning med sockerbrukskalk antas ge 0,29 ton CO ₂ per ton kalk.
Totalt	1 080	1 410	35	

klimatpanelens riktlinjer är metanproduktionen per kg VS högre om gödseln lagras som flytgödsel än om den hamnar på bete och om gödsel kommer från mjölkkor. Av den totala gödselproduktionen bedöms 90 % av gödseln från mjölkkorna och ca 75 % av gödseln från ungdjuren hamna i stallet. Resten hamnar på bete. Den totala mängden organiskt material i gödseln från



Figur 13: Totala årliga växthusgasutsläpp från växtodlingen och djurhållningen på Västraby. De totala utsläppen ligger knappt 3 700 ton CO₂-ekv, varav 45 % N₂O, 40 % CH₄ och 15 % CO₂.

Tabell 48: Försålda produkter från Västraby och uppskattade växthusgasutsläpp utifrån nyckeltal om växthusgasutsläpp från litteraturstudier (se Tabell 13)

Gröda	Försåld mängd (ton/år)	Nyckeltal	
		(kg CO ₂ -ekv/kg produkt)	(ton CO ₂ -ekv per produkt)
Höstvete, bröd	1000	0,42	420
Höstvete, foder	450	0,4	180
Vårvete	140	0,4	56
Korn	270	0,4	110
Sockerbetor	2800	0,045	130
Mjök	2550	0,96	2500
Nötkött (slaktvikt) ¹	49	11	540
Totalt			3 880

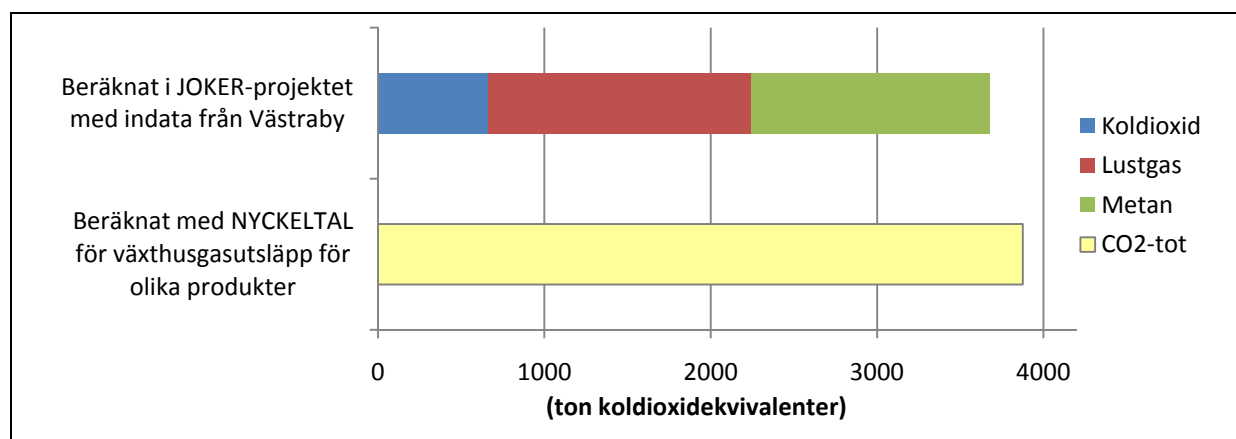
¹ Här ingår både djur som går till slakt (utslagskor) och livdjur. Utslagskor utgör den allra största viktandelen.

mjölkkorna bedöms vara 540 ton VS och från ungdjuren 140 ton VS. De beräknade växthusgasutsläppen från stallgödselhanteringen är troligtvis överskattade. JTI har mätt växthusgasutsläppen från lagring av nötflytgödsel på tre försöksplatser i Sverige. Mätresultaten tyder på att metanproduktionen är betydligt lägre per kg VS än de beräknade utsläppen enligt klimatpanelens riktlinjer. I försöken uppmättes mycket låga lustgasemissioner (Rodhe m fl, 2008).

De totala växthusgasutsläppen från gården beräknas till 3 680 ton koldioxidekvivalenter, varav knappt 45 % i form av lustgas, 40 % i form av metan och knappt 20 % i form av koldioxid (se Figur 13). Metan från djurens fodermältning utgör den enskilt största andelen av utsläppen, motsvarande en tredjedel av de totala växthusgasutsläppen. Därefter kommer produktion av mineralgödsel som står för en sjättedel av de totala utsläppen. De biogena växthusgasemissioner som sker på gården står sammanlagt för 70 % av gårdens totala växthusgasutsläpp. Västraby har en relativt stor areal växtodling i förhållande till djurantalet. För en mer renodlad mjölkgård kan emissionerna från djurhållningen stå för en ännu större andel av de totala växthusgasutsläppen.

Observera att växthusgasutsläppen som kan kopplas till foderproduktionen ingår i flera staplar. Stapeln ”Inköpt foder” representerar endast utsläpp från fodret som köps in till gården. Utsläppen från egenproducerat foder särredovisas inte utan är inbakade i flera staplar, bl a ”diesel”, ”mineralgödsel” och staplar för direkta och indirekta lustgasemissioner.

I Tabell 48 har uppgifter om mängden försålda produkter (d v s egenproducerat foder ingår inte) från gården använts för att grovt uppskatta hur stora växthusgasutsläppen skulle vara om man räknade ”baklänges” utifrån litteraturuppgifter från tidigare genomförda LCA-studier (se nyckeltal i Tabell 13 och om foderprodukter i Bilaga 2) om olika produkters möjliga klimatpåverkan. Dessa nyckeltal ska dock användas med försiktighet eftersom de baseras på ett fåtal studier, och



Figur 14: Jämförelse mellan två metoder för att beräkna växthusgasutsläpp från Västraby

Tabell 49: Växtodlingen på Badene. Arealer och medelskörd samt beräknad mängd kväve i skörderester ovan och under jord.

Gröda	Areal (ha)	Skörd (kg/ha)	Skörd, netto (ton/år) ¹	Skörderester (kg N/ha)
Höstvete	145	7750	1100	78
Korn	30	6200	180	64
Vårraps	30	2000	60	32
Totalt	240			13,9 ton N

¹ Avdrag har gjorts för utsäde, se Bilaga 2

värdena styrs av de metoder som använts, antaganden som gjorts och förhållandena på de gårdar som ingått i tidigare studier. På grund av dessa skillnader är uppgifter från olika LCA-studier ibland inte direkt jämförbara. Uppskattningen tyder dock på att de totala växthusgasutsläpp som beräknats med hjälp av nyckeltalen ligger något högre än de som beräknats med indata från Västraby och med de metoder som presenteras i denna rapport (se Figur 14). En förklaring till att Västraby verkar ligga bättre till än nyckeltalen är att gården har höga skördar och relativt hög mjölkavkastning per ko. Nyckeltalet för växthusgasutsläppen per kg mjölk motsvarar medelvärdet för 9 gårdar med en medelavkastning 10,1 ton ECM och medelleverans till mejeri på 9,2 ton ECM per ko och år (Cederberg & Flysjö, 2004b).

12.2.3 Grisgården

Grisgården representeras av Badene som ligger utanför Vara. Jordarten är måttligt mullhaltig mellanlera till styv lera och växtodlingen är typisk för området med stor andel spannmålsodling. Uppgifter om typiska grödor, skördenivåer och arealfördelningar de senaste åren framgår av Tabell 49. All spannmål lämnar gården efter torkning. Allt korn och cirka en fjärdedel av vetet tas tillbaks som foder.

Badene är med i en suggring och var fjärde vecka tar man emot 120 dräktiga suggor för grisning. De flesta smågrisarna säljs efter avvänjning, men man har även 550 slaktsvinsplatser (se Tabell 50). Vikten på smågrisarna och slaktsvinen som lämnar gården är 625 ton (levandevikt). Kött från suggorna tas inte med i beräkningarna. Eftersom suggorna lånas in till gården antas att deras eventuella viktförändring inte kan räknas som en leverans av griskött från gården eller import av kött till gården. All stallgödsel hanteras som flytgödsel och det bildas svämtäcke i gödselbrunnarna. All stallgödsel sprids på egen mark. Uppgifter om metanproduktion från djurens fodermältning har hämtats från rekommendationerna i kapitel 1.

I Tabell 51 och Tabell 52 har uppgifter sammanställts om de insatsvaror som används i växtodlingen och djurhållningen, och de växthusgasutsläpp som produktionen av dessa insatsvaror orsakar. Uppgifter om förbrukad mängd insatsvaror motsvarar typiska värden de senaste åren. Om användningen av insatsvaror slås ut per hektar blir t ex den genomsnittliga dieselförbrukningen ca 80 liter per hektar och mineralgödselgivan i genomsnitt ca 113 kg N per gödselad hektar. Dessutom sprids all stallgödsel på egen areal. Uppgifterna om växthusgasutsläppen baseras på de rekommenderade emissionsfaktorer som beskrivits i kapitel 1. Växthusgasutsläppen från elanvändningen antas motsvara svensk medel.

Tabell 50: Uppgifter om djurhållningen på Badene.

	Antal djur (årsmedel)	Antal (årsproduktion)	Vikt vid leverans (kg levandevikt/djur)	Metanproduktion fodermältning (kg CH ₄ /djurplats/år) ¹
Digivande suggor	150			2
Sinsuggor	90			1,5
Slaktsvin (3,25 omgångar)	550	1787	115	1,5
Smågrisar	1600	16000	28	0

¹ Metanproduktionen från de digivande suggorna har antagits vara något högre än de medeltal som anges i (IPCC, 2006e) då deras foderkonsumtion antas vara högre.

Tabell 51: Årlig användning av energi samt insatsvaror i växtodlingen på Badene

Insatsvara	Användning	Växthusgasutsläpp (ton CO ₂ -ekv per insatsvara)		Energianvändning (MWh)
Diesel	19,3 m ³	53		190
Eldningsolja	12,5 m ³	36		120
El	480 000 kWh	19		480
Kväve, mineralgödsel	27,1 ton N	200		
Bekämpningsmedel	535 kg a.s.	9		
Totalt		310		

Det saknas specifika uppgifter om växthusgasutsläppen från produktionen av flera fodermedel som köps in till gården Tabell 52. Klimatpåverkan av inköpta premixer och koncentrat har uppskattats utifrån uppgifter från Lantmännen. Gården tar även in stora volymer permeatvassle från Götene och kesovassle från Skövde. Permeatvassle är den produkt som återstår sedan vasslen ultrafiltreras för att utvinna mycket av proteinet och sedan den återstående biprodukten filtrerats för att höja torrsubstanshalten. Här har endast växthusgasutsläppen från transport av vasslen tagits med i beräkningarna eftersom vassle är en biprodukt från ostframställning och den saknar ekonomiskt värde för mejeriet, lantbrukaren betalar endast transportkostnaderna. Även om elanvändningen för behandlingen av vasslen i mejeriet tagits med hade det fått mycket litet genomslag i beräkningarna eftersom växthusgasutsläppen från den svenska elanvändningen är låga. Om vasslen har ett ekonomiskt värde för mejeriet och man tillämpar ekonomisk allokering ska vasslen bära delar av miljöpåverkan från mjölkens hela livscykel. Om man antar att de totala växthusgasutsläppen fram till och med mejeriet är 1,1 kg koldioxidekvivalenter per kg mjölk (LRF, 2002; Cederberg & Flysjö, 2004b; Cederberg m fl, 2007) och att 1 kg mjölk ger 0,9 kg vassle (utan filtrering för att minska vasslens vatteninnehåll) skulle vasslens klimatpåverkan öka med ca 12 kg CO₂-ekv/ton oavvattnad vassle för varje procentenhet av mjölkens klimatpåverkan som tillskrevs vasslen.

I Tabell 53 har beräknade uppgifter om biogena emissionerna från växtodlingen och djurhållningen på Badene sammanställts. Beräkningarna bygger på de emissionsfaktorer som presenteras i kapitel 1, 9 och 11. Här har endast lustgas- och metanemissioner tagits med. Anledningarna till att potentiella effekter av ändrat kolinnehåll i mark exkluderats är att all odling sker på mineraljordar och att tillräckligt kunskapsunderlag bedöms saknas idag för att kunna kvantifiera eventuella förändringar av kolförrådet. Om kolförrådet skulle ändras med ±100 kg C/ha och år skulle det motsvara en förändring på ±88 ton koldioxid per år för hela gården.

När det gäller stallgödselhanteringen har lustgasemissionerna beräknats utifrån analysvärden om gödselns kväveinnehåll och schablonvärden enligt STANK in MIND för kväveförluster i stall, lager och vid spridning. Metanproduktionen i stallgödsellagret har beräknats från schablonvärden om mängden organiskt material i träck enligt Tabell 34. Mängden VS per sugga antas dock vara 50 % högre (d v s 375 kg VS istället för 250 kg VS) än vad som anges i tabellen. Detta antagande är baserat på uppgifter från STANK in MIND om skillnader i gödselproduktion mellan en sugga

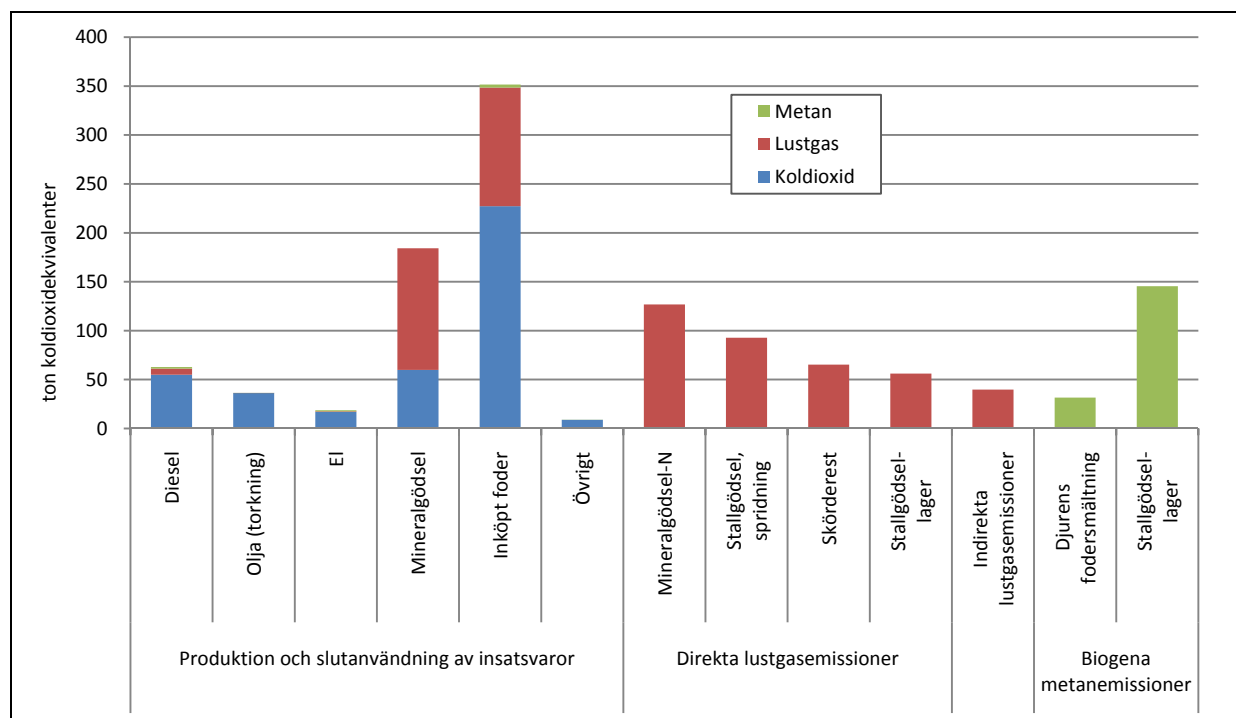
Tabell 52: Årlig användning inköpta fodermedel på Badene

Fodermedel	(ton)	Växthusgasutsläpp		Kommentar
		(kg CO ₂ -ekv per ton foder)	(ton CO ₂ -ekv per fodermedel)	
Vassle	2 800	4,0	11	Endast emissioner från transporter. Antar i medelavstånd 36 km, 9 l diesel/mil (inkl tom retur), 24 ton/lass.
Soja	205	850	170	
Havre	69	490	33	Avser havre från Västsverige
Korn	200	460	91	Avser korn från Västsverige
Smågrispremix	12	400	4,8	Uppskattat från uppgifter från Lantmännen
Suggpremix	33	500	17	Uppskattat från uppgifter från Lantmännen
Slaktsvinpremix	18	530	10	Uppskattat från uppgifter från Lantmännen
Smågrisdoder	25	400	10	Uppskattat från uppgifter från Lantmännen
Suggmjöl	5	260	1,3	Uppskattat från uppgifter från Lantmännen
Totalt			350	

Tabell 53: Årliga biogena lustgas- och metanemissioner från växtodlingen och djurhållningen på Badene

Process	Lustgas (ton CO ₂ -ekv)	Metan (ton CO ₂ -ekv)	Kommentar
Stallgödsellagring	56	146	Baserat på 7 000 m ³ gödsel som totalt innehåller 20,6 ton totalkväve innan lagringsförluster (uppskattning från gödselanalys) och 190 ton VS i track.
Djurens fodermältning		31	
Direkta lustgasemissioner i fält från kväve i:			
<i>Mineralgödsel</i>	130		Beräknat på kväveinnehåll på 19,8 ton N (efter förluster i stall och lager, men innan spridning)
<i>Stallgödsel</i>	93		
<i>Skörderester</i>	65		
Indirekta lustgasemissioner:			
<i>Nitratutlakning</i>	12		Enligt uppgifter från gården uppgår kväveutlakningen till i genomsnitt 14 kg N/ha
<i>NH₃-förluster, mineralgödsel</i>	3		2 % av mineralgödselkvävet antas avgå som ammoniak
<i>NH₃-förluster i stall</i>	16		Kväveförlusterna i stall antas vara 14 %
<i>NH₃-förluster, stallgödsellager</i>	4		Kväveförlusterna vid lagring antas vara 4 %
<i>NH₃-förluster, spridning stallgödsel</i>	6		Ammoniakförlusterna uppskattas till 1,2 ton N-NH ₃ (motsvarar spridningsförluster om 6 %, 70 % av gödsel sprids till spannmål på våren/försommaren).
Totalt	381	177	

i produktion och sugga i satellit (Jordbruksverket, odat.). Ett annat sätt att bedöma VS-innehållet i gödsel hade varit att utgå från gödselanalyser och den totala mängden producerad stallgödsel. Enligt uppgift produceras 7 000 m³ gödsel per år med en torrsubstanshalt på 5 %, vilket ger 350 ton TS per år. Då ingår dock strömedel och det saknas uppgifter om andelen VS av TS. Ammoniakförlusterna från stallgödselhanteringen har beräknats med nyckeltal från STANK in MIND. Ammoniakförlusterna från stallet kan dock vara lägre eftersom gödsel kyls när värme plockas ur gödselrännorna med hjälp av värmepump.



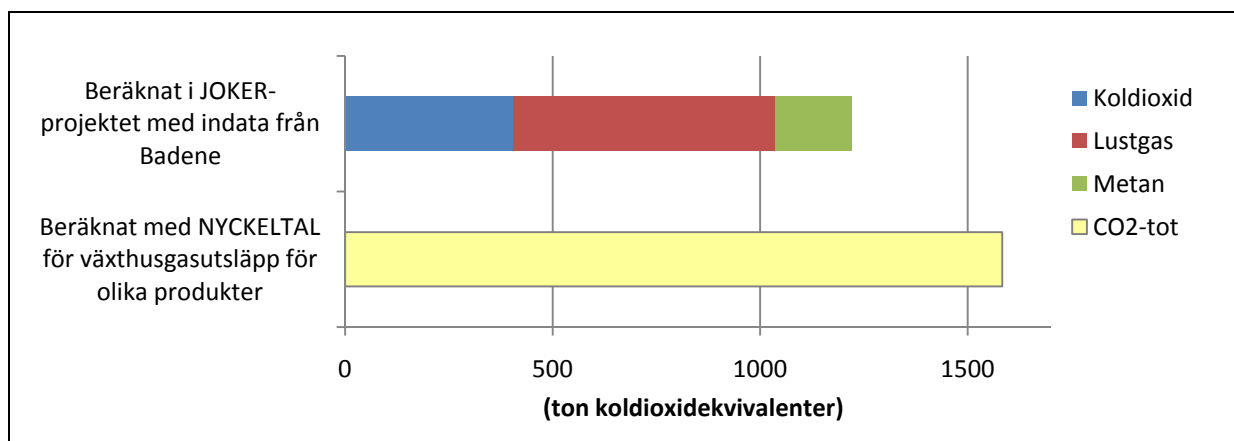
Figur 15: Totala årliga växthusgasutsläpp från växtodlingen och djurhållningen på Badene. De totala utsläppen ligger drygt 1 200 ton CO₂-ekv, varav drygt 50 % N₂O, 33 % CO₂ och 15 % CH₄.

Tabell 54: Försålda produkter från Badene och uppskattade växthusgasutsläpp utifrån nyckeltal om växthusgasutsläpp från litteraturstudier (se Tabell 13)

Gröda	Försåld mängd (ton/år)	Nyckeltal	
		(kg CO ₂ -ekv/kg produkt)	(ton CO ₂ -ekv per produkt)
Höstvete	800	0,44	350
Korn	0	n.a.	0
Raps	60	0,79	47
Kött (slaktvikt) ¹	470	2,6	1220
Totalt			1 620

¹ Slaktutbytet antas vara 75 % av levandevikten. Obs! här ingår även försålda smågrisar (totalt 400 ton levandevikt) och det är osäkert om nyckeltalet är tillämpligt för smågrisar.

I Tabell 54 har uppgifter om mängden försålda produkter (d v s återtag av foder ingår inte) från gården använts för att grovt uppskatta hur stora växthusgasutsläppen skulle vara om man räknade ”baklänges” utifrån litteraturuppgifter från tidigare genomförda LCA-studier (se nyckeltal i Tabell 13 och om foderprodukter i Bilaga 2) om olika produkters möjliga klimatpåverkan. Dessa nyckeltal ska dock användas med försiktighet eftersom de baseras på ett fåtal studier, och värdena styrs av de metoder som använts, antaganden som gjorts och förhållandena på de gårdar som ingått i tidigare studier. På grund av dessa skillnader är uppgifter från olika LCA-studier ibland inte direkt jämförbara. Uppskattningen tyder dock på att de totala växthusgasutsläpp som beräknats med hjälp av nyckeltalen ligger något högre än de som beräknats med indata från Badene och med de metoder som presenteras i denna rapport (se Figur 16). En förklaring till att Badene verkar ligga bättre till än nyckeltalen är att gården har höga skördar. Mängden försålt kött har dock beräknats som både slaktsvin och smågrisar (här satt att slaktutbytet är 75 % av levandevikten). Den totala vikten på smågrisarna som lämnar gården är knappt 400 ton (levandevikt). På grund av databrist har nyckeltal baserade på slaktade djur använts även för de sålda smågrisarna och det är svårt att bedöma om det ger en relevant jämförelse. Badene tar emot dräktiga suggor och därmed ingår inte uppfödning av gyltor eller all omhändertagande av sinsuggor i beräkningarna. Detta innebär att vissa växthusgasutsläpp från grisproduktionens hela livscykel inte ingår i beräkningarna för Badene vilket bidrar till att gården förefaller ligga bättre till än nyckeltalen.



Figur 16: Jämförelse mellan två metoder för att beräkna växthusgasutsläpp från Badene

13 Diskussion och slutsatser

I den dagliga klimatdebatten läggs stor vikt vid användningen av fossila bränslen och energieffektivisering eftersom fossil koldioxid står för majoriteten av växthusgasutsläppen i samhället i stort. Växthusgasutsläppen från energianvändningen kan beräknas med god noggrannhet eftersom koldioxidutsläppen från fullständig förbränning bestäms av bränslets kemiska sammansättning. I jordbruket är däremot energianvändningen av underordnad betydelse för ett lantbruksföretagens totala klimatpåverkan. Jordbrukets klimatpåverkan domineras istället av utsläpp från biologiska processer, som t ex metan från idisslarnas fodermältning och lustgas från kvävet omsättning i marken. Vi har dock sämre kunskap om emissionerna från de biologiska processerna och osäkerheterna är större. I t ex Sveriges klimatrapportering beräknas jordbrukssektorns utsläpp av lustgas och metan motsvara ca 13 % av växthusgasutsläpp som sker i landet. Trots denna totalt låga andel bedöms dessa källor i absoluta tal stå för en mycket stor andel av osäkerheten i klimatrapporteringen. Lustgasavgången från mark hamnar på klar förstaplats i listan över källor som bidrar till störst osäkerhet i de nationella beräkningarna. Metan från idisslarnas fodermältning hamnar på plats fem och lustgas respektive metan från stallgödselhanteringen på plats åtta respektive tio (Naturvårdsverket, 2007a).

Även om mer grundforskning skulle ge oss bättre förståelse för de biologiska processerna lär det bli svårt att med modellberäkningar exakt beskriva de utsläpp som verkligen sker på gården eller förutspå vad de faktiska effekterna blir av en åtgärd p g a naturliga variationer och att utfallet påverkas av parametrar som temperatur och nederbörd. För t ex kol i mark påverkas utsläppen även av historiska händelser (odlingshistorik, nuvarande kolhalt) och hur marken brukas i framtiden. Effekten av kolinlagring idag går förlorad om framtida brukningsformer bidrar till att mullhalten minskar.

13.1 Tips vid nulägesanalyser på gårdar

Det är mycket viktigt att vara medveten om, och förmedla, att resultaten från den typ av analyser som beskrivs i denna rapport bygger på modellberäkningar och inte mätningar! Det innebär att vi inte kan verifiera hur stora de faktiska utsläppen är i verkligheten, utan vi får bedöma hur stora de kan vara baserat på dagens kunskap. Även om beräkningarna inte ger oss de faktiska värdena, får vi en mycket bra uppfattning om vad som är stort och smått. I en rådgivningssituation är dock inte de absoluta sanna värdena det viktigaste. Snarare handlar det om att kunna resonera om vad som är stort och smått på gården, vad lantbrukaren kan göra för att minska sina utsläpp och ge lantbrukaren möjlighet att förbättra sina kunskaper om sitt företags klimatpåverkan.

Växthusgasutsläppen från de olika aktiviteterna är förknippade med varierande stora osäkerheter. Koldioxidutsläppen från förbränning av fossila bränslen är väl kända och kan beräknas med stor noggrannhet, medan beräkningar av lustgasemissioner eller förändringar av kolinnehåll i mark är mycket osäkrare. I de bilder där resultaten presenteras kan det vara svårt att förmedla dessa skillnader och därför behövs insikt i vad som ligger bakom resultaten och dess variation.

Kunskapen om växthusgasernas potentiella klimatpåverkan förbättras ständigt. De karaktäriseringsindex som används för att räkna om utsläppen till koldioxidekvivalenter uppdateras därmed regelbundet och flera olika karaktäriseringsindex kan användas parallellt (olika index sammanställs bl a i klimatpanels utvärderingsrapporter). Därför är det viktigt att vara uppmärksam på vilka karaktäriseringsindex som använts när man jämför resultat från olika studier. Detta gäller speciellt metan eftersom skillnaden mellan olika karaktäriseringsindex är förhållandevis stor. I klimatpanelens senaste utvärderingsrapport anges 1 kg metan motsvara 25 kg koldioxidekvivalenter (i ett 100-årsperspektiv), medan motsvarande värden i tidigare rapporter angetts till 21 kg CO₂-ekv/kg CH₄ (andra utvärderingsrapporten) respektive 23 kg CO₂-ekv/kg CH₄ (tredje utvärderings-

rapporten). Detta får speciellt stor betydelse för djurgårdar och utsläpp från animalieprodukter eftersom metan står för en relativt stor andel av växthusgasutsläppen i dessa fall.

13.1.1 Funktionell enhet

Det finns flera möjliga funktionella enheter som kan användas när jordbruksproduktionens klimatpåverkan ska bedömas. Valet av funktionell enhet styrs av studiens syften. I nulägesanalyserna redovisas resultaten för hela gården som en enhet eftersom detta bedömts vara mest relevant för denna studie och projektets mål. I denna studie ligger fokus på gårdens drift, och i förlängningen vilka förbättringar som kan göras på gården för att minska växthusgasutsläppen på ett effektivt sätt. Tanken med nulägesanalyserna är att identifiera vilka utsläpp som är av betydelse på den enskilda gården. Studiens syfte är inte att jämföra gårdar eller analysera enskilda produkters klimatpåverkan. I så fall hade andra funktionella enheter, t ex 1 kg produkt, varit lämpligare jämförelsebaser. För att kunna uttrycka klimatpåverkan per kg produkt måste dock de totala växthusgasutsläppen allokeras mellan de produkter som lämnar gården och resultaten kan då påverkas starkt av vilka allokeringsprinciper och fördelningsnycklar som används. Man använder ofta ekonomisk allokering i livscykelanalyser. Då kan prisförändringar, vilket vi sett på jordbruksprodukter de senaste åren, få stor effekt på hur miljöpåverkan fördelas mellan olika produkter. Hänsyn behöver även tas till hur insatser och utsläppen fördelas över tiden, t ex inom en växtföljd, och om omfördelningar behöver göras för att ge en rättvis bild av den enskilda grödan, t ex utifrån förfruktsvärden.

I livscykelanalyser där man uttrycker utsläppen per t ex kg gröda utgår man generellt från de insatser som behövs samt de utsläpp som sker vid odling, skörd och lagring av grödan. Det kan t ex vara typisk kvävegiva och behov av jordbearbetning för aktuell gröda (baserat på nyckeltal) och de emissioner som dessa aktiviteter leder till. Med detta bottom-up-angreppssätt finns risk att man inte får med och fördelar alla utsläpp som sker på gården mellan de produkter som levereras. Det gäller t ex emissioner från träda eller annan mark som inte ger några produkter eller att summan av diesel-, olje- och elanvändningen som beräknats utifrån nyckeltal för de enskilda grödorna inte överensstämmer med den totala energiförbrukningen på gården. Det finns även risk för dubbelräkning. Med detta angreppssätt kan det även vara svårt att ta hänsyn till grödornas förfruktsvärde i en given växtföljd.

Bedömningen här är att studiens syfte inte skulle uppnås bättre om utsläppen fördelas per kg produkt som lämnade gården, utan att det snarare skulle innebära onödigt merarbete och det skulle bli svårare att se vilka utsläppskällor som har störst betydelse.

Redan i nulägesanalyserna är det dock viktigt att sätta resultaten om de totala växthusgasutsläppen från gårdens drift i relation till mängden produkter som lämnar gården – observera att detta kan göras utan att allokera utsläppen mellan alla produkter eller uttrycka de totala utsläppen per kg produkt! Sådana jämförelser är viktiga som bas när man senare ska bedöma effekterna av olika förändringar eller åtgärder. Om en åtgärd minskar gårdens totala växthusgasutsläpp men samtidigt även mängden produkter som lämnar gården behöver ytterligare analyser genomföras för att kunna avgöra om utsläppen per kg produkt ökat eller minskat.

13.2 Behov av kompletterande studier

Emissioner från biologiska processer diskuteras även utförligt i respektive kapitel ovan.

13.2.1 Insatsvaror

Det finns en hel del data om klimatpåverkan från olika insatsvaror, bl a i databaser och speciella program. Det krävs dock licens för att få använda flera av de stora och utförliga databaserna, och

användningen av dessa databaser kan även vara villkorad avseende hur resultaten får presenteras. Här har vi valt att arbeta med uppgifter från offentliga källor eftersom denna rapport blir offentlig och resultaten ska kunna användas i en rådgivningsmodell. Det finns dock en del dataluckor i detta material och kvaliteten på uppgifterna från befintliga studier bedöms variera.

Det finns få aktuella svenska analyser av miljöpåverkan av **energianvändning** och svensk energi-produktion. En ofta citerad studie är ”Miljöfaktaboken för bränslen” (Uppenberg m fl, 2001) som i sin tur är en sammanställning av tidigare genomförda livscykelanalyser, bl a från Alternativ-bränsleutredningen från 1996 (SOU 1996:184). Flera uppgifter i miljöfaktaboken kan därmed bygga på data som är mer än 12 år gamla. När det gäller el finns det offentliga analyser av vissa enskilda kraftslag, men de täcker inte in alla aktuella produktionsformer. Det saknas även god statistik över hur den genomsnittliga elanvändningen, alltså där hänsyn även tas till import och export av el, fördelas mellan olika kraftslag. Bland de internationella studierna används ofta well-to-wheel-studien (EUCAR fl, 2007) och ELCD-databasen (ELCD, 2008) i LCA-sammanhang. ELCD-databasen bygger t ex på detaljerade livscykelanalyser av olika energibärare, men uppgifterna om livscykelutsläppen av växthusgaser verkar för vissa produkter ligga högre än uppgifter från andra referenser.

När det gäller växthusgasutsläpp från **foderproduktion** finns det en hel del uppgifter av god kvalitet i foderdatabas från SIK (Flysjö m fl, 2008). Den tar dock främst upp fodermedel som används inom konventionell mjölkproduktion. Databasen saknar uppgifter för t ex ekologiskt odlat foder och andra färdiga foderblandningar än två vanliga kraftfoder till mjölkkor. Tillgången på bra uppgifter om växthusgasutsläpp från många olika typer av inköpta fodermedel är viktig eftersom produktionen av dessa fodermedel kan stå för en betydande andel av en djurgårds totala växthusgasutsläpp, speciellt på djurgårdar med liten egen växtodling.

Det finns uppgifter av god kvalitet om växthusgasutsläpp från produktion av mineralgödselmedel, men de mest refererade studierna är flera år gamla. I takt med att gödselmedelsindustrin inför lustgasrening vid oxidationen av ammoniak till salpetersyra och kvävegödselproduktionen blir mer energieffektiv behöver dessa uppgifter uppdateras. Om det kommer någon form av klimatmärkning av kvävegödselmedel behöver utsläppsdata för den icke-klimatmärkta gödseln beräknas. Till stor del saknas det uppgifter om växthusgasutsläpp från produktion av gödselmedel som är godkända för ekologisk produktion.

13.2.2 Markanvändning

Idag saknas det screening av lustgasemissioner från svensk jordbruksmark där man använt ny mätteknik. Det är mycket angeläget med resultat från mätningar som gjorts under svenska förhållanden eftersom lustgas från mark står för en stor andel av jordbrukets klimatpåverkan och de beräkningar som görs idag är förknippade med mycket stora osäkerheter. Fältförsök från andra länder tyder på att lustgasemissionerna kan vara betydande när marken tinar, och det vore mycket intressant att få belyst om dessa resultat är överförbara till svenska förhållanden.

Om man ska använda klimatpanelens riktlinjer för att beräkna lustgasemissionerna från mark är det även angeläget att se över emissionsfaktorerna och de underliggande formler som används för att t ex beräkna mängden skörderester från olika grödor. De formler som anges i riktlinjerna för att beräkna mängden skörderester utgår från skördenivån vilket bidrar till att torrsubstans- och kväveinnehållet i skörderesterna i vissa fall blir mycket höga eftersom skördenivån är hög. Det saknas även specifika formler för vissa grödor som odlas i Sverige, t ex sockerbetor.

Det finns fortfarande stora osäkerheter kring kol i mark och hur olika odlingsåtgärder påverkar markens kolinnehåll. Hittills har förändringar av kolinnehållet i svensk åkermark sällan tagits med

i systemanalyser av svensk jordbruksproduktion p g a otillräcklig kunskap om hur stora effekterna av dessa förändringar verkligen är. Förändringar av markens kolinnehåll har särskilt stor betydelse på gårdar med mulljordar, och att helt förbise effekterna av denna koldioxidavgång ger då en mycket skev bild av gårdens totala klimatpåverkan. Det återstår även en del metodfrågor kring hur förändringar av markens kolinnehåll ska beräknas och bokföras i en systemanalys. Förändringarna av kolinnehållet sker under lång tid och frågan är hur t ex effekterna av ändrad markanvändning ska fördelas mellan grödor som odlas olika år.

Det finns stora osäkerheter vid bedömningen av lustgasavgången från mark och nettoeffekterna av ett ändrat kolinnehåll. Med den kunskap och de modeller vi har idag kan lustgasavgången från marken uppskattas i en nulägesanalys, men frågan är om dessa modeller verkligen även kan användas för att kvantifiera effekterna av en odlingsåtgärd.

13.2.3 Djurhållning

Det pågår svenska försök där växthusgasutsläppen från djurens fodermältning och från stallgödselhanteringen kartläggs bättre. När resultaten från dessa försök publiceras bör rekommendationerna som gjorts i denna rapport uppdateras.

14 Referenser

- Agresearch. 2006. OVERSEER Nutrient Budgets. <http://www.wronz.org.nz/overseerweb/>
Besökt 2008-10-10
- Andrén, O. 2007. Soil carbon changes in Swedish arable soils – present and future. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 146 (9): 50-53
- Aronsson, H. & Torstensson, G. 2004. Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen. *Ekohydrologi* 78. Avd för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Axelsson, J. 1949. The amount of produced methane energy in the European metabolic experiments with adult cattle. *Annual Report of Agricultural College* 16: 404-419
- Baky, A. & Olsson, J. 2008. Klimatåtgärder för det svenska jordbruket. JTI uppdragsrapport, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala
- Baumann, H. & Tillman, A-M. 2004. The hitch hiker's guide to LCA. Studentlitteratur. Lund
- Berglund, M. & Börjesson, P. 2003. Energianalys av biogassystem. Rapport nr 44, Miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola.
- Bernesson, S., Nilsson, D. & Hansson, PA. 2006. A limited LCA comparing large- and small-scale production of ethanol for heavy engines under Swedish conditions. *Biomass & Bioenergy* 30: 46-57
- Bernesson, S., Nilsson, D. & Hansson, PA. 2004. A limited LCA comparing large- and small-scale production of rape methyl ester (RME) under Swedish conditions. *Biomass & Bioenergy* 26: 545-559
- Bertilsson, J. 2001. Utvärdering av beräkningsmetodik för metanavgång från nötkreatur. Internt dokument, Naturvårdsverket. Sverige
- Binder, M. 2003. Life cycle analysis of DL-methionine in broiler meat production. *AminoNews*, Special Issue 04 (02).
- Björnhag, G., Jonsson, E., Lindgren, E. & Malmfors, B. 1989. *Husdjur – ursprung, biologi och avel*. 3 upplagan. Centraltryckeriet, Borås. LTs förlag.
- Börjesson, P. 2008. Fin- eller fuletanol – vad avgör? Rapport 65, Miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola.
- Brady, N.C. & Weil, R.R. 2002. *The Nature and Properties of Soils*, thirteenth edition. Prentice Hall, cop., Upper Saddle River, New Jersey.
- British Standards. 2008. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. PAS 2050:2008, October 2008. Publicly Available Specification. British Standards.
- Cederberg, C. & Darelius, K. 2000. Livscykelanalys (LCA) av nötkött – en studie av olika produktionsformer. Naturresursforum, Landstinget Halland. ISBN 91-974096-0-X.
- Cederberg, C. & Darelius, K. 2001. Livscykelanalys (LCA) av griskött. Naturresursforum, Landstinget Halland. ISBN 91-974096-1-8
- Cederberg, C. & Flysjö, A. 2004a. Environmental Assessment of Future Pig Farming Systems – Quantifications of Three Scenarios from the FOOD 21 Synthesis Work. Rapport 723, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg

- Cederberg, C. & Flysjö, A. 2004b. Life cycle inventory of 23 dairy farms in South-Western Sweden. Rapport 728, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg
- Cederberg, C. & Nilsson, B. 2004a. Livscykelanalys (LCA) av ekologisk nötköttsproduktion i ranchdrift. Rapport 718, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg
- Cederberg, C. & Nilsson, B. 2004b. Miljösystemanalys av ekologiskt griskött. Rapport 717, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg
- Cederberg, C., Wivstad, M., Bergkvist, P., Mattsson, B. & Ivarsson, K. 2005. Hållbart växtskydd – Analys av olika strategier för att minska riskerna med kemiska växtskyddsmedel. Rapport Mat21 nr 6/2005. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Cederberg, C., Flysjö, A. & Ericson, L. 2007. Livscykelanalys (LCA) av norrländsk mjölkproduktion. Rapport 761, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik.
- Cederberg, C., Berlin, J., Henriksson, M. & Davis, J. 2008. Utsläpp av växthusgaser i ett livscykelperspektiv för verksamheten vid livsmedelsföretaget Berte Qvarn. Rapport 777, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik
- Chagunda, M.G.G & Roberts, D.J. 2008. Trade-offs among enteric methane production, non-milk nitrogen and performance in dairy cows during the winter feeding period. Proceedings, International Conference Livestock and Global Climate Change 2008, 17-20 May, Hammamet, Tunisia: 111-114
- Christopher, S. F. & Lal, R. 2007. Nitrogen Management Affects Carbon Sequestration in North American Cropland Soils. *Critical Reviews of Plant Sciences* 26:1, 45 – 64.
<http://dx.doi.org/10.1080/07352680601174830>
- CLA. 2008a. CLA CALM Calculator. <http://calm.circlesquared.com/> besökt 2008-03-26
- CLA. 2008b. How CALM fits the international guidelines for Greenhouse gas accounting. [http://calm.circlesquared.com/pdf/GHG%20Protocol%20Note\(2\).pdf](http://calm.circlesquared.com/pdf/GHG%20Protocol%20Note(2).pdf) besökt 2008-03-26
- Davis, J. & Haglund, C. 1999. Life Cycle Inventory (LCI) for Fertiliser Production – Fertiliser products used in Sweden and Western Europe. Rapport 654, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg
- de Haan, M.H.A., Schils, R.L.M., Hemmer, J.G.A., van den Pol-van Dasselaar, A., de Boer, J.A., Evers, A.G. m fl. 2007. Model documentation – DairyWise. Animal Sciences Group, Wageningen Ur. <http://library.wur.nl/way/bestanden/clc/1847073.pdf> besökt 2008-03-28
- Dobbie, K. & Smith, K. 2003. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain – The impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biology* 9 (2): 204-218
- Dustan, A. 2002. Review of methane and nitrous oxide emission factors for manure management in cold climates. JTI-rapport Lantbruk & Industri 299, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala
- Edström, M., Pettersson, O., Nilsson, L. & Hörndahl, T. 2005. Jordbrukssektorns energianvändning. JTI-rapport Lantbruk & Industri 342, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala
- Ekström, G. 1927. Klassifikation av svensk åkerjord. Sveriges Geologiska Undersökning. Ser C, No. 345 (Årsbok 20).
- Ekvall, T. & Weidema, B.P. 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of LCA* 9 (3): 161-171

- ELCD. 2008. ELCD core data sets 1.0.1. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>.
© European Commission 1995-2007
- Elmqvist, H. 2005. Environmental systems analysis of arable, meat and milk production. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, 2005:12, doktorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala
- Emanuelsson, M. & Bertilsson J. 2007. Att rapa metan är normalt för en väl fungerande mjölkko. Forskning Special, Svensk Mjök, 2007-12-17
- Energimyndigheten. 2007. Energiläget 2007. Rapport ET 2007:49, Energimyndigheten.
- Energimyndigheten. 2008. Transportsektorns energianvändning 2007. ES 2008:01, Energimyndigheten.
- Energimyndigheten. odat. Miljövärdering av el – marginalet och medelelet. Underlagsrapport Statens Energimyndighet
- Eriksson, J., Andersson, A. & Andersson, R. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Rapport 4778. Naturvårdsverket, Stockholm
- Erlingsson, M. 2008. Gödsling kan ge en positiv klimatbalans. Växtpressen 37 (1): 6-7
- Etana, A., Håkansson, I., Zagal, E. & Bucas, S. 1999. Effects of tillage depth on organic carbon content and physical properties in five Swedish soils. Soil and Tillage Research 52 (3-4): 129-139.
- EU. 2008. Förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om främjande av användningen av förnybar energi. KOM (2008) 19 slutlig, Europeiska gemenskapernas kommission. Bryssel den 23/1 2008
- EUCAR [European Council for Automotive R & D], CONCAWE, & JRC [Joint Research Centre, European Commission]. 2007. Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Well-to-Tank Report, Version 2c, March 2007. Available at <http://ies.jrc.ec.europa.eu/WTW.html>
- European Commission. 2007. Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids and Fertilisers. August 2007. Available at http://www.bvt.umweltbundesamt.de/archiv-e/lvic-aaf_bref_0807.pdf
- Fasset. 2008. Farm ASSEssment Tool. www.fasset.dk. Besökt 2008-06-11
- Flechard, C.R., Ambus, O., Skiba, U., Rees, R.M., Hensen, A., van Amstel, A. M. Fl. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. Agricultural, Ecosystems and Environment 121 (1-2): 135-152.
- Flodström, E., Sjödin, Å. & Gustafsson, T. 2004. Uppdatering av utsläpp till luft från arbetsfordon och arbetsredskap för Sveriges internationella rapportering. SMED och SMED & SLU nr 2 2004, Svenska MiljöEmissionsData. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping.
- Flysjö, A., Cederberg, C. & Strid, I. 2008. LCA-databas för konventionella fodermedel – miljöpåverkan i samband med produktion: Version 1. Rapport 772, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg
- Friskhnecht, R., Althaus, H-J., Bauer, C., Doka, G., Heck, T., Jungbluth, N. m fl. 2007. The Environmental Relevance of Capital Goods in Life Cycle Assessments of Products and Services. The International Journal of Life Cycle Assessment DOI: <http://dx.doi.org/10.1065/lca2007.02.308>

- Fryk, H (red). 1999. Energi från skogen. SLU Kontakt 9, Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala
- Garten, C. T. & Wullschleger, S. D. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop – measurement limitations. *Journal of Environmental Quality* 28: 1359-1365
- Greator, J. M. 2000. A review of methods for measuring methane, nitrous oxide and odour emissions from animal production activities. JTI Lantbruk och Industri Rapport 274, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala
- Greppa Näringen. 2008. Uppslagsboken. www.greppa.nu
- Greppa Näringen. 2008. Sur stallgödsel är mer klimatvänlig. <http://www.greppa.nu/arkiv/nyhetsarkiv/stallgodsel2006/surstallgodselarmerklimatvanlig.5.694182f211c99670d3c800020343.html>
- Gustafsson, A.H. & Volden, H. 2007. Norfor – Så här blir normerna för energi och protein. *Tidningen Husdjur* 8: 22-24
- Hagberg, L. & Holmberg, K. The climate impact of future energy peat production. IVL report B1796, Swedish Environmental Research Institute.
- Hansen, M. N., Sommer, S. G. & Henriksen, K. 2002. Methane emissions from livestock manure – effects of storage conditions and climate. In: Petersen, S.O. & Olesen, J.E. (eds). *Greenhouse Gas Inventories for Agriculture in the Nordic Countries. Proceeding from an international workshop Helsingør, Denmark 24 – 25 January 2002, 7-15. DIAS report Plant Production no. 81, Tjele, Denmark*
- Heidmann, T., Christensen, B. T. & Olesen, S. E. 2002. Changes in soil C and N content in different cropping systems soil types. In: *Greenhouse Gas Inventories for Agriculture in the Nordic Countries. Proceeding from an international workshop Helsingør, Denmark 24 – 25 January 2002, pp 77 - 86. DIAS report Plant Production no. 81, Tjele, Denmark.*
- Höglund-Isaksson, L., Winiwarter, W., Klimont, Z. & Bertok, I. 2006. Emissions scenarios for methane and nitrous oxides from the agricultural sector in the EU-25. IIASA Interim Report IR-06-019, International Institute for Applied Systems Analysis
- Holter, J.B & Young, A.J. 1992. Methane prediction in dry and lactating Holstein cows. *Journal of Dairy Science* 75 (8): 2165-2175
- Hörndahl, T. 2007. Energiförbrukning i jordbrukets driftsbyggnader - en kartläggning av 16 gårdar med olika driftsinriktning. JBT Rapport 145, Inst för jordbrukets biosystem och teknologi, Sveriges Lantbruksuniversitet. Alnarp.
- Hutchings, N. J., Sommer, S. G., Anderssen, J. M. & Asman, W. A. H. 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment* 35: 1959-1968
- IEA [International Energy Agency]. 2008. IEA Energy Statistics Homepage. <http://www.iea.org/dbtw-wpd/Textbase/stats/index.asp> besökt 2008-08-27
- IPCC. 1996. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Reference manual (Volume 3). Chapter 4, Agriculture.
- IPCC. 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volumes 1, 2 and 3. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

- IPCC. 2000. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Penman, J., Kruger, D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Enmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K. and Tanabe, K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, land-Use Change and Forestry. Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. and Wagner, F. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC. 2006a. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC. 2006b. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. www.ipcc.ch
- IPCC. 2006c. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Volume 3 Industrial Processes and Product Use. www.ipcc.ch
- IPCC. 2006d. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. Chapter 11, N₂O Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application.
- IPCC. 2006e. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 Agriculture, Forestry and Other land use. Chapter 10, Emissions from livestock and manure management.
- IPCC. 2007a. Climate Change 2007 – The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.
- IPCC. 2007b. Climate Change 2007 – Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC. 2007c. Climate Change 2007 – Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- Jenssen & Kongshaug, G. 2003. Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production. Proc 509 från Int Fertiliser Society
- Jeppsson, K-H., Ngwabie, N.M., Gustafsson, G. Nimmermark, S. 2008. Växthusgaser från mjölk och slaktgrisstallar. Lantbrukets Byggnadsteknik (LBT) Sveriges Lantbruksuniversitet. *Opublicerat*
- Johnson, K. A. & Johnson, D. E., 1995. Methane emissions from cattle. Journal of Animal Science 73 (8): 2483-2492.
- Johnson, K., Huyler, M., Westberg, H., Lamb, B. & Zimmerman, P. 1994 Measurement of methane emissions from ruminant livestock using a SF₆ tracer technique. Environmental Science 6 Technology 28: 359-362

- Jordartsnomenklatur. 1953. Regler utarbetade av representanter för Kungl. skogshögskola, Statens geotekniska institut, Statens väginstitut och Sveriges geologiska undersökning. Stencil.
- Jordbruksverket, 1995. Gödselproduktion, lagringsbehov och djurtäthet vid nötkreaturshållning. Rapport 1995:10
- Jordbruksverket, 2001. Gödselproduktion, lagringsbehov och djurtäthet i olika djurhållningssystem med grisar. Rapport 2001:13
- Jordbruksverket. 2005. Växtnäringsförsörjning inom ekologiska produktionsformer – rapport från projektet CAP:s miljöeffekter. Jordbruksverket rapport 2005:13
- Jordbruksverket. 2008a. Minska jordbrukets klimatpåverkan! - Del 1. Introduktion och några åtgärder/styrmedel. Jordbruksverket rapport 2008:11
- Jordbruksverket. 2008b. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2009. Jordbruksinformation 26, Jordbruksverket.
- Jordbruksverket. Odat. Dataprogrammet STANK in MIND.
www.sjv.se/amnesomraden/vaxtmiljovatten/vaxtnaringochgodsel/dataprogrammetstankinmind.4.260d8d10244ea97e380002813.html
- Jungkunst, H. F., Freibauer, A., Neufeldt, H. & Bareth, G. 2006. Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany – a synthesis of available annual field data. Germany. Review Article. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169 (3): 341-351.
- Karlsson, S. & Rodhe, L., 2002. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak vid lagring och spridning av stallgödsel. Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket. JTI Uppdragsrapport, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala.
- Kasimir-Klemmedtsson, Å., 2001. Metodik för skattning av jordbrukets emissioner av lustgas – Underlag för Sveriges nationalrapport till Klimatkonventionen. Rapport 5170, Naturvårdsverket.
- Kätterer T & Andrén O. 1999. Long-term agricultural field experiments in Northern Europe: analysis of the influence of management on soil carbon stocks using the ICBM model. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72: 165-179
- Kirchgeßner, M., Windish, W., Müller, H. & Kreuzer, M. 1991. Release of methane and of carbon dioxide by dairy cattle. *Agribiological research* 44 (2-3): 91-102.
- Kirchgeßner, M., Windish, W. & Müller, H. L 1995. Nutritional Factors for the Quantification of Methane Production. *Proceedings of the eight International Symposium on Ruminant Physiology*.
- Kongschaug, G. 1998. Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertilizer production. EFMA (European Fertilizer Manufacturers' Association) Seminar on EU Legislation and the Legislation Process in the EU relative to Fertilizer, Prague, October 19-21 1998
- KRAV & Svenskt Sigill. Odat. Klimatmärkning av livsmedelstransporter. Dokument producerat inom projektet "Klimatmärkning av mat". <http://www.krav.se/upload/Transporter%20-%20Underlag%20080520.pdf>
- Kuikman, P.J., van der Hoek, K.W., Smit, A. & Zwart, K. 2006. Update of emission factors for nitrous oxide from agricultural soils on the basis of measurements in the Netherlands. Alterra-rapport 1217, Alterra. Wageningen, Netherlands.
- Lantz, M., Larsson, G. & Hansson, T. 2006. Förutsättningar för förnybar energi i svensk växthusodling. Rapport nr 57, Miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola.

- Lassey, K. R. 2007. Livestock methane emission – From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agriculture and Forest Meteorology* 142 (2-4): 120-132
- Lincoln University. 2008. Carbon Calculator for New Zealand Agriculture and Horticulture. <http://www.lincoln.ac.nz/carboncalculator/default.asp> Besökt 2008-10-10
- Lindgren, M., Pettersson, O., Hansson, P-A. & Norén, O. 2002. Jordbruks- och anläggningsmaskinernas motorbelastning och avgasemissioner – samt metoder att minska bränsleförbrukning och avgasemissioner. JTI-rapport Lantbruk & Industri 308, Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Lindgren, E. 1980. Skattning av energiförluster i metan och urin hos idisslare. En litteraturstudie. Rapport 47. Avd för Husdjurens Näringsfysiologi, Sveriges Lantbruksuniversitet
- Livsmedelsverket. 2008. På väg mot miljöanpassade kostråd - Vetenskapligt underlag inför miljökonsekvensanalysen av Livsmedelsverkets kostråd. Rapport 9 - 2008, Livsmedelsverket.
- LRF 2002. Maten och miljön – Livscykelanalys av sju livsmedel. http://www.svensktsigill.com/website2/sd_page/466/maten%20o%20miljon.pdf
- Maljanen, M., Hytönen, J., Mäkiranta, P., Alm, J., Minkkinen, K., Laine, J. & Martikainen, P., 2007. Greenhouse gas emissions from cultivated and abandoned organic croplands in Finland. *Boreal Environment Research* 12 (2):133-140.
- Mattsson, L. & Ericson, L. 2002. Vad säger SLU:s långliggande försök?. Jordbrukskonferensen 2002, SLF rapport 66: 138-141
- Mattsson, L. & Larsson, H. 2005. Att föra bort eller bruka ner halmen påverkar mullhalt, daggmaskar och skadedjur. Rapport 210. Inst för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Mills, J.A.N., Kebreab, E., Yates, C.M., Crompton, L.A., Cammell, S.B Dhanoa, M.S, m fl. 2003. Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows. *Journal of Animal Science* 81 (12): 3141-3150
- Morén, A-S., Grelle, A. & Lindroth, A. 2000. Kolbalansen i svenska skogar. Fakta skog nr 2 2000, Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Mørkved, P.T., Dörsch, P., Henriksen, T. M. & Bakken, L.R. 2006. N₂O emissions and product ratios of nitrification and denitrification as affected by freezing and thawing. *Soil biology & Biochemistry* 38: 3411-3420
- Naturvårdsverket. 2002. Utveckling av metodik för att kvantifiera jordbrukets utsläpp av växthusgaser. Dnr: 108-356-01-Md
- Naturvårdsverket. 1997. Kol i marken – konsekvenser av markanvändning i skogs- och jordbruk. Rapport 4782. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2007a. Sweden's national inventory report 2008 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2007b. Sweden's national inventory report 2008 – Appendix 18 Thermal values and Emission factors energy GWP conversion factors. Naturvårdsverket, Stockholm. Tillgänglig via http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/utsl%C3%A4ppsdata/vaxth usgaser/2007/appendix_18.pdf

- Naturvårdsverket. 2009. National inventory report 2009 Sweden - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Neufeldt, H., Schäfer, M., Angenendt, E., Li, C., Kaltschmitt, M. & Zeddies, J. 2006. Disaggregated greenhouse gas emission inventories from agriculture via a coupled economic-ecosystem model. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112:233-240
- Neufeldt, H. & Schäfer, M. 2008. Mitigation strategies for greenhouse gas emissions from agriculture using a regional economic-ecosystem model. *Agriculture Ecosystems & Environment* 123: 305-316
- NIB Programmering. 2004. Nötstat - Foderstatsberäkning. <http://www.nib.se/notstat>
- NTM [Nätverket för Transporter och Miljön]. 2003. NTMCalc. Version 1.9.9. 2003-10-17 <http://www.ntm.a.se/ntmcalc/>
- O'Mara, F.P., Beauchemin, K.A., Kreuzer, M. & McAllister, A. 2008. Reduction of greenhouse gas emissions of ruminants through nutritional strategies. Proceedings, International Conference Livestock and Global Climate Change 2008, 17-20 May, Hammamet, Tunisia. 40-43
- Olsen, J.E., Andersen, J.M., Jacobsen, B.H., Hvelplund, T., Jørgensen, U., Schou, J.S. m fl. 2001. Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. DJF-rapport Markbrug 48, Danmarks Jordbrugsforskning. Tjele, Danmark.
- Olesen, J.E., Weiske, A., Asman, W.A., Weisbjerg, M.R., Djurhuus, J. & Schelde, K. 2004. FarmGHG – A model for estimating greenhouse gas emissions from livestock farms. Documentation, Danish Institute of Agricultural Sciences. Available at: www.agrsci.dk (FarmGHG - A model for estimating greenhouse gas emissions from livestock farms)
- Olesen, J.E. Schelde, K., Weiske, A. Weisbjerg, M.R. Asman W.A.H. & Djurhuus, J. 2006. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, p 207-220.
- Olesen, J.E. 2002. Energy crops as a strategy for reducing greenhouse gas emissions. In: Greenhouse Gas Inventories for Agriculture in the Nordic Countries. Proceeding from an international workshop Helsingør, Denmark 24 – 25 January 2002, pp 87-96. DIAS report Plant Production no. 81, Tjele, Danmark.
- Persson, J. & Kirchmann, H. 1994. Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 51 (1-2): 249 - 255.
- Persson, J. 2004. Kortsiktiga och långsiktiga markbiologiska processer med speciell hänsyn till kvävet. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 143 (12): 67-94.
- Perstorp. odat. Certifierad miljövarudeklaration myrsyra 85 %. Perstorps Specialty Chemicals AB, Perstorp. http://www.environdec.com/reg/s_epde5.pdf
- Pinares-Patiño, C.S., D'Hour, P. Jouany, J-P. & Martín, C. 2007. Effects of stocking rate on methane and carbon dioxide emissions from grazing cattle. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121 (1-2): 30-46
- Rodhe, L. & Pell, M. 2005. Täckt ytmyllning av flytgödsel i vall – teknikutveckling, ammoniakavgång, växthusgaser och avkastning. JTI-rapport Lantbruk & Industri 337, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala

- Rodhe, L., Ascue, J., Tersmeden, M., Ringmar A. & Nordberg, Å. 2008. Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel – Förhållanden i gårdsbehållare, metodikutveckling av gasmätning samt bestämning av emissioner från nötflytgödsel. JTI-rapport Lantbruk & Industri 370, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala
- Salomon, E., Sundberg, M., Spröndly, E., Lindahl, C., Lindgren, K. & Gustavsson, A. 2008. Flöder av kväve och fosfor på stora mjölkgårdar med olika betessystem – Litteraturstudie, beräkningar, riskbedömning. JTI-rapport Lantbruk & industri 372. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- SCB. 2007. Jordbruksstatistisk årsbok 2007. Statistiska Centralbyrån.
- SCB. 2008a. Årliga energibalanser 2005-2006. Statistiska meddelanden EN 20 SM 0705, Korrigerad version 2008-04-23. Statistiska Centralbyrån.
- SCB. 2008b. Försäljning av mineralgödsel för jord- och trädgårdsbruk under 2006/07. Statistiska meddelanden MI 30 SM 0801. Statistiska Centralbyrån.
- SCB. 2008c. Energianvändning inom jordbruket 2007. Statistiska Centralbyrån.
- SCB. 2008d. Gödselmedel i jordbruket 2006/07 – Mineral- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. Statistiska meddelanden MI 30 SM 0803. Statistiska Centralbyrån.
- SCB. 2008e. El-, gas- och fjärrvärmeförsörjningen 2006 – Definitiva uppgifter. Statistiska meddelanden EN 11 SM 0801. Statistiska Centralbyrån.
- Schils, R.L.M., Olesen, J.E., del Prado, A. & Soussana, J.F. 2007a. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science* 112: 240-251
- Schils, R.L.M., de Haan, M.H.A., Hemmer, J.G.A. van den Pol-van Daselaar, A., de Boer, J.A., Evers, A.G., m fl. 2007b. DairyWise – A whole-farm dairy model. *Journal of Dairy Science* 90: 5334-5346.
- Schils, R.L.K., Olesen, J. E., del Prado, A., Soussana, J-F. 2006. A farm level approach for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. I: Petersen, S.O. (red.). 2006. 12th Ramiran International conference - Technology for recycling of manure and organic residues in a whole-farm perspective Vol 1. DIAS report 122, Danish Institute of Agricultural Sciences. Tjele, Denmark.
- Schmidt, J.H. 2007. Life assessment of rapeseed oil and palm oil - Ph.D. thesis, Part 3: Life cycle inventory of rapeseed oil and palm oil. Department of Development and Planning, Aalborg University. Denmark
- SEERAD [Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department]. 2007. ECOSSE – Estimating Carbon in Organic Soils Sequestration and Emissions. www.scotland.gov.uk/publications
- SFS. 1997. Ellag. SFS 1997:857. Svensk författningssamling. Uppdaterad t.o.m. SFS 2008:265.
- Sköldberg, H & Unger, T. 2008. Effekter av förändrad elanvändning/elproduktion - Modellberäkningar. Elforsk rapport 08:30.
- Smith, P. 2002. Effects on cultivation practice on carbon storage in arable soils and grassland. In: Greenhouse Gas Inventories for Agriculture in the Nordic Countries. Proceeding from an international workshop Helsingör, Denmark 24 – 25 January 2002, pp 64-69. DIAS report Plant Production no. 81, Tjele, Denmark.

- Sonesson, U., Cederberg, C., Flysjö, A. & Carlsson, B. 2008. Livscykelanalys (LCA) av svenska ägg (ver.2). SIK-rapport 783. Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg.
- Soussana, J. F., Fuhrer, J., Jones, M. & van Amstel, A (eds.). 2007a. The greenhouse gas balance of grasslands in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121 (1-2). Special issue.
- Soussana, J. F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C. m.fl. 2007b. Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121:121–134.
- Spörndly, R. 2003. SLU:s fodertabeller för idisslare 2003. Rapport 257, Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges Lantbruksuniversitet
- Steinfeld, H. Gerber, P. Wassenaar, T. Castel, V. Rosales, M. & de Haan, C. 2006. Livestock's long shadow – environmental issues and options. Food and Agriculture organization of the United Nations (FAO). Rome, Italy.
- Strid, I. & Flysjö, A. 2007. Livscykelanalys (LCA) av ensilage - jämförelse av tornsilo, plansilo och rundbal. Rapport Mat21 nr 3 2007. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Strid Eriksson, I., Elmquist, H., Stern, S. & Nybrant, T. 2005. Environmental systems analysis of pig production – The impact of feed choice. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10 (2): 143-154
- Strid Eriksson, I. 2004. Environmental systems analysis of pig production: development and application of tools for evaluation of the environmental impact of feed choice. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Agraria* 491, doktorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Svanberg O. 1971. De svenska skördeprodukternas innehåll av växtnäringsämnen. Meddelande 37. Statens Lantbrukskemiska Laboratorium, Uppsala
- Svensk Mjölk. 2008. Husdjursstatistik www.svenskmjolk.se
- Tillman, A-M. 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 20: 113-123.
- Tynelius, G. 2008. Klimatpåverkan och förbättringsåtgärder för Lantmännens livsmedel – fallstudie Kronfågels slaktkyckling. Examensarbete, Miljö- och energisystem, Lunds Tekniska Högskola.
- United Nations. 1998. Kyoto protocol to the united nations framework convention on climate change. http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php
- Uppenberg, S., Almemark, M., Brandel, M., Lindfors, L-G., Marcus, H-O., Stripple, H., m fl. 2001. Miljöfaktabok för bränslen. IVL rapport B 1334-2, IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Stockholm.
- USEPA. 2006. Global Anthropogenic Non-CO₂ Greenhouse Gas Emissions: 1990-2020. Office of Atmospheric Programs, USEPA, Washington, DC.
- Vattenfall. 2003. Certified Environmental Product Declaration of Electricity from Vattenfall AB's Swedish Windpower Plants. S-P-00044, 2003-07-01, Vattenfall.
- Vattenfall. 2004. Vattenfall AB Nordic Generation Nordic Countries Certified Environmental Product Declaration of Electricity from Ringhals NPP. EPD S-P-00026, June 2004.
- Vattenfall. 2005a. Livscykelanalys – Vattenfalls el i Sverige. Vattenfall, Stockholm

- Vattenfall. 2005b. Vattenfall AB Nordic Generation's Certified Environmental Product Declaration EPD of Electricity from Vattenfall's Nordic Hydropower. S-P-00088, Februari 2005, Vattenfall.
- Vattenfall. 2005c. Vattenfall AB Nordic Generation Nordic Countries Certified Environmental Product Declaration of Electricity from Forsmarks Kraftgrupp AB (FKA). EPD S-P-00021, June 2004, Updated 2005.
- Vattenfall. 2006. Vattenfall AB Nordic's Certified Environmental Product Declaration EPD for Electricity and District Heat from the CHP at Vattenfall AB Nordic Heat Uppsala. EPD S-P-00107, March 2006.
- Vestgöte, E. 2000. Livscykelanalys av gödsel från slaktkyckling. JTI-rapport Lantbruk & Industri 272, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. Uppsala.
- Vleeshouwers, L. M. & Verhagen, A. 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use – a model study for Europe. *Global Change Biology* 8:519-530
- Weidema, B. P., Wesnæs, M., Hermansen, J., Kristensen, T., Halberg, N., Eder, P (ed). & Delgado, L. (ed). 2008. Environmental improvement potentials of meat and dairy products. JRC Scientific and technical reports, European commission. DOI: 10.2791/38863
- Wilkerson, V.A., Casper, D.P. & Mertens, D.R. 1995. The prediction of methane production of Holstein cows by several equations. *Journal of Dairy Science* 78 (11): 2402-2414.
- Yara. 2008a. Katalysator för reduktion av lustgas. 2008-03-26 <http://fert.yara.se> Besökt 2008-08-25
- Yara. 2008b. Växtnärings Sortimentet – Säsong 2008/2009.
- Yara. 2008c. Remissvar: "Regler för minskad klimatpåverkan inom livsmedelsproduktionen". 2008-05-30 Tillgängligt via <http://www.krav.se/sv/Klimat/klimat/Remissvar-regelforslag-1/>
- Yates, C.M, Cammell, S.B, France, J, Beaver, D.E. 2000. Proceeding of the British Society of Animal Science 2000, 94.

14.1 Personliga meddelanden

- Bramstorp, Anette. Miljörådgivare, Hushållningssällskapet Malmöhus. 2009
- Eksvärd, Jan. LRF, Stockholm. Januari 2009.
- Henriksson, Maria. Växa Halland. 2008. Tel 035-465 00
- Jeppsson, Knut-Håkan. Lantbrukets byggnadsteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet. Alnarp. November 2008
- Jonsson, Marie. Lantmännen Lantbruk, Feed division. December 2008
- Lindholm, Rolf. Växtodlingsrådgivare, Växa Halland. Februari 2009

Bokföringsinriktade och förändringsorienterade analyser

I LCA-litteraturen delas livscykelanalyserna in i två huvudkategorier, nämligen bokföringsinriktade analyser (på engelska "attributional LCA", "accounting LCA" eller "retrospective LCA") och förändringsorienterade analyser eller konsekvensanalyser (på engelska "consequential LCA", "change-oriented LCA" eller "prospective LCA") (Tillman, 2000; Baumann & Tillman, 2004; Ekvall & Weidema, 2004). Studiens syfte påverkar valet av analysmetod.

I de **bokföringsinriktade livscykelanalyserna** beräknas den total miljöpåverkan som kan tillskrivas en viss produkt eller tjänst (Baumann & Tillman, 2004). Det innebär att man strävar efter att göra analyserna så *heltäckande* att de beskriver alla miljömässiga och relevanta flödena till och från en produkts eller tjänsts hela livscykel, t ex hur stora utsläppen och resursanvändningen är vid odling, skörd och lagring av ensilage. I analyserna ingår inte effekter som sker utanför systemet, t ex orsakade av ändrad efterfrågan av en insatsvara. I dessa analyser används generellt *medeldata* för att bedöma miljöpåverkan av olika processer och insatsvaror. Om det blir nödvändigt används *allokering* för att fördela miljöpåverkan från en process mellan olika produkter som tillförs processen alternativt mellan olika produkter som lämnar processen (se även kapitlet 4.4 Allkoering). Tanken med denna typ av livscykelanalyser är att resultaten från olika analyser ska vara *adderbara*, vilket ställer krav på standardisering av analysmetoden och val av indata.

De bokföringsinriktade analyser har ett tillbakablickande perspektiv och kan användas för jämförande studier eller för att jämföra olika produkter (Baumann & Tillman, 2004). De passar som underlag för miljömärkning och beslutsunderlag vid t ex inköp (Baumann & Tillman, 2004).

I de **förändringsorienterade livscykelanalyserna** beskrivs konsekvenserna av förändringar eller skillnader mellan olika alternativ (Baumann & Tillman, 2004). I dessa analyser ingår de processer som påverkas signifikant av en *förändring* i systemet, t ex hur en övergång från att lagra ensilage i silo till att bala ensilaget påverkar resursanvändningen och emissionerna från skörd och lagring av fodret. Processer som inte påverkas av förändringen kan därmed uteslutas ur analysen. I analyserna ingår dock effekter som sker utanför systemet, t ex hur ökad efterfrågan på en insatsvara påverkar produktionen av denna insatsvara i kringssystemet eller annan produktion som använder samma resurs. Det kan t ex gälla effekterna av den ökade användningen av ensilageplast som uppstår när man går över till ett system med rundbalar och hur det påverkar platsproduktionen (t ex var kommer plasten att tillverkas, vilka råvaror kommer att användas och hur har de producerats). I dessa analyser används ofta *marginaldata*, d v s data från den produktion som tillkommer vid ökad efterfrågan av en produkt/tjänst eller som försvinner vid minskad efterfrågan. Oftast är det den dyraste produktionen som tillkommer eller försvinner vid ändrad efterfrågan. Här kan man även behöva ta hänsyn till mer långsiktiga effekter av att t ex nya produktionsanläggningar kan behövas vid ökad efterfrågan på en produkt eller att produktionsanläggningar läggs ner vid minskad efterfrågan. I de förändringsinriktade analyserna löser man allokeringsproblemet genom *systemexpansion*. Det innebär att systemet tillskrivs den miljöpåverkan som förändringen orsakar utanför systemet. Om t ex det studerade systemet är en gård där man börjar bärga mer halm och denna halm används för att ersätta andra bränslen i ett värmeverk, tillgodoses gårdens den förändrade miljöpåverkan som detta bränslebyte medför. Till skillnad från bokföringsinriktade livscykelanalyser är resultaten från förändringsorienterade livscykelanalyser *inte adderbara*.

De förändringsorienterade analyser har ett framåtblickande perspektiv och kan användas för jämförelser av t ex olika framtida alternativ. De passar därmed vid t ex produktutveckling eller vid planering av ny verksamhet (Baumann & Tillman, 2004).

Exempel el

Skillnaderna i angreppssätt mellan bokföringsinriktade och förändringsorienterade analyser styr valet av indata och därmed kan resultaten kraftigt skilja sig åt mellan olika studier. Ett tydligt exempel är hur man väljer att bedöma miljöpåverkan av elen som används i ett system. Elproduktionens klimatpåverkan varierar mycket mellan olika kraftslag, där t ex el från vatten-, kärn- och vindkraft bara ger upphov till några gram koldioxidekvivalenter per kWh el, medan el från kolkraftverk ger ca ett kg koldioxidekvivalenter per kWh (se även kapitel 6.1.1).

I en *bokföringsinriktad analys* väljer man generellt medeldata, vilket i detta fall skulle kunna motsvara den genomsnittliga elmixen som används i en region. I Sverige produceras den mesta elen i vatten- och kärnkraftverk, och klimatpåverkan av denna produktionsmix blir därmed relativt låg. Den genomsnittliga produktionsmixen kan dock variera över tiden, bl a beroende på variationer i tillrinning till vattenkraftverken. Produktionen varierar även mellan regioner och länder, där t ex den danska elproduktionen baseras på en stor andel kolkraft, och växthusgasutsläppen från denna produktion ligger på i genomsnitt ca 750 g koldioxidekvivalenter/kWh el. Eftersom el importeras och exporteras mellan regioner kan ursprunget till elen som används i en region skilja sig från den genomsnittliga produktionsmixen i regionen, och det är därför viktigt att göra skillnad på klimatpåverkan av elanvändning och elproduktion. De genomsnittliga växthusgasutsläppen för elen som används i Sverige ligger på ca 40 g koldioxidekvivalenter per kWh el (se kapitel 6.1.1).

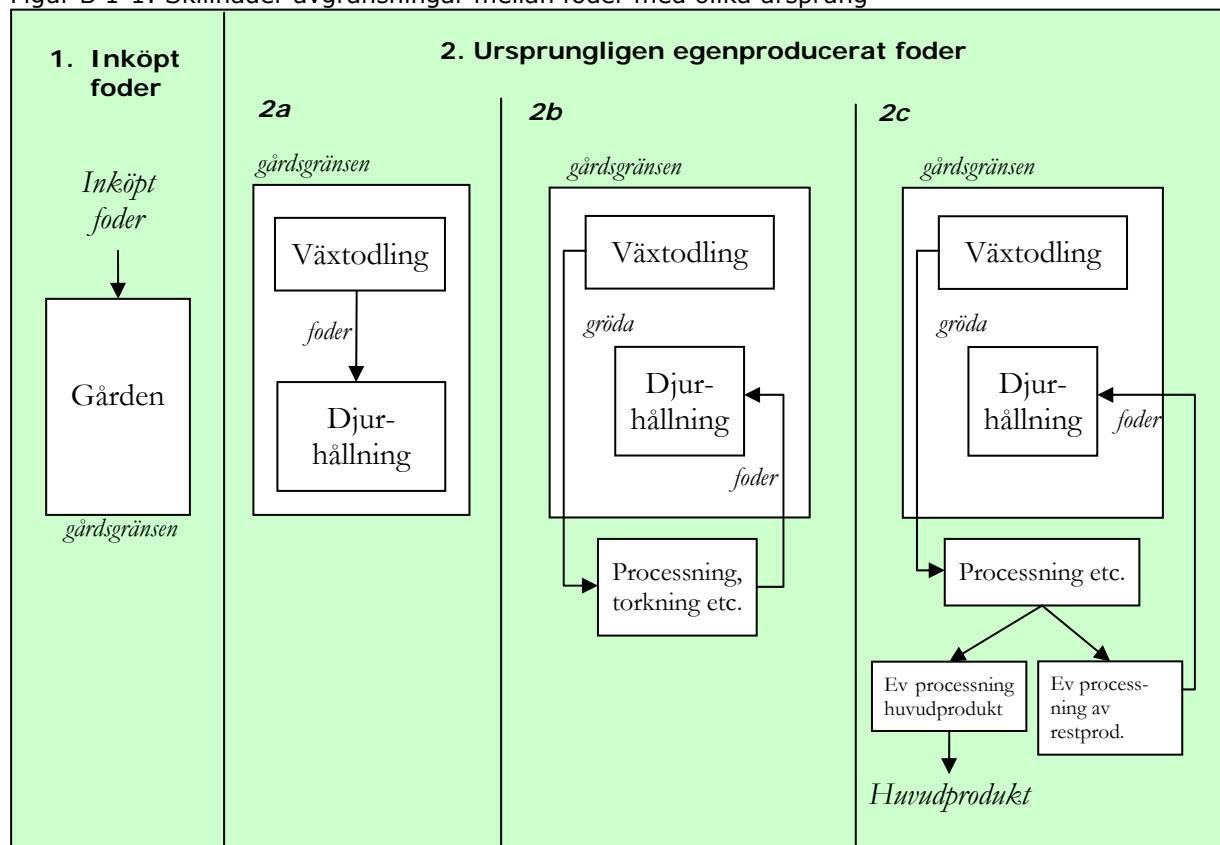
I en *förändringsorienterad analys* väljer man istället marginaldata när effekterna av en förändring ska bedömas. I exemplet med el räknar man idag ofta med att olika bränslebaserad kraftproduktionssystem, som t ex med kol, olja eller naturgas, utgör driftsmarginalen (d v s den produktion som tillkommer eller försvinner vid ändrad efterfrågan på el) i det nordiska elsystemet. En viktig anledning till detta är att denna produktion är förknippad med relativt höga rörliga kostnader och därmed av kostnadsskäl utnyttjas i sista hand. Växthusgasutsläppen är mycket högre från fossilbränslebaserad elproduktion än från den genomsnittliga elproduktionen i Sverige. När man diskuterar marginaldata måste man även ta hänsyn till tidsaspekten – handlar det om marginalen på lång eller kort sikt, ska det vara medelvärden för ett år eller motsvara marginaldata just nu. I ett längre perspektiv kommer elproduktionssystemet att förändras och anpassas utifrån styrmedel och förändrad elanvändning. I en studie från Elforsk studerades olika framtida scenarion för hur elproduktionsmixen skulle förändras om elanvändningen i Sverige ökade med 5 TWh (Sköldberg & Unger, 2008). I de flesta scenarion skulle växthusgasutsläpp för elproduktionen som tillkom motsvara ca 600-700 g koldioxidekvivalenter per kWh el, men beroende på effekter av olika ekonomiska och administrativa styrmedel varierade utsläppen i scenariona med mellan 0 och 800 g koldioxidekvivalenter per kWh el (Sköldberg & Unger, 2008).

Systemgränser för foder

I studien används olika avgränsningar för att beräkna miljöpåverkan av olika fodermedel som används på gården beroende på fodermedlets ursprung och var de processas. Åtskillnad görs mellan (se även Figur B 1-1 för schematisk förklaring):

1. **Inköpt foder.** All odling, processning etc. av fodret sker utanför gården. Fodret kan vara huvudprodukt (t ex spannmål eller ensilage) eller biprodukt från annan produktion (t ex majsglutenmjöl som är en biprodukt från majsstärkelseframställning).
2. **Ursprungligen egenodlat foder, där;**
 - a. All foderhantering (odling, torkning, processning, lagring etc.) sker på gården.
 - b. Hela eller delar av foderhanteringen sker utanför gården, t ex torkning av foderspannmål. Inga restprodukter uppstår i den externa foderhanteringen.
 - c. Fodret är restprodukter från grödor som levererats från gården, t ex rapsexpeller från pressning av rapsolja från rapsfrö som odlats på gården. Hela eller delar av processningen och foderhanteringen sker utanför gården.

Figur B 1-1: Skillnader avgränsningar mellan foder med olika ursprung¹



¹ Bild 2a motsvarar att all foderhantering sker på gården, 2b att delar av foderhanteringen sker utanför gården (inga biprodukter uppstår i processen) och 2c att delar av foderhanteringen sker utanför gården och att fodret utgörs av biprodukter.

För inköpt foder (motsvarande punkt 1 i listan ovan) ska miljöpåverkan från hela foderproduktionskedjan bokföras till gårdens totala klimatpåverkan. Det inkluderar emissioner från t ex odling, transport och processning.

För foder som produceras och hanteras helt och hållet på gården (motsvarande punkt 2a ovan) ingår alla emissioner från fodrets livscykel i de processer som sker på gården, t ex i form av lust-

gas från mark och utsläpp från användningen av diesel, gödselmedel eller andra insatsvaror som används i odlingen. Någon separat beräkning av fodrets miljöpåverkan ska därför inte göras eftersom det skulle medföra dubbelräkning.

För foder som konsumeras och odlats på gården men där någon form av processning (t ex torkning eller foderberedning) sker utanför gården (motsvarande punkt 2b i figuren ovan) ska växthusgasutsläppen för dessa processer uppskattas och adderas till gårdens totala utsläpp.

Om det återtagna fodret utgörs av biprodukter (punkt 2c i figuren ovan) ska miljöpåverkan av den processning och transporter som sker utanför gården fördelas mellan huvudprodukten och biprodukten. Här föreslås att ekonomisk allokering används för att göra denna fördelning.

Utsädesmängder

Exempel på utsädesmängder för olika grödor. Utsädet bidrag till växthusgasutsläppen från växtodlingen kan beaktas genom att utsädesmängden subtraheras från bruttoskörden. För spannmål motsvarar utsädesmängden normalt ca 2-3% av totalskörden och för potatis ca 8-10 %.

Tabell B 2-1: Ungefärliga utsädesmängder för olika grödor

Gröda	kg utsäde/hektar
Höstvete, höstkorn, rågvete	150-200
Råg	90-140
Vårkorn	160-180
Havre	180-220
Vårvete	200-240
Raps, rybs	4-8
Vall	20-30
Fodermajs	30-40
Kokärt, foderärt	200-300
Socketbetor	3-4
Potatis	2 200-3 000

Elproduktion

I Tabell B 2-2 har litteraturuppgifter om växthusgasutsläpp från olika former av elproduktion och från olika produktionsmixer sammanställts.

Det finns rätt få värden om växthusgasutsläpp från svensk medelel. De värden som presenteras i tabellen kan jämföras med att växthusgasutsläppen som sker i Sverige vid produktion av el och fjärrvärme ("public electricity and heat production") beräknades till totalt 8,6 miljoner ton koldioxidekvivalenter för år 2006 (Naturvårdsverket, 2007a). I klimatrapporeringen saknas det dock uppgifter om hur stora utsläppen blir i genomsnitt per kWh el respektive kWh värme. Enligt statistik från SCB användes totalt 56,6 TWh energi för fjärrvärmeproduktion i Sverige år 2006. Elproduktionen låg på 158 TWh och elanvändningen i landet på 135,5 TWh (SCB, 2008e). Om man utgår från statistiken över bränsleanvändning vid fjärrvärmeproduktionen och emissionsfaktorer för de olika bränsleslagen bedöms de totala utsläppen bli 5,2 miljoner ton koldioxidekvivalenter (egna beräkningar baserade på (Naturvårdsverket, 2007b; SCB, 2008e)). Med detta sätt att räkna skulle den svenska elproduktionen totalt orsaka 3,4 miljoner ton koldioxidekvivalenter, eller ca 22 g CO₂-ekv/kWh producerad el. Detta värde ligger under emissionsfaktorn för svensk medelel enligt Tabell 3, men hänsyn har då inte tagits till alla emissioner som sker ur ett livscykelperspektiv (t ex vid produktion av bränslen och produktionsanläggningar), till distributionsförluster i elnätet eller effekter av import eller export av el. Vår bedömning är att emissionsfaktorn som anges i Tabell 3 motsvarar ett rimligt värde för svensk medelel. Vid beräkning av jordbrukets klimatpåverkan är elanvändningen oftast av underordnad betydelse, och variationer i emissionsfaktorn för el får då lite genomslag.

Tabell B 2-2: Sammanställning av litteraturuppgifter om växthusgasutsläpp från elens hela livscykel fram till slutkund, inklusive 9 % distributionsförluster i elnätet.

Elektricitet	Växthusgasutsläpp (g/kWh _{el})				Kommentar
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv	
Svensk medelel	35	0,005	0,09	39	Beräknat utifrån emissionsfaktorer enligt (Baumann & Tillman, 2004) och elanvändning enligt (IEA, 2008)
	31	2,8E-3	0,19	37	Genomsnitt för el som tillförts, inklusive import, det svenska elnätet 1999. (Uppenberg m fl, 2001) ^{1, 2}
	76	0,0017	0,083	79	Genomsnittlig elanvändning i Sverige 2002, inklusive elimport, elproducenternas egenförbrukning och dist.förluster (ELCD, 2008).
Nordisk medelel	89	0,005	0,79	110	Avser den genomsnittliga produktionen i de nordiska länderna ett normalår (2002). Beräkningar från Energimyndigheten tyder på att utsläppen varierat med ± 35 % under perioden 2000–2004 (Energimyndigheten, odat)
Europeisk medelel	550	0,014	1,0	580	Genomsnittlig elanvändning, UCTE år 2002, inkl. elimport, elproducenternas egenförbrukning och dist.förluster (ELCD, 2008) ³ .
	435	0,018	1,0	470	(EUCAR fl, 2007)
Vattenkraftsel	27	2,5E-5	0,0033	27	Medeldata. Inkl. byggnation, drift och nedmontering av anläggning, emissioner från vattenmagasin och distr.förluster (ELCD, 2008) ² .
	5,5	2,5E-5	0,0061	5,6	Motsvarar representativ produktion hos Sydkraft, år 1999. Inkl. byggnation, drift, emissioner från överdämd mark och dist.förluster (Uppenberg m fl, 2001) ^{1, 2} .
				4,6	Vattenkraft som är representativ för Vattenfall, referensår 2001. Inkl. byggnation, drift, återinvesteringar, emissioner från översvämmad mark och distr.förluster. (Vattenfall, 2005b) ²
Kärnkraftsel				3,6	Forsmark 2002. Inkl. bränslets livscykel (brytning till slutförvar), byggnation, drift och nedmontering av kärnkraftverk. 95 % av växthusgaserna som CO ₂ (Vattenfall, 2005c)
				3,8	Ringhals 2002. Inkl. bränslets livscykel (brytning till slutförvar), byggnation, drift och nedmontering av kärnkraftverk (Vattenfall, 2004).
	12	1,3E-04	0,048	13	Motsvarar viktat medel för Oskarshamn och Barsebäck Sydkraft. Inkl. bränslets och kärnkraftverkets hela livscykel och dist.förluster (Uppenberg m fl, 2001) ^{1, 2} .
Vindkraftsel	6,7	4,1E-4	0,014	7,2	Genomsnittlig vindkraftsproduktion i kustområde, år 2003. Inkl. produktion, underhåll, nedmontering av verk och dist.förluster (ELCD, 2008) ² .
				12,0	Vindkraftverk som är representativa för Vattenfall, referensår 2001 (flesta verk runt 0,6 MW). Inkl. produktion, underhåll, nedmontering av verken och distribution till kund (130 kV) (5,3 % dist.förluster). (Vattenfall, 2003)
	7,1	3,2E-5	0,0071	7,3	Motsvarar verk på 0,6 MW, år 1999. Inkl. produktion, underhåll och nedmontering av verk. (Uppenberg m fl, 2001) ^{1, 2} .
Naturgas	460	0,02	1,5	500	Naturgaseldat kraftverk, 55 % elverkningsgrad (EUCAR fl, 2007)
	480	0,005	0,1	480	Kraftvärmeverk (Uppenberg m fl, 2001). Utsläppen är fördelade mellan el och värme enligt rekommendationerna i PAS2050.
Kraftvärme, torv				670	Data från Uppsala (80 % torv). Allokering mellan el och värme har skett med "alternative generation method", och där elen bär 54 % av belastningen från torv och andra biobränslen (Vattenfall, 2006)

¹ Motsvarar de rekommenderade värdena i (Uppenberg m fl, 2001).

² I referensen ingår inte distributionsförluster. Här antas att distributionsförlusterna är 9 %, och värdena från referensen har multiplicerats med faktorn 1,099 för att kompensera för förlusterna.

³ UCTE står för "Union for the Co-ordination of Transmission of Electricity" och är en internationell stamnätsförening för länderna i Kontinentaleuropa.

Drivmedel

I Tabell B 2-3 har litteraturuppgifter om växthusgasutsläpp från produktion av olika drivmedel sammanställts. Uppgifter om växthusgasutsläpp från slutanvändningen av drivmedlen redovisas i huvudrapporten.

Tabell B 2-3: Växthusgasutsläpp från **produktion** av olika drivmedel

Drivmedel	Växthusgasutsläpp (g/kWh _{el})				Kommentar	
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv		
Diesel	8,6	<<0,001	0,08	10,8	Europa, vid raffinaderi (ELCD, 2008) (EUCAR fl, 2007) (Uppenberg m fl, 2001)	
	14,2	n.a.	n.a.	14,2		
	3,5	n.a.	0,002	3,6		
Bensin	15	<<0,001	0,086	17	Europa, vid raffinaderi (ELCD, 2008) (EUCAR fl, 2007) (Uppenberg m fl, 2001)	
	12,5	n.a.	n.a.	12,5		
	5,3	n.a.	0,002	5,4		
Etanol, från: ¹						
	<i>Spannmål</i>	17	0,025	0,03	25	Processvärme och el från halm (överskottsel säljs), drank som foder (EUCAR fl, 2007). Värme från naturgas och el motsvarar EU-medel, drank som foder (EUCAR fl, 2007). Sockerrörsetanol, Brasilien, inkl transport till Europa. Bagassen (restprodukt) används som bränsle och överskottsvärme säljs (EUCAR fl, 2007). Värme från naturgas och el motsvarar EU-medel, drank som foder. (EUCAR fl, 2007)
	<i>Spannmål</i>	49	0,026	0,13	59	
	<i>Sockerrör</i>	1,1	0,02	0,15	11	
<i>Sockerbetor</i>	49	0,018	0,13	58		
RME ²	28	0,074	0,09	52	Beräknat för Europa. Medelskörd 3 ton frö/ha, elen motsvarar EU-medel. Rapskakan ersätter soja som foder och glycerin ersätter vete som foder (EUCAR fl, 2007) Föreslaget i kommande EU-direktiv om förnybar energi som typiskt värde för växthusgasutsläpp från produktion av RME (EU, 2008)	
				47		

¹ Enligt (Bernesson m fl, 2006) är växthusgasutsläpp från spannmålsbaserad etanolproduktion under svenska förhållanden ca 30 g CO₂-ekv/MJ etanol om fysisk allokering används för att fördela växthusgasutsläppen mellan etanolen och dranken, ca 45 g CO₂-ekv/MJ etanol om ekonomisk allokering används och ca 30 g CO₂-ekv/MJ etanol vid systemexpansion (dranken ersatte importerade sojaprodukter som proteinfoder).

² Enligt (Bernesson m fl, 2004) är växthusgasutsläppen från svensk RME-produktion ca 40 g CO₂-ekv/MJ RME om fysisk allokering används för att fördela växthusgasutsläppen mellan RME, rapskaka och glycerol, ca 50 CO₂-ekv/MJ RME vid ekonomisk allokering, mellan 60-90 CO₂-ekv/MJ RME om ingen allokering sker och ca 30 CO₂-ekv/MJ RME vid systemexpansion (rapskakan ersätter sojaprodukter som foder och glycerolen ersatte petroleum-baserad glycerol).

Inköpt foder

I Tabell B 2-4 har uppgifter från SIK:s foderdatabas sammanställts (Flysjö m fl, 2008).

Tabell B 2-4: Växthusgasutsläpp vid produktion av *inköpta* fodermedel (Flysjö m fl, 2008)

Fodermedel	Växthusgasutsläpp (g/kg foder) ¹				Ts-halt (%)
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄	CO ₂ -ekv	
Gräsvall ²					
Hö	75	0,87	0,08	335	100
Rundbal	100	0,87	0,093	365	100
Plansilo	110	0,87	0,085	367	100
Tornsilo	100	0,87	0,091	361	100
Blandvall ³					
Hö	56	0,65	0,053	249	100
Rundbal	85	0,65	0,067	279	100
Plansilo	88	0,65	0,059	282	100
Tornsilo	82	0,65	0,065	275	100
Höstvete					
syd ⁴	130	0,88	0,14	395	86
väst ⁵	150	0,96	0,15	440	86
öst ⁴	150	0,94	0,15	433	86
Havre					
syd ⁴	140	0,87	0,13	396	86
väst ⁵	170	1,0	0,16	483	86
öst ⁴	170	1,0	0,16	482	86
Korn					
syd ⁴	140	0,85	0,13	389	86
väst ⁵	160	1,0	0,15	457	86
öst ⁴	160	0,97	0,15	448	86
Sojamjöl ⁷	640	0,67	0,4	846	87
ExPro® ⁸	190	0,9	0,21	459	90
Rapsfrö	250	1,8	0,26	786	91
Majsglutenmjöl ⁹	820	0,82	1,6	1100	92
Äter/åkerböror ¹⁰					
syd ⁴	130	0,42	0,089	253	86
väst ⁵	120	0,38	0,084	232	86
öst ⁴	120	0,35	0,086	227	86
Palmkärneexpeller ¹¹	400	0,69	9,8	848	91
Betfiber/Betfor ^{12, 13}	450	0,32	0,96	564	90
Melass	84	0,19	0,10	141	78
HP-massa ¹³	150	0,29	0,18	234	100
Foderfett					
Kalkfett	350	0,25	4,1	529	
Standard foderfett	330	1,4	2,0	783	
Monocalciumfosfat	740	0,058	1,4	795	100
Färdiga kraftfoderblandningar					
Unik	360	0,65	1,2	584	
Solid	280	0,77	1,4	546	

¹ (Flysjö m fl, 2008). Växthusgasutsläppen är omräknade med de karaktäriseringsindex som används i denna rapport (se Tabell 2)

² Ren gräsvall. Avser odling av treårig vall i Västra Götaland med två skördar per år och 7 ton ts/ha och år.

³ Ca 75% gräs och 25 % klöver. Avser odling av treårig vall i Västra Götaland med två skördar per år och 7 ton ts/ha och år.

⁴ Avser skördeområdena Skåne och Halland (för höstvete endast Skåne)

⁵ Avser skördeområdet Västra Götaland

⁶ Avser skördeområdena Stockholm, Uppland, Sörmland, Östergötland, Örebro och Västmanland

⁷ Soja från Brasilien. Prisallokering mellan sojamjöl (35 % av miljöpåverkan) och sojaoolja.

⁸ Värmebehandlat rapsmjöl, biprodukt vid extraktion av rapsolja. Prisallokering mellan ExPro® (28 % av miljöpåverkan) och rapsolja.

⁹ En av biprodukterna från extraktion av majsstärkelse. Från Frankrike. Mycket proteinrikt foder (>60 % protein).

¹⁰ Ingen åtskillnad görs mellan grödorna p g a stora likheter mellan grödorna och få observationer.

¹¹ Biprodukt från framställning av palmolja och palmkärneolja. Odling i Malaysia

¹² Biprodukt från sockertillverkning. Avser svensk betodling. Om tysk betfiber används ökar utsläppen med drygt 175 g CO₂-ekv/kg

¹³ Inkl transport till gården

Beräkning av kväveinnehåll i skörderester

FN:s klimatpanel har tagit fram modeller för att beräkna mängden ovan- och underjordiska skörderester utifrån skördenivå samt deras kväveinnehåll. I Tabell 55 återges beräkningsunderlaget för grödor och grödgrupper som är relevanta för svenskt jordbruk.

Den årliga kvävetillförseln från skörderester beräknas enligt (IPCC, 2006d):

Skörderester ovan jord [kg N/år] = (ovanjordiska (OJ) skörderester [kg ts/ha] – bortförda skörderester [kg ts/ha]) • areal [ha] (justering för ev bränd areal) • hur ofta grödan förnyas (1/x år, för årliga grödor blir det 1/1, för en 3-årsvall 1/3) • N-halt i oj

Skörderester under jord [kg N/år] = underjordiska (UJ) skörderester [kg ts/ha] • areal [ha] • hur ofta grödan förnyas (1/x år, för årliga grödor blir det 1/1, för en 3-årsvall 1/3) • N-halt i UJ

Tabell 55: Beräkning av mängden skörderester samt deras kväveinnehåll (IPCC, 2006d)

Grödgrupp	Ovanjordiska (OJ) skörderester (kg ts/ha)	Underjordiska (UJ) skörderester (% av total ovanjordisk biomassa)	N-halt OJ % av ts	N-halt UJ % av ts
Stråsäd, generellt	Skörd • 1,09 + 880	22	0,6	0,9
Höstvete	Skörd • 1,61 + 400	23	0,6	0,9
Vårvete	Skörd • 1,29 + 750	28	0,6	0,9
Korn	Skörd • 0,98 + 590	22	0,7	1,4
Havre	Skörd • 0,91 + 890	25	0,7	0,8
Råg	Skörd • 1,09 + 880	NA	0,5	1,1
Oljevaxter ¹	Skörd i färsk vikt • 2		0,0053 kg/kg	
Oljevaxter ²	Skörd • 1,09 + 880	22	0,8 **	0,9
Trindsäd till mogen skörd	Skörd • 1,13 + 850	19	0,8	0,8
Potatis, Sockerbetor ³	Skörd • 0,1 + 1060	20	1,9	1,4
Kvävefixerande vallgrödor	Skörd • 0,3	40	2,7	2,2
Ej kvävefixerande vallgrödor	Skörd • 0,3	54	1,5	1,2
Fleråriga gräs	Skörd • 0,3	80	1,5	1,2
Gräs/klöverblandningar (66 %/33 %)	Skörd • 0,3	80	2,5	1,6

¹ (Schmidt, 2007)

² Beräknat med samma formels som för spannmål, men med justering av halmens kväveinnehåll enligt (Svanberg, 1971)

³ Potatis har en torrsubstanshalt på ca 22 %, sockerbetor 24-25 %. Denna funktion bedöms dock ge för lågt kväveinnehåll i skörderester från sockerbetor.

Mineralisering av organiskt material i mark, beräkningsexempel

För att räkna ut nettomineraliseringen av kväve från marken behövs kunskap om markens kolförråd och mineraliseringen av denna. Dessutom krävs uppgift om kol/kvävekvoten i detta material. Beräkning görs för respektive jordtyp och odlingsystem.

Kolkvävekvoten för åkermarkens organiska material inställer sig på en jämvikt kring 10 för mineraljordar i gott närings- och kalktillstånd (Persson 2004; IPCC, 2006d). Humussubstanserna i åkermark innehåller ca 5-6 % kväve och 58 % kol (Persson, 2004).

Beräkningsexempel

Antagande:

Kolförråd i marken är 74 ton C/ha

Förändring i kolförrådet är -1 % på 30 år

Det ger en årlig förändring med -0,025 ton C/ha och år (0,74 ton/30 år)

Med en kolkvävekvot på 10 kan den årliga nettokvävemineraliseringen beräknas till 2,5 kg N/ha och år.

En årlig mineralisering av 2,5 kg N ger upphov till 0,039 kg N₂O/ha och år (2,5*0,01*44/28).

Detta utgör mindre än 1 % av den totala lustgasemissionen/ha om man antar att den ligger över 4 kg N₂O/ha och år (rimligt för odling av höstvetete enligt studie av Cederberg m fl (2008)).

Definition av organogen jord

Enligt FAO anses en jord organogen om krav 1 och 2 eller 1 och 3 nedan är uppfyllda (IPCC, 2006):

1. Jordmånen måste vara minst 10 cm tjock, är den mindre än 20 cm tjock måste den ha minst 12 % organiskt kol (ca 20 % organisk substans) i medeltal ner till 20 cm.
2. Om jorden aldrig är vattenmättad mer än några dagar och innehåller mer än 20 vikt-% organiskt kol (ca 35 % organisk substans).
3. Om jorden är utsatt för vattenmättade perioder och innehåller antingen i) minst 12 % organiskt kol om den är lerfri, ii) minst 18 % organiskt kol (ca 30 % organisk substans) om den har en lerhalt på minst 60 %, eller iii) ett mellanliggande, proportionellt kolinnehåll i förhållande till lerhalt.

För jämförelse med svenska mullhaltsklasser, se kapitel *Kol i marken*.

Bilaga 4 Metanproduktion vid nötkreaturens fodersmältning

Beräkning av metanavgången från nötkreatur enligt klimatpanelens riktlinjer

Metanproduktionen från nötkreaturens fodersmältning beräknas enligt klimatpanelens riktlinjer, Tier 2, som (IPCC, 2006e):

$$\text{Metanproduktionen [kg CH}_4\text{/djur och år]} = \text{GE} \cdot (\text{Y}_m/100) \cdot 365/55,65 \quad \text{Ekv 4-1}$$

Där:

GE = Intaget av bruttoenergi [MJ bruttoenergi/djur och dag] (se Ekv 4-2)

Y_m = ”Methane conversion factor”, dvs andelen av bruttoenergin som avgår som metan [% av GE]. Y_m anges till 6,5 % ± 1,0 % för mjölkkor, rekryteringsdjur och andra nötkreatur som går på bete. För köttdjur som föds upp på en mycket stor andel kraftfoder (>90 % koncentrat) anges Y_m till 3,0 % ± 1,0 %.

55,65 Motsvarar metanets energivärde [MJ/kg CH₄]

Intaget av bruttoenergi, GE, beräknas enligt:

$$\text{GE [MJ / dag]} = \frac{\frac{\text{NE}_m + \text{NE}_a + \text{NE}_l + \text{NE}_{work} + \text{NE}_p}{\text{REM}} + \frac{\text{NE}_g}{\text{REG}}}{\text{DE [\%]}/100} \quad \text{Ekv 4-2}$$

Där:

NE_m = Nettoenergibehov för **underhåll** [MJ]/dag]. Beräknas som;

$$\text{NE}_m = (\text{levandevikt [kg]})^{0,75} \cdot \text{Cf}_i \quad \text{Ekv 4-3}$$

Där Cf_i är en konstant som varierar för olika djurkategorier. Cf_i för mjölkande kor anges till 0,386, för tjurar till 0,370 och för övriga nötkreatur (inkl. stutar och sinkor) till 0,322. Riktlinjerna föreslår att Cf_i justeras för djur som vistas utomhus vintertid i kallt klimat för att ta hänsyn till att underhållsbehovet ökar i kylan. $\text{Cf}_i(\text{in_cold})$ beräknas enligt:

$$\text{Cf}_i(\text{in_cold}) = \text{Cf}_i + 0,0048 \cdot (20 - \text{°C}) \quad \text{Ekv 4-4}$$

Där °C är medeltemperaturen dagtid under vintersäsongen.

NE_a = Nettoenergibehov för **aktivitet och bete** [MJ]/dag]. Beräknas som;

$$\text{NE}_a = \text{C}_a \cdot \text{NE}_m \quad \text{Ekv 4-5}$$

Där C_a är en konstant som varierar beroende på aktivitet och djurets foderintag. C_a anges till 0 för djur som står på stall eller hålls på liten yta, till 0,17 för djur som går på bete där det åtgår måttlig mängd energi för fodersök och till 0,36 för djur som betar på stora oländiga områden som kräver mycket energi för fodersök.

NE_l = Nettoenergibehov för **laktation** [MJ/dag]. Beräknas som;

$$NE_l = \text{Mjölkkavkastning [kg/dag]} * (1,47 + 0,4 * \text{fetthalt [\%]}) \quad \text{Ekv 4-6}$$

Där mjölkkavkastningen antingen anges som den totala årliga avkastningen dividerat med 365 eller som den genomsnittliga avkastningen under laktationen. I det senare fallet behöver bruttoenergibehovet bestämmas dels för laktationen och dels för sinperioden.

NE_{work} = Nettoenergibehov för **arbete**. I Sverige är detta sällan aktuellt för nötkreatur och denna post kan därför sättas till noll.

NE_p = Nettoenergibehov för **dräktighet**. Beräknas som;

$$NE_p = C_{\text{pregnancy}} * NE_m * (\text{andelen av korna som kalvar per år [\%]}) \quad \text{Ekv 4-7}$$

Där **C_{pregnancy}** är en konstant som för nötkreatur satts till 0,1.

REM = Kvoten mellan nettoenergin som är tillgänglig för **underhåll** och den smältbara energin. Beräknas som;

$$REM = 1,123 - (4,092 * 10^{-3} * DE [\%]) + (1,126 * 10^{-5} * (DE [\%])^2) - 25,4 / (DE [\%]) \quad \text{Ekv 4-8}$$

Där **DE [%]** är energins smältbarhet, uttryckt som procent av GE.

NE_g = Nettoenergibehov för **tillväxt**. Beräknas som;

$$NE_g = 22,02 * (BW / C * MW)^{0,75} * WG^{1,097} \quad \text{Ekv 4-9}$$

Där **BW** (*average live body weight*) är medelvikten i populationen [kg], **MW** (*mature live body weight*) är vuxenvikten [kg] och **WG** (*average daily weight gain*) är medeltillväxten per dag [kg/dag]

C är en konstant som varierar mellan olika kategorier. C är 0,8 för hondjur, 1,0 för stutar (kasttrade djur) och 1,2 för tjurur (ej kasttrade).

REG = Kvoten mellan nettoenergin som är tillgänglig för **tillväxt** och den smältbara energin. Beräknas som;

$$REG = 1,164 - (5,160 * 10^{-3} * DE [\%]) + (1,308 * 10^{-5} * (DE [\%])^2) - 37,4 / (DE [\%]) \quad \text{Ekv 4-10}$$

Där **DE [%]** är energins smältbarhet, uttryckt som procent av GE.

DE = Energins smältbarhet, uttryckt som procent av GE. För nötkreatur som föds upp på en stor andel koncentrat (>90 %) uppskattas DE till 75-85 % och för djur som går på bete till 55-75 %.

I Tabell 4-1 har Ekv 4-1 till Ekv 4-10 använts för att beräkna det genomsnittliga nettoenergibehovet från en mjölkko som väger 600 kg, mjölkar 9 000 kg mjölk, står på stall och där 90 % av korna kalvar under ett år. Cf_i har här antagits vara 0,335, vilket är den gamla koefficienten enligt IPCC (1996) där ingen skillnad görs mellan laktation och sinperiod. Denna gamla koefficient har

Tabell 4-1: Nettoenergibehov för mjölkko, beräknat enligt Tier 2 i klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006e)

Nettoenergi	Komponent	Ekvation		nettoenergi (MJ/djur & dag)
NE _m	Underhållsenergi	$(600)^{0,75} * 0,335$	[Ekv 4-3]	40,6
NE _a	Aktivitet & bete	NE _m * 0 * 0,335	[Ekv 4-5]	0
NE _g	Tillväxt	$22,02 * (600/0,8/600)^{0,75} * 0^{1,097}$	[Ekv 4-9]	0
NE _l	Laktation	$24,7 * (1,47 + 0,40 * 4)$	[Ekv 4-6]	75,7
NE _p	Dräktighet	NE _m * 0,1 * 0,9	[Ekv 4-7]	3,7
	Summa			120,0

även, av någon okänd anledning, använts när schablonvärdena för metanproduktionen från nötkreatur har beräknats i Tier 1 i de senaste riktlinjerna (IPCC, 2006e).

Om fodrets smältbarhet (DE) antas vara 70 % blir REG 0,529. REM behöver inte beräknas eftersom energibehovet för tillväxten antas vara noll.

Bruttoenergibehovet (GE) blir då $120,0/0,529/0,7 = 324$ MJ

Den beräknade metanproduktionen blir då för detta exempel:

Metanproduktionen = $324 * (6,5/100) * 365/55,65 = 138$ kg CH₄/djur och år