

Bilaga 2

Åtgärder för minskade utsläpp

Bilaga 2

Åtgärder för minskade utsläpp

2010-04-30

Författare
Ragni Andersson
Magnus Bång
Göte Frid
Robert Paulsson

Följande personer har medverkat som författare till Bilaga 2:

Bertil Albertsson – kväveförluster till vatten.

Ragni Andersson – bioenergi.

Magnus Bång – kväve- och fosforförluster till vatten samt ammoniakförluster.

Elin Einarson – energianvändningen i jordbruket.

Johannes Eskilsson – gödselhantering i hästhållningen.

Göte Frid – mjölk- och nötköttproduktion.

Karin Hjerpe – bioenergi, organogena jordar och kolinlagring i jordbruksmark.

Tobias Kreuzpointner – gödselhantering i hästhållningen.

Johan Malgeryd – ammoniakförluster.

Robert Paulsson – produktion av insatsvaror och jordbearbetning.

David Ståhlberg – kolinlagring i betesmarker.

Innehåll

1	Åtgärder som huvudsakligen syftar till att minska de vattenburna kväve- och fosforförlusterna	1
1.1	Avgränsning	1
1.2	Kväve och fosforförluster från åkermark	2
1.2.1	Kväveförluster	2
1.2.2	Fosforförluster	2
1.3	Åtgärdsprogram för minskade växtnäringsförluster.....	3
1.4	Beslutade förändringar fr.o.m. 2010.....	3
1.4.1	Förändringar i landsbygdsprogrammet fr.o.m. 2010.....	3
1.4.2	Nya bestämmelser för gödselhantering	6
1.4.3	Effekter av förväntad teknikutveckling.....	7
1.4.4	Avveckling av skatten på mineralgödsel.....	8
1.4.5	Förväntad förändring av belastningen av kväve och fosfor	9
1.5	Behov av översyn av regler	10
1.5.1	Höst- och vinterbevuxen mark	10
1.5.2	Jordbearbetning på träda.....	15
1.5.3	Hantering av hästgödsel	15
1.6	Åtgärder för minskade kväveförluster.....	18
1.6.1	Odling av fånggrödor	18
1.6.2	Vårbearbetning	21
1.6.3	Våtmarker för näringsretention	22
1.6.4	Reglerbar dränering	24
1.6.5	Behovsanpassad kvävegödsling och effektivt kväveutnyttjande	27
1.6.6	Kvävetillförsel under ekonomiskt optimal giva	29
1.6.7	Spridning av rötrest baserad på stallgödsel	33
1.7	Åtgärder för minskade fosforförluster.....	34

1.7.1	Skyddszoner	34
1.7.2	Dammar för fosforavskiljning	36
1.7.3	Kalkfilter.....	38
1.7.4	Kalkfilterdiken.....	39
1.7.5	Strukturkalkning.....	39
1.8	Forskningsbehov – vattenburna kväve- och fosforförluster.....	40
2	Åtgärder som huvudsakligen syftar till att minska ammoniakavgången	41
2.1	Ammoniakförluster.....	41
2.2	Åtgärder i stallar och vid lagring av stallgödsel.....	43
2.2.1	Rening av frånluft från djurstallar	43
2.2.2	Användning av torv som strömedel.....	50
2.2.3	Surgörning av flytgödsel	56
2.2.4	Täckning av lagringsbehållare för flytgödsel, urin och rötrest	60
2.3	Åtgärder vid spridning av stallgödsel.....	65
2.3.1	Spridning av stallgödsel med teknik som minskar ammoniakavgången.....	65
2.3.2	Snabb nedbrukning av stallgödsel efter spridning	73
2.4	Forskningsbehov – ammoniakavgång	76
3	Åtgärder som huvudsakligen påverkar utsläpp av växthusgaser.....	77
3.1	Beslutade förändringar och förväntad utveckling	78
3.1.1	Förändringar i landsbygdsprogrammet fr.o.m. 2010.....	78
3.1.2	Investeringsstöd till produktion till förnybar energi.....	79
3.1.3	Effekter av förväntad utveckling	80
3.2	Direkt energianvändning	80
3.2.1	Effektivare användning av direkt energi	80
3.2.2	Reducerad jordbearbetning.....	11
3.3	Indirekt energianvändning.....	15
3.3.1	Effektivare indirekt energianvändning.....	15

3.4	Förnybar energi i jordbruket.....	17
3.4.1	Byte till förnybara energikällor i jordbruket	17
3.5	Förnybar energi från jordbruket	21
3.5.1	Ökad produktion av grödor till biogas.....	21
3.5.2	Ökad produktion av grödor till flytande biobränslen	21
3.5.3	Ökad produktion av grödor till fasta biobränslen.....	22
3.6	Organogen mark	31
3.6.1	Vattenreglerande åtgärder	32
3.6.2	Minskad odlingsintensitet.....	36
3.6.3	Odling av energigrödor.....	37
3.6.4	Förbättrad användning av övergiven organogen jordbruksmark.....	40
3.7	Förbättrad jordbruksproduktion ur klimatsynpunkt	41
3.7.1	Minska lustgasavgången från jordbruksmark.....	41
3.7.2	Öka rötning av gödsel.....	42
3.7.3	Välj mineralgödsel med lägre klimatpåverkan.....	48
3.7.4	Ny miljöersättning för klimatåtgärder	52
3.8	Förändringar i produktionen av mjölk och kött.....	53
3.8.1	Ökad avkastning (produktivitet) i mjölk- och nötköttproduktionen	53
3.8.2	Ökad effektivitet i utfodring av mjölkkor	57
3.8.3	Välj fodermedel med lägre klimatpåverkan	63
3.8.4	Fodertillsatser	69
3.9	Kollagring i jordbruksmark	70
3.9.1	Öka kolinlagringen i åkermark	70
3.9.2	Tillförsel av biokol	73
3.9.3	Ökad kolinlagring i betesmarker och andra gräsmarker.....	73
3.10	Forskningsbehov - växthusgasutsläpp.....	77

4	Synergier och målkonflikter mellan åtgärder	78
4.1	Åtgärder som minskar både växtnäringsförluster och växthusgasutsläpp	79
4.1.1	Åtgärder för att minska kväve- och fosforförluster till vatten.....	79
4.1.2	Åtgärder för att minska ammoniakavgången.....	79
4.1.3	Åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser.....	80
4.2	Positivt för det ena, neutralt för det andra	81
4.2.1	Åtgärder för att minska kväve- och fosforförluster till vatten.....	81
4.2.2	Åtgärder för att minska ammoniakavgången.....	81
4.2.3	Åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser.....	81
4.3	Åtgärder som innebär och växthusgasutsläpp	82
4.3.1	Åtgärder för att minska kväve- och fosforförluster till vatten.....	82
4.3.2	Åtgärder för att minska ammoniakavgången.....	82
4.3.3	Åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser.....	82
4.4	Åtgärder med osäker effekt eller forskningsbehov	83
4.5	Forskningsbehov – ekonomisk och samhällsvetenskaplig forskning.....	83
5	Referenser	84

1 Åtgärder som huvudsakligen syftar till att minska de vattenburna kväve- och fosforförlusterna

1.1 Avgränsning

Uppdraget avser att ta fram ett förslag till handlingsprogram för minskade växtnäringsförluster och minskade utsläpp av växthusgaser för perioden 2011-2016. Ett åtgärdsprogram för att minska växtnäringsförlusterna från jordbruket genomförs sedan lång tid tillbaka och det finns redan olika styrmedel och åtgärder för att minska förlusterna. De insatser som redan genomförs tas inte upp i denna åtgärdsbilaga utom i de fall de då en förlängning av pågående styrmedel för att genomföra åtgärder föreslås eller när ett behov av översyn av det befintliga regelverket har identifierats.

Parallellt med det här uppdraget har Jordbruksverket genomfört och varit inblandat i andra uppdrag som bland annat syftat till att ta fram åtgärder för att minska de vattenburna kväve- och fosforförlusterna från jordbruksmark. Våren 2009 rapporterade Jordbruksverket förslag till ändringar av landsbygdsprogrammet till regeringen med anledning den så kallade hälsokontrollen (Jordbruksverket, 2009a). Bland förslagen fanns flera åtgärder som syftade till att minska växtnäringsförlusterna. I juli 2009 redovisade Naturvårdsverket ett förslag till åtgärdsplan för Baltic Sea Action Plan (Naturvårdsverket, 2009a). Naturvårdsverket genomförde arbetet i samråd med ett antal myndigheter bland annat Jordbruksverket, som stod bakom en stor del av förslagen till och analysen av åtgärder i jordbruket.

Sedan uppdragen redovisades har beslut om styrmedel tagits och flera av åtgärderna genomförs från och med 2010. Dessa beskrivs kortfattat i avsnitt 1.4 eftersom de kommer att leda till minskning av kväve- och fosforförlusterna under perioden 2011-2016.

Det nuvarande landsbygdsprogrammet löper till 2013. Förslag som lämnas här och avser ersättningar efter 2013 får betraktas som inspel till kommande utredningar om utformningen av ett nytt landsbygdsprogram. Förslagen får utredas mer grundligt i det kommande arbetet.

Jordbruksverket har fått i uppdrag av vattenmyndigheterna att, efter samråd med Naturvårdsverket och Fiskeriverket, ta fram underlag för, och utveckla föreskrifter och/eller andra styrmedel med syfte att minska jordbrukets inverkan på vattenkvaliteten, särskilt i områden som inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status. I direktivet för det nuvarande uppdraget att ta fram ett handlingsprogram för att minska växtnärings- och växthusgasförluster från jordbruket anges bland annat att ”jordbruket i vattendistriktens åtgärdsprogram” ska beaktas. Jordbruksverket avser inte att i det här uppdraget lämna speciella förslag för att minska jordbrukets påverkan på vattenkvaliteten i områden där god ekologisk eller kemisk status inte nås utan avser att återkomma till det i uppdraget från vattenmyndigheterna.

1.2 Kväve och fosforförluster från åkermark

1.2.1 Kväveförluster

Luft består till 78 procent av kväve och i jordbruksmark finns normalt 5-10 ton kväve per hektar. Kvävet i marken är i huvudsak bundet i organiska föreningar. Nedbrytning av organiskt material förekommer naturligt i marken. Vid nedbrytningen omvandlas organiskt bundet kväve till ammoniumkväve och vidare till nitratkväve. Kväve i båda formerna kan tas upp av växterna. Nitratformen av kväve är lättlöslig i marken och det som inte binds av mikrober eller ny växtlighet transporteras av överskottsvatten till grundvatten och vattendrag. Den senare processen kallas utlakning och är det fenomen som leder till näringsberikning av vattnet med kväve. Kväve konsumeras i viss utsträckning av vattenlevande växter och plankton, men en betydande del av nitratkvävet i vattnet övergår så småningom i gasform till kvävgas och en mindre andel lustgas.

Högt kväveinnehåll i marken då vattenströmmen är nedåtriktad skapar förutsättningar för stora utlakningsförluster. Vattenmättad mark medför också att denitrifikationen kan vara hög. För att begränsa förlustpotentialen bör odlingsåtgärderna utformas så att kväveinnehållet är lågt efter skörd. Den fortsatta kvävefrigörelsen under hösten kan hållas tillbaka om jordbearbetningen begränsas. Hålls marken bevuxen under höst och/eller vinter kan en del kväve som frigörs tas upp av växtligheten. I områden med hög nederbörd och milda vintrar blir lakningen av marken mera fullständig. Vidare ökar utlakningen om jorden har hög andel grova partiklar.

Hur stora kväveförlusterna från åkermark blir påverkas av olika faktorer som klimat, markförhållanden, vad som odlas och andra odlingsåtgärder till exempel gödsling och jordbearbetning. Dessa förhållanden kan variera stort mellan olika regioner och även ända ner på fältnivå. För att beräkna den samlade belastningen tillämpas modeller. Läckaget från åkermark uppgick 2005 till 49 000 ton och beräknas ha minskat med ca 8 200 ton kväve (14 procent) mellan 1995 och 2005 (Johnsson m.fl., 2008).

1.2.2 Fosforförluster

Fosfor förekommer i många olika former i marken. Till skillnad från kväve kan fosfor inte i någon större utsträckning avgå i gasform. De förluster som sker är nästan uteslutande vattenburna. En annan skillnad gentemot kväve är att fosforförlusterna till stor del sker episodiskt, dvs. vid enstaka tillfällen och då särskilt i samband med höga vattenflöden. Man brukar säga att 90 procent av förlusterna i ett avrinningsområde sker från 10 procent av arealen under 1 procent av tiden. Därmed blir det extra viktigt att motåtgärderna verkligen sätts in på rätt plats och i rätt tid.

Fosfor kan transporteras bort i olika former, från stora aggregat och organiska föreningar ner till fina lerpartiklar och kolloider eller i löst form som ortofosfater. Andelen löst, reaktiv fosfor varierar från 20 till 85 procent. Grundläggande kunskap om olika förlustvägar och kännedom om vilken typ av förluster som dominerar på det enskilda fältet är viktigt för att kunna välja rätt motåtgärder.

Risken för fosforförluster påverkas starkt av jordart och nederbörd. Till skillnad från kväve förloras fosfor i större utsträckning från lerjordar. Sprickbildning i marken skapar på dessa jordar ”raka rör” ner till dräneringsledningarna där större och mindre markpartiklar samt löst fosfor snabbt kan transporteras genom s.k. makroporflöde. Dålig markstruktur eller bristfällig dränering kan ge upphov till ytavrinning som för med sig markpartiklar, lerkolloider och löst fosfor. Om vatten blir stående i svackor på fältet kan det leda till att fosfor frigörs i löst form då det skapas syrefria förhållanden i marken. Andra jordar i riskzonen är struktursvaga mjälajordar och lättleror samt lätta jordar där alven är mättad med fosfor. Det senare är inte så vanligt men förekommer på en del håll.

Förlusterna av fosfor från svensk åkermark har beräknats till i genomsnitt 0,4 kg per hektar och år. Variationen är dock mycket stor. Förlusterna varierar mellan 0,003 och 1,8 kg per hektar och år. Den samlade belastningen av fosfor från svensk åkermark uppgick 2005 till 1 400 ton och beräknas ha minskat med ca 100 ton fosfor (6,6 procent) mellan 1995 och 2005 (Johnsson m.fl., 2008).

1.3 Åtgärdsprogram för minskade växtnäringsförluster

Ett åtgärdsprogram för minskade växtnäringsförluster genomförs sedan mer än 20 år tillbaka. Åtgärderna genomförs huvudsakligen genom lagstiftning (regler för lagring stallgödsel och spridning av gödselmedel), informations- och rådgivningsinsatser (till exempel Greppa näringen) och ekonomiska styrmedel (miljöersättningar och t.o.m. 2009 skatt på mineralgödsel). Riksdagen beslutade 1988 att åtgärdsprogrammet skulle införas och vilka åtgärder det skulle omfatta. Dessa innebar bland annat krav lagringskapacitet för stallgödsel, begränsad djurtäthet, avgift på kväve och fosfor i mineralgödsel, restriktioner för stallgödselspridning, krav på att marken ska vara höst- och vinterbevuxen och rådgivning om behovsanpassad gödsling. Ny kunskap och nya krav tillsammans med att nya möjligheter att genomföra åtgärder, till exempel medfinansiering från EU av ersättningar för miljöåtgärder, har lett till att åtgärderna kontinuerligt har reviderats och att nya åtgärder tillkommit. Regler som direkt syftar till att minska ammoniakavgången infördes under mitten av 90-talet. EU:s nitratdirektiv har medfört ytterligare krav på hur spridning av gödselmedel och lagring av stallgödsel ska genomföras. Nitratdirektivets regler är numera också s.k. tvärvillkor för utbetalning av jordbruksstöd.

1.4 Beslutade förändringar fr.o.m. 2010

1.4.1 Förändringar i landsbygdsprogrammet fr.o.m. 2010

Jordbruksverket lämnade förslag till ändringar av landsbygdsprogrammet anledning den så kallade hälsokontrollen av gemensamma jordbrukspolitiken inom EU. De förslag som syftade till att minska växtnäringsförluster togs också upp i förslaget till

åtgärdsplan för Baltic Sea Action Plan (BSAP). Beslut om förändringar i landsbygdsprogrammet har tagits och gäller från och med 2010.

1.4.1.1 Utökad satsning på Greppa Näringen

Förslaget innebar en förstärkning av Greppa Näringen i län där verksamheten hittills bedrivits i begränsad omfattning och en utvidgning till nya län. Det finns ett behov av verksamheten för att minska belastningen av kväve och fosfor på havet, men också i områden där det finns vattenförekomster med brister i vattenstatusen. Medel har avsatts till Greppa Näringen för att genomföra en förstärkning av rådgivningen som är inriktad på vattenvårdande åtgärder men även av den rådgivning som är inriktad på att minska utsläppen av växthusgaser, se avsnitt 3.1.1.1.1.

Det beräknades att verksamheten ska leda till minskad kväveutlakning, främst genom bättre anpassning av kvävetillförseln och ökad kväveeffektivitet. Bättre kväveutnyttjande bör leda till att mängden överskottskväve i marken minskar och risken för lustavgången från åkermark därmed minskar. Även den indirekta lustgasavgången från utlakat kväve bör minska när kväveutlakningen minskar. Greppa Näringen riktar sig till konventionell och ekologisk produktion. Det finns speciella så kallade rådgivningsmoduler som är anpassade till den ekologiska produktionens förutsättningar.

1.4.1.2 Fånggrödor och vårbearbetning

Miljöersättning kan lämnas för odling av fånggröda, vårbearbetning eller en kombination av dessa på samma mark. En höjning av ersättningsnivån med 100-200 kronor per hektar för de olika delinsatserna föreslogs. Mot bakgrund av de höga kraven på att minska belastningen av kväve till Östersjön föreslogs också att stödområdet skulle utvidgas så att en större del av det landområde som påverkar Östersjön skulle omfattas. I Östergötlands län och Mälars- och Hjälmarsbygden var tanken att bara betala ersättning för vårbearbetning eller kombinationen av fånggröda och vårbearbetning eftersom det ger störst effekt och blir mest kostnadseffektivt i detta område.

Från och med 2010 kommer ersättningsnivån att höjas och stödområdet att utvidgas i enlighet med förslaget. En skillnad jämfört med förslaget är att det kommer att vara möjligt att få ersättning för fånggröda som bryts på hösten i hela det nya området.

Lustavgången bör minska genom att lustgasavgången från utlakat kväve minskar. Fånggrödeodling leder på sikt till ökad mullhalt och bör leda till en viss ökning av kolinlagringen i marken. Åtgärderna kan tillämpas vid ekologisk produktion.

1.4.1.3 Skyddszoner

Miljöersättning kan lämnas för skyddszoner som anläggs längs vattendrag. Sedan ersättningen sänkts kraftig har anslutningen minskat och förväntades minska ytterligare. Förslaget innebar att ersättningsnivån ska återgå till den tidigare nivån. Även en viss ökning av målsättningen för ansluten areal och en liten utvidgning av stödområdet föreslås. Dessa förändringar kommer att genomföras från och med 2010.

Anläggningen av skyddszoner skulle eventuellt kunna bidra till en liten minskning av utsläppen av växthusgaser eftersom de inte får gödslas och ska vara permanent bevuxna åtminstone under en 5-årsperiod. Totalt utgör arealen skyddszoner bara en mindre del av den totala åkerarealen och inverkan på utsläppen av växthusgaser blir därmed begränsad. Åtgärden kan tillämpas vid ekologisk produktion.

Skyddszoner kan även motverka fosforförluster som sker på annat sätt än via fältkanter utmed vattendrag. Därför föreslogs det att det skulle vara möjligt att få ersättning för anläggning av skyddszoner på mark där det är konstaterat att det finns en stor risk för fosforförluster genom ytvattenavrinning med mera

Från och med 2010 kommer det att vara möjligt att få ersättning för skyddszoner på sådan mark. Anläggning och skötsel av anpassade skyddszoner kommer att vara en delinsats inom Regionalt prioriterade ersättningar. Denna delinsats kommer, på regional nivå och inom givna ramar, att prioriteras gentemot andra delinsatser inom Regionalt prioriterade ersättningar.

Dessa skyddszoner kan liksom de som anläggs längs vattendrag eventuellt ge en liten minskning av utsläppen av växthusgaser. Åtgärden kan tillämpas vid ekologisk produktion.

1.4.1.4 Reglerbar dränering

Med reglerbar dränering avses att speciella dämningbrunnar installeras på stamledningarna i täckdikningen så att markvattennivån kan regleras. När dräneringsbehovet är litet, till exempel under växtsäsongen, kan man dämna i brunnarna. Vid sådd och skörd kan vattennivån sänkas. Sammantaget förväntas den totala avrinningen minska och därmed också näringsförlusterna.

Förslaget innebar att stöd ska kunna lämnas för investering i reglerbar dränering. Det kommer från 2010 att finnas möjlighet till ersättning för investering i reglerbrunnar. Reglerbar dränering kommer att ingå som en delinsats i det som kallas regionalt prioriterade ersättningar. Denna delinsats kommer, på regional nivå och inom givna ramar, att prioriteras gentemot andra delinsatser inom Regionalt prioriterade ersättningar.

Åtgärden skulle kunna leda till ökad lustgasavgång från den åkermark där markvattenytan regleras. Dessutom kan risken för fosforförluster öka. Det behövs större kunskap om dessa risker innan en större satsning görs på åtgärden. Reglerbar dränering kan tillämpas vid ekologisk produktion.

1.4.1.5 Anläggning av våtmarker

Målet i landsbygdsprogrammet är att 6 000 hektar våtmarker ska anläggas eller restaureras under perioden 2007-2013. Hittills har anslutningstakten varit ganska låg och det finns risk att målsättningen inte nås. Vissa faktorer som gjort det mindre attraktivt att ansluta sig till ersättningsformen identifierades och förslag om förändringar lämnades.

Ersättning kan lämnas med upp till 90 procent av investeringskostnaden. Ibland finns det inget incitament för markägaren att stå för resterande del av kostnaden. Förslaget innebar att i vissa fall ska ersättning kunna lämnas för hela investeringsbeloppet. Från och med 2010 kommer det i vissa fall bli möjligt att få full ersättning för hela investeringskostnaden.

En projektplan ska tas fram innan en ansökan beviljas. Ersättning kan lämnas för kostnaden för projektplanen om ansökan beviljas. I annat fall får markägaren stå för projekteringskostnaden, vilket leda till tveksamhet till att gå in i ett våtmarksprojekt. Förslaget innebar att projekteringskostnaden ska kunna ersättas även om ansökan inte beviljas. Från och med 2010 kommer det i vissa fall vara möjligt att få ersättning för projekteringskostnader även om ansökan inte går igenom.

När mark görs om till våtmark kan markägaren inte längre få någon inkomst från odling. Skötselersättningen för våtmarker ska täcka både skötselkostnader och lämna en viss ersättning för utebliven inkomst. Markens alternativvärde har ökat kraftigt under senare år och det har varit mer fördelaktigt att odla marken än anlägga våtmark vid nuvarande nivå på skötselersättningen. Därför föreslogs att skötselersättningen skulle höjas. Skötselersättningen kommer att höjas från 3 000 kronor per hektar till 4 000 kronor per hektar.

Metanflödena från anlagda våtmarker är i stort sett de samma som observerats för motsvarande naturliga system. Åtgärden är inte kopplad till någon produktionsform och kan genomföras såväl vid ekologisk som konventionella produktion.

1.4.1.6 Dammar för fosforavskiljning

Mindre våtmarker eller dammar kan anläggas och utformas speciellt för att avskilja fosfor. Även om dessa är relativt små kan kostnaden per arealenhet bli hög. Det finns ett tak som begränsar hur hög ersättningen per hektar för våtmarker kan bli. Förslaget innebar att maximala ersättningsbeloppet per arealenhet ska höjas för dammar som anläggs för fosforavskiljning. Från och med 2010 kommer det att inom Regionalt prioriterade ersättningar finnas en speciell delinsats för anläggning av dammar för fosforavskiljning. Det maximala ersättningsbeloppet per arealenhet, 300 000 kronor per hektar, kommer att vara högre än ersättningsbeloppet vid anläggning av våtmarker. Liksom för övriga delinsatser inom Regionalt prioriterade ersättningar kommer denna delinsats att prioriteras på regional nivå inom givna ramar.

Metanflödena från dammarna bedöms bli i stort sett de samma som observerats för motsvarande naturliga system. Åtgärden är inte kopplad till någon produktionsform och kan genomföras såväl vid ekologisk som konventionella produktion.

1.4.2 Nya bestämmelser för gödselhantering

Det har också genomförts är en omfattande översyn av regelverket för spridning av gödselmedel och lagring av stallgödsel. Denna översyn genomfördes med anledning av att EU-kommissionen i vissa delar haft kritik på hur Sverige har tillämpat nitratdirektivet. De regelförändringarna som översynen ledde fram till trädde ikraft vid årsskiftet 2009/10. Nedan redovisas de ändringar som förväntas leda till minskade

kväveförluster. Flera andra ändringar gjordes för att tillämpningen skulle anses vara formellt riktig, men dessa ändringar förväntas inte påverka förlusterna i någon större omfattning.

1.4.2.1 Stallgödselspridning höst och vinter

Sveriges tillämpning av nitratdirektivet har på några punkter inte ansetts vara tillräcklig. Tänkta ändringar av reglerna som gäller spridning av stallgödsel under höst och vinter redovisades även i förslaget till aktionsplan för BSAP. Därefter har vissa ändringar av de förslagna reglerna gjorts. De är nu beslutade och de trädde i kraft 1 januari 2010. Nu gäller bland annat följande vid spridning av stallgödsel under höst och vinter i det känsliga området enligt nitratdirektivet:

- Spridningsförbud gäller från november till och med februari (fasta gödselslag får dock spridas från mitten av oktober till sista november).
- I Skåne, Blekinge och Halland får spridning av stallgödsel från augusti till oktober bara ske inför sådd av höstoljeväxter eller i växande gröda. På lerjordar får spridning ske inför höstsådd av stråsådd. Fasta gödselslag får spridas på obevuxen mark i slutet av oktober.
- I resten av det känsliga området får spridning från augusti till oktober bara ske inför höstsådd eller i växande gröda (undantag för fasta gödselslag enligt ovan).

De nya reglerna beräknas leda till att kväveutlakningen minskar genom att spridningen sker vid tidpunkter då växtnäringen kan utnyttjas bättre. Ett effektivare utnyttjande av kväve liksom minskad höstspridning bör också leda till att lustgasavgången minskar. Reglerna omfattar all stallgödselspridning såväl inom konventionell som inom ekologisk odling.

1.4.2.2 Gödselspridning intill vattendrag

Även denna ändring beror på att Sveriges tillämpning av nitratdirektivet inte ansetts vara tillräcklig. Vissa justeringar har gjorts i reglerna sedan förslaget till aktionsplan för BSAP redovisades. Reglerna är nu beslutade och de trädde i kraft vid årsskiftet 2010. Reglerna gäller i de nitratkänsliga områdena enligt nitratdirektivet och innebär att gödselmedel (mineralgödsel och stallgödsel) inte får spridas närmare än två meter från åkerkant som gränsar till vattendrag eller sjö. Om markens lutning är större 10 procent är spridning av gödselmedel inte tillåten. Ett undantag är att mineralgödsel får spridas i växande gröda när marken lutar mer än 10 procent.

Reglerna beräknas leda till en viss minskning kväve- och fosforförlusterna till vatten. I den mån reglerna påverkar utsläppen av växthusgaser bör de leda till en liten minskning av den indirekta lustgasavgång som härrör från utlakat kväve. Reglerna omfattar även den stallgödselspridning som sker vid ekologisk odling.

1.4.3 Effekter av förväntad teknikutveckling

I förslaget till åtgärdsplan för Baltic Sea Action Plan skattades också de utsläppsminskningar som kan uppkomma genom användning av ny teknik.

1.4.3.1 Teknik för bättre anpassning för kvävegödslingen

Det har utvecklats teknisk utrustning för att bättre anpassa bland annat kvävegödslingen till variationer av kvävebehovet inom ett fält. Tillämpning av denna teknik kan även leda till att tillförseln per hektar minskar.

Ökad kväveeffektivitet och minskad kväveutlakning bör också leda till minskad lustgasavgång. Tekniken används främst vid spridning av mineralgödsel och är därmed i första hand tillämpbar vid konventionell produktion.

1.4.3.2 Reducerad jordbearbetning

Med reducerad jordbearbetning avses här mindre och/eller grundare bearbetning än vad som normalt tillämpas genom plöjning och efterföljande harvningar. Tekniken tillämpas idag i viss omfattning eftersom kostnaderna blir lägre. Åtgärden tas också upp i den miljöinriktade rådgivningen. Det har antagits att tekniken kommer att tillämpas på ytterligare arealer. Reducerad jordbearbetning förväntas leda till minskad kväveutlakning.

Reducerad jordbearbetning kan leda till energibesparing och därmed minskade utsläpp av koldioxid, vilket behandlas i avsnitt 3.2.2. Tekniken är möjlig att tillämpa både vid konventionell och vid ekologisk produktion. Men möjligheterna kan vara något mer begränsade vid ekologisk odling eftersom det kan finnas ett behov av att plöja för att bekämpa ogräs när kemisk bekämpning inte är tillåten.

1.4.3.3 Spridning av rötrest baserad på stallgödsel

I landsbygdsprogrammet finns ett investeringsstöd för gårdsbaserad biogasproduktion. Ersättning kan lämnas för en del (30 procent) av investeringskostnaden. Jämfört med stallgödsel innehåller rötrest en större andel mineralkväve och har lägre ts-halt d.v.s. är mer lättflytande. Rötresten kan lättare spridas med bättre precision vilket kan ge ett bättre kväveutnyttjande och minskad kväveutlakning. Vid en utbyggnad av den gårdsbaserade biogasproduktionen kan kväveutlakningen komma att minska under förutsättning att den bildade rötresten hanteras och sprids så att förlusterna av kväve blir låga.

Att stallgödseln rötas innan spridning bör leda till en viss minskning av lustgasavgången. Rötningen minskar mängden lättillgängligt kol och därmed förutsättningarna för denitrifikation. Åtgärden kan tillämpas både vid konventionell och vid ekologisk produktion.

1.4.4 Avveckling av skatten på mineralgödsel

En avgift på kväve i mineralgödsel infördes under 1980-talet för att verka återhållande på användningen. Avgiften omvandlades under mitten av 1990-talet till en skatt. Borttagen skatt leder till att de ekonomiskt optimala kvävegivorna ökar för flertalet grödor. Osäkerhet finns dock om hur stor gödslingsförändringen kommer att bli i praktiken. Högre kvävegivor medför att utlakningen av kväve kan förväntas öka.

Utifrån översiktliga skattningar bedöms borttagen skatt leda till en ökning av rotzonsutlakningen av kväve med storleksordningen 1 500 ton. Därmed kan belastningen på omgivande hav antas öka med ca 900 ton kväve.

1.4.5 Förväntad förändring av belastningen av kväve och fosfor

I tabell 1 redovisas den förväntade effekten av de åtgärder som nyligen beslutats, och som redovisas ovan, och av teknikutveckling. Kvävebelastningen beräknas minska med ca 3 150 ton brutto och minskningen till havet beräknas bli ca 2 000 ton. Beaktas att den borttagna skatten på mineralgödsel förväntas öka kvävebelastningen med 1 500 ton brutto och med 900 ton till havet minskar kvävebelastningen istället med 1 650 respektive 1 100 ton.

Tabell 1 Minskad belastning av kväve och fosfor till följd av beslutade åtgärder och förväntad teknikutveckling

Åtgärd	Minskad kvävebelastning, ton		Minskad fosforbelastning, ton	
	Brutto	Till havet	Brutto	Till havet ¹
<i>Landsbygdsprogrammet²</i>				
Greppa Näringen	650	390	10	7
Fånggrödor och vårbearbetning	600	375		
Våtmarker	450 ³	300		
Reglerbar dränering	30	22		
Skyddszoner			12,5	6,5
Dammar för fosforavskiljning	100	50	8	5
<i>Regler</i>				
Stallgödselspridning höst och vinter	280	193		
Gödselspridning intill vattendrag	30	20	2	1,5
<i>Teknikutveckling⁴</i>				
Teknik för bättre anpassning av kvävegödslingen	450	300		
Reducerad jordbearbetning	375	250		
Spridning av rötrest	180	120		
Summa	3145	2020	32,5	20

¹ Här ingår förväntad minskning av belastningen till Kattegatt, Öresund och Egentliga Östersjön. För åtgärdsplanen för BSAP är endast minskad fosforbelastningen till Egentliga Östersjön relevant. Av de 20 ton som fosforbelastningen minskar till havet utgörs 11,5 av minskad belastning på Egentliga Östersjön

² Redovisade siffror för åtgärder i landsbygdsprogrammet avser minskad belastning till 2013. ³ Skattad minskning utifrån Tonderski m.fl. (2009). ⁴ Redovisade siffror för förväntad teknikutveckling avser minskad belastning till 2016.

Fosforbelastningen beräknas minska med ca 32 ton brutto och med 20 ton till havet, varav 12 ton till Egentliga Östersjön. Anlagda våtmarker kan också bidra till att fosforbelastningen minskar i storleksordningen 0-10 ton fosfor, men beräkningarna är betydligt mer osäkra.

1.5 Behov av översyn av regler

1.5.1 Höst- och vinterbevuxen mark

1.5.1.1 Bakgrund och motiv för översyn

Regler om höst- och vinterbevuxen mark eller populärt ”grön mark” infördes år 1992 i Sverige som ett led i arbetet med att minska utlakningen från svenskt jordbruk. Det vetenskapliga underlaget var entydigt om att bevuxen mark läcker mindre än bearbetad mark. Detta konstaterades i den utredning som föregick införandet av regelverket (Lantbruksstyrelsen, 1990). Inspiration till regelverket och begreppet grön mark hade i stor utsträckning hämtats från Danmark.

Reglerna anger att 60 procent och 50 procent av åkermarken i de tre sydligaste länen respektive övriga Götaland ska vara höst- eller vinterbevuxen. Införandet skedde stegvis med början år 1992 då kravet uppgick till 40 procent. I södra Götaland ökade kravet med 10 procentenheter per år och i övriga Götaland med 5 procentenheter per år. Godkända grödor för grön mark i Sverige blev vall, höstoljeväxter, höstsäd, sockerbetor, morötter, rödbetor och liknande rotväxter, fleråriga frukt- och bärodlingar, energiskog och fånggrödor.

År 1985 uppgick andelen grön mark till i medeltal 46 procent i Götaland (Statistiska centralbyrån, 1986). De norra länen låg under medeltalet, medan främst Smålandslänen, men även Skåne låg över medeltalet. Samma bild framträder om andelen grön mark beräknas för tidsperioden 1984-1988. År 1995 hade andelen ökat till 69 procent och därmed hade kravet i medeltal uppfyllts mer än väl. På enskilda gårdar kunde det dock vara svårigheter med att nå det uppsatta kravet.

Jordbruksverket tillsatte 1995 en utredning av för att se över reglerna för höst- och vinterbevuxen mark. Översynen hade aktualiserats bland annat till följd av tveksamhet inför att höstsäd kan motiveras som grön mark. Vidare ifrågasattes effekten av fånggrödor på lerjordar.

I utredningsrapporten ”Översyn av bestämmelserna kring höst- eller vinterbevuxen mark” (Jordbruksverket, 1996) konstaterades bland annat att:

- Höstsäd förorsakar lika stor utlakning som vårsäd.
- Obearbetad mark över vintern ger 25 procent lägre utlakning än tidig höstbearbetning och sen höstbearbetning ger 10 procent lägre utlakning än tidig höstbearbetning.
- Höstbruten fånggröda ger 25 procent minskad utlakning jämfört med tidig höstbearbetning
- Vall och insått rajgräs som plöjs på våren ger halv utlakning jämfört med stubbearbetad vårsäd

- Sen höstbrytning eller vårbrytning kan ge ökade problem med rotogräs eller fångrödeväxtlighet

Arbetsgruppen lämnade 4 olika förslag:

- Behåll systemet ungefär som idag, men räkna inte in höstsäd som grön mark. Högsta inslag av obearbetad åkermark kan uppgå till 25 procent, medan fånggrödor och vall ska uppta minst 20 procent av arealen.
- Som ovan, men räkna in höstsäd med 1/3 av arealen.
- Olika grödor viktas utifrån deras verkliga effekt på utlakningen. Koefficienten 0,2 föreslogs för höstoljeväxter, sen brytning av stråsådes- eller oljeväxtstubb samt ”sent” sådd fånggröda. I mellangruppen föreslogs koefficienten 0,5 för bland annat rotfrukter och fånggröda som bryts under hösten. Den högsta koefficienten 1,0, tilldelades vall, vallinsådd och fånggröda som bryts under våren. Grönmarksandelen, beräknad med viktningkoefficienterna, ska uppgå till 30 och 25 procent i södra respektive övriga Götaland.
- Krav på att en viss andel av den öppna åkerarealen ska vara besådd med fånggröda (25 procent), men att övriga begränsningar tas bort.

Arbetsgruppen föreslog vidare att dispens från regelverket skulle beviljas för fält med >25 procent ler och <6 procent mull. Bevisbördan beträffande jordart skulle ligga hos jordbrukaren. Det uppmärksammades att vissa gränsdragningsproblem kan uppkomma om fälten har varierande jordartsförhållanden.

En ändring av reglerna infördes 1996 som innebar obearbetad stubb efter skörd av stråsåd och oljeväxter får räknas som grön mark. Därefter har inga förändringar av regelverket genomförts. Motiv för ändring av föreskrifterna kvarstår eftersom höstsäd fortfarande kan ifrågasättas som grönmarkgröda. Nedan framgår att andelen grön mark uppnås med god marginal om man ser till vilka grödor som odlas. Beaktas även den mark som är obearbetad efter skörd blir måluppfyllelsen ännu större. Det är tveksamt om bestämmelserna, utom i vissa enskilda fall, har någon större inverkan på vilka grödor som odlas. Vilka grödor som odlas styrs av andra faktorer än reglerna. Syftet med reglerna är att kväveutlakningen ska minska, men eftersom de har en liten inverkan på kväveutlakningen motiverar det en förnyad översyn.

1.5.1.2 Arealanvändning och förväntad utveckling

Andelen grön mark ligger på en väsentligt högre nivå i södra Sverige idag än då regelverket för höst- och vinterbevuxen mark infördes. Förändringen har skett i tre tydliga steg som kan härledas till den förda jordbrukspolitiken. Reglerna i sig bedöms endast ha haft mindre påverkan på utvecklingen av andelen grön mark.

För att minska spannmålsproduktionen infördes ersättningar i slutet av 1980-talet som ledde till ökad andel vall, träda och annan obrukad åker. Efter EU-inträdet 1995 ökade trädesarealerna ytterligare och höjde den genomsnittliga grönmarksandelen med ca 8 procentenheter. Trädan räknades inte som grön mark år 1985, eftersom den rubricerades som helträda.

Tabell 2. Andel grön mark av total åkerareal i Götaland samt fördelning av grön mark på olika grödgrupper

År	Grön mark, procent	Andel av grön mark, procent					
		Höstsäd	Höstoljeväxter	Vall	Sockerbetor	Träda	Fånggröda
1985	46	23	7	62	6	2	0
1990	61	26	8	51	5	10	0
1995	69	23	5	53	5	14	0
2000	69	28	2	48	5	16 ¹⁾	1
2005	80	21	3	45	4	14 ¹⁾	13
2008	75	23	5	53	3	6 ¹⁾	10

1) inklusive energiskog

Nästa stora förändring av andelen grön mark inträffade år 2001 då nya regler infördes i stödet till fånggrödeodling. Detta ökade arealen fånggröda högst påtagligt. I samma ersättningsform infördes också ett separat stöd för utebliven höstbearbetning inför vårsådd (vårbearbetning). Denna åtgärd har inte beaktats i sammanställningen i tabell 2. Enligt statistik för miljöersättningen minskat kväveläckage är denna areal blygsam jämfört med arealen fånggröda. Arealerna fånggröda ökade under perioden 2001-2004 och låg på en tämligen stabil nivå till och med 2006, ca 180 000 hektar, men minskade påtagligt 2007. Fånggrödearealen 2008 uppgick till ca 123 000 hektar och utgjorde ca 10 procent av arealen grön mark. Orsakerna till denna nedgång bedöms vara lägre ersättningsnivå, minskat stödområde, samt olägenheter vid ogräsbekämpningen. År 2008 sjönk andelen grön mark med 4 procentenheter till 75 procent och arealen grön mark med ca 80 000 hektar. Förändringarna var störst för träda, såväl i hektar som för andel av grön mark. Generellt sett bedöms det vara svårt att komma så mycket högre än de ca 80 procent som redovisades år 2005 om en allsidig odling skall bedrivas.

Från och med 1996 fick även obearbetad stubb efter stråsäd och oljeväxter räknas som grön mark om bearbetning inte skedde förrän 20 oktober i de tre sydligaste länen och tidigast 10 oktober i de norra Götalandslänen. Sett till länen som helhet uppfylldes redan kraven genom de godkända grönmarkgrödorna. Beaktas även obearbetad stubb blir måluppfyllelsen ännu högre än vad som anges i tabell 2 ovan. Regelverket gäller dock på gårdsnivå och för vissa gårdar kan förändringen ha underlättat att nå kraven.

En nyckelfråga är hur arealfördelningen kommer att se ut framöver. De stora grödgrupperna spannmål och vall svarar för ca 80 procent av arealen i Götaland. Vårsäden dominerar, men framöver är det troligt att mer höstsådd kommer att eftersträvas. Prisbilden på spannmål kommer att påverka den totala odlingen. Efter den turbulenta prisutvecklingen på spannmål under år 2007 ökade spannmålsodlingen i Sverige med ca 100 000 hektar. En viss återgång till den gamla arealnivån kan

konstateras redan 2009. Träda och spannmål är delvis kommunicerande kärl och vid fortsatt svag lönsamhet i spannmålsodlingen är det troligt att trädesarealen kommer att öka.

Användning av spannmål för energiändamål kan leda till ökad spannmålsodling på bekostnad av vall och träda. Sannolikt skulle en sådan utveckling främst medföra att odlingen av höstsådda spannmålsgrödor ökar. Därmed blir påverkan på andelen grön mark utifrån dagens regelverk begränsad. Det går däremot inte att bortse från inverkan på utlakningen vid övergång från sluten till öppen växtodling. Skulle energiproduktionen i stället baseras på energiskog leder detta till bibehållen eller ökad areal grön mark.

Odlingen av oljeväxter, främst höstoljeväxter, har ökat under de senaste åren och uppgår för närvarande till närmare 70 000 hektar. Behovet av rapsolja för energiändamål och/eller tekniskt bruk förväntas öka. Genomslaget i odling kommer att styras bland annat av konkurrenskraften gentemot spannmål. Fortsatt ökad odling av höstoljeväxter torde i stor utsträckning ske på höstsädens bekostnad. Därmed påverkas inte andelen grön mark enligt gällande regelsystem. Risken för utlakning kan möjligen öka något eftersom det kan vara svårt att utnyttja det kväve som lämnas kvar efter skörd av oljeväxter. Potentialen för odling av höstoljeväxter begränsas av växtföljdmässiga skäl samt av att all areal inte är lämpad för odling av höstoljeväxter. Den största arealen med höstraps under de senaste 20 åren registrerades för år 1990, då arealen uppgick till 85 000 hektar. I allt väsentligt var odlingen förlagd till Götaland. Det förefaller rimligt att denna nivå kan uppnås och kanske även överträffas något.

Sockerbetor ingår också bland grönmarkgrödorna. Arealerna har minskat de senaste åren, men enligt preliminär statistik för år 2009 har utvecklingen vänt eller åtminstone stabiliserats.

Under senare år har majsodlingen ökat påtagligt och ersätter vall som foder. Detta kan medföra att vall kommer att överföras till öppen odling. Hittills är majsarealen relativt begränsad, ca 15 000 hektar, men om utvecklingen för majs blir följer samma trend som i Danmark kommer arealerna att flerdubblas på sikt.

1.5.1.3 Alternativ för ändring av reglerna

Nedan skisseras några alternativa sätt att ändra reglerna. Hur stor andel av marken som ska vara höst- och vinterbevuxen regleras i förordningen (1998:915) om miljöhänsyn i jordbruket. Vilka grödor som ska odlas för att marken som ska anses vara höst- och vinterbevuxen framgår av Jordbrukverkets föreskrifter (SJVFS 2004:62) om miljöhänsyn i jordbruket. Vid en ändring av reglerna behöver både förordningen och föreskriften ändras.

Utifrån dagens kunskapsläge kan höstsädens berättigande som grönmarkgröda ifrågasättas. Om den exkluderas måste kravet på andel grön mark sänkas. Andelen grön mark utan att höstsäd räknas med varierar för olika län från 45 till 79 procent med ett medeltal på 58 procent för hela Götaland. De lägsta andelarna finns i Östergötlands och Skåne län, där andelen höstsäd är hög. Ett generellt krav på att till exempel 40 procent av arealen ska utgöra grön mark utan att höstsäd ingår kan medföra svårigheter för enskilda företag i områden där andelen höstgrödor är hög. Bedrivs enbart öppen odling

medför kravet att man måste ha vårsådda grödor på två av fem skiften. På gårdar med vall är det i normalfallet inte några problem med att uppnå den angivna procentsatsen.

Ett annat alternativ är att helt ta bort reglerna. Reglerna bedöms ha liten inverkan på omfattningen av grön mark utan det är främst odlingsekonomi och miljöersättningen för fånggrödor och vårbearbetning som styr omfattningen. Borttagna regler kan medföra att höstbearbetningen tidigareläggs på arealer där senarelagd höstbearbetning använts som åtgärd för att uppnå minsta grönmarksandel. (Sen höstbearbetning är inte medtagen i den sammanställning av andelen grön mark som redovisas ovan och påverkar därför inte dessa uppgifter.) En möjlighet att motverka negativa effekter av detta är att införa en generell regel om att bearbetning får ske först sent på hösten efter skörd. Detta bör i så fall gälla enbart på lättare jordar. På tyngre jordar påverkas kväveutlakningen i mindre grad av senarelagd bearbetning och det kan även vara negativt genom att det leder till ökad markpackning och sämre växtnäringens utnyttjande.

Ett annat sätt att öka andelen höst- och vinterbevuxen mark är att ställa krav på att fånggröda ska odlas på en viss andel av den öppna åkerarealen, till exempel 25 procent. Övriga begränsningar skulle då kunna tas bort. Krav på minsta andel fånggröda kan innebära vissa inskränkningar för jordbrukare som strävar efter hög andel höstsådda grödor och som odlar vårgöröda till vilka man inte vill ha fånggröda som förfrukt. Krav medför också att det inte är möjligt med miljöersättning för fånggröda.

Det sista alternativet ansluter till ett av de förslag som lämnades vid översynen av grön mark i mitten 1990-talet. Då föreslogs vidare att dispens från regelverket skulle beviljas för fält med >25 procent ler och <6 procent mull. Bevisbördan beträffande jordart skulle ligga hos jordbrukaren. Vissa gränsdragningsproblem kan uppkomma om fälten har varierande jordartsförhållanden.

1.5.1.4 Förslag

Det kan starkt ifrågasättas att behålla bestämmelser som bygger på inaktuell kunskap. Nuvarande regler har också liten inverkan på hur odlingen bedrivs. Det talar för att det skulle kunna vara möjligt att ta bort reglerna utan att det får några större konsekvenser för kväveutlakningen. Samtidigt bidrar bevuxen eller obearbetad mark under hösten till att minska kväveutlakningen jämfört med om marken är obevuxen och bearbetas. Odling av fånggrödor i kombination med en restriktion för jordbearbetning på hösten på lättare jordar skulle mer effektivt än de nuvarande bestämmelserna kunna minska kväveutlakningen under hösten. Styrmedel för odling av fånggrödor behandlas i avsnitt 1.6.1.

Jordbruksverket förordar att de nuvarande bestämmelserna om höst- och vinterbevuxen mark tas bort. Vilka konsekvenserna blir av att ta bort bestämmelserna beror bland annat på hur styrmedel för odling av fånggrödor och jordbearbetning på hösten utformas framöver. En förutsättning för att ta bort de nuvarande bestämmelserna är att en restriktion införs för jordbearbetning på lättare jordar på hösten efter skörd och att det fortsatt finns någon form av styrmedel för odling av fånggröda. Det behöver därför tas med i bedömningen inför ett eventuellt beslut om att ta bort bestämmelserna.

1.5.2 Jordbearbetning på träda

1.5.2.1 Bakgrund och motiv till översyn

Tidigare fanns det nationellt utformade skötselkrav för träda, bland annat fanns regler för brytning av träda. Fram t o m 2008 fick trädan inte brytas förrän sent på hösten med undantag om den skulle följas av höstsådd. I samband med att uttagsplikten sattes till 0 procent 2008 togs dessa regler bort i Sverige.

Därmed är det nu tillåtet att bedriva ”gammaldags” trädetsbearbetning under sommaren. Denna metod är en effektiv åtgärd för bekämpning av roto gräs, men leder till stor kvävefrigörelse och koldioxidavgång. I flertalet fall kan inte en höstsådd gröda ta upp den stora kvävemängd som frigörs, utan trädetsbearbetningen leder oftast till förhöjd utlakning.

Traditionell trädetsbearbetning innebär att trädan bearbetas regelbundet under sommaren med kultivator eller annat redskap med skärande organ. All jordbearbetning är energikrävande och detta borde hålla tillbaka omfattningen av svart träda. I konventionell växtodling, där kemiska bekämpningsmedel kan användas, bedöms inte ogräsbekämpning genom trädetsbearbetning under sommaren bli konkurrenskraftig. Vid ekologisk produktion kan det ibland bli nödvändigt med trädetsbearbetning om ogrässituationen är besvärlig.

Om traditionellt trädetsbruk i en framtid skulle få en oönskad omfattning, kan förbud mot jordbearbetning under vissa tider av året övervägas. I så fall kan de skötselregler för trädad mark som gällde t o m 2008 i princip återinföras. Dessa innebär i korthet:

- Brytning av träda får ske först sent på hösten för alla jordar
- Brytning av trädan är tillåten inför höstsådd
- Visst undantag för jordbearbetning vår eller försommar kan ges om en fånggröda eftersås

1.5.2.2 Förslag

Jordbruksverket har för avsikt att följa i vilken omfattning svart träda tillämpas. Jordbruksverket kommer också att ta fram ett underlag för att kunna införa regler om tillämpningen av svartträda ökar i omfattning.

1.5.3 Hantering av hästgödsel

1.5.3.1 Bakgrund och motiv för översyn

I Sverige finns det närmare 300 000 hästar. Dessa producerar ungefär 2 miljoner ton gödsel per år, vilket motsvarar ca 10 procent av den totala gödselmängden från alla djurslag.

Av Sveriges ca 280 000 – 300 000 hästar år 2004 fanns ca 95 000 hästar på jordbruk (Statistiska centralbyrån, 2004). Hästarna var fördelade på ca 56 000 anläggningar av vilka 2/3 finns inom större tätorter och tätortsnära områden. Utöver jordbruk så fanns hästar även hos privatpersoner, ridskolor, stuterier etc. Av de 95 000 hästarna på jordbruk fanns ca 60 000 på företag som inte hade några andra betande djur, dvs. nötkreatur eller får.

Omkring 76 procent av alla anläggningar har 4 eller färre hästar (Jordbruksverket, 2005). På dessa anläggningar finns ca 90 000 hästar, vilket är omkring 35 procent av det totala antalet hästar. Hur stor andel av dessa anläggningar som är jordbruk är oklart. De anläggningar som har 50 hästar eller fler utgör knappt 1 procent av anläggningarna och där finns omkring 30 000 hästar, eller 12 procent (se bild 1).

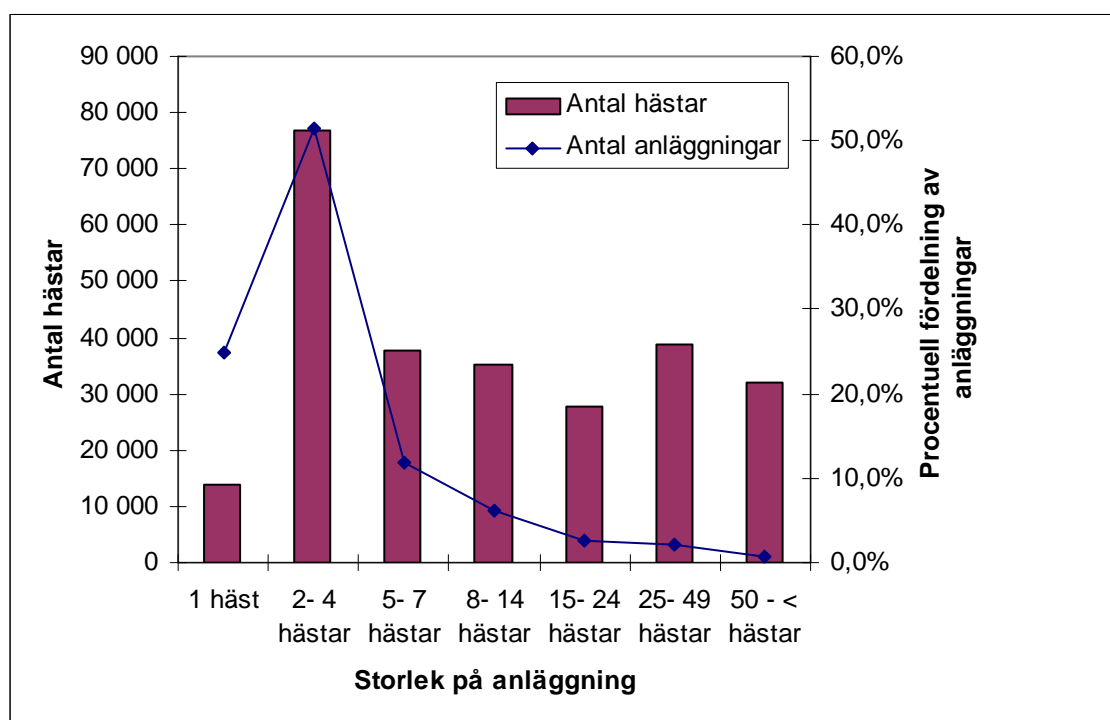


Bild 1. Antal hästar fördelat på olika storlekar av anläggningar eller besättningar samt hur stor procent av anläggningarna som är av en viss storlek.

Den grundläggande miljölagstiftningen är samlad i Miljöbalken, SFS 1998:808. Där finns de så kallade allmänna hänsynsreglerna som gäller för alla oavsett privatpersoner eller företag. De gäller alltså för hästägare och anläggningar med hästar.

I förordningen (SFS 1998:915) om miljöhänsyn i jordbruket och Jordbruksverket föreskrifter (SJVFS 2004:62) och allmänna råd om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring finns regler om gödselhantering på jordbruk. Bestämmelserna om lagring och spridning av stallgödsel omfattar bland annat:

- krav på tillräcklig lagringskapacitet för stallgödsel,
- utformning av lagringsutrymmen så att avrinning eller läckage inte sker,
- begränsningar av den mängd stallgödsel som får tillföras marken,

- tidpunkter då spridning och förhållanden då spridning av stallgödsel är förbjuden,
- spridning av stallgödsel som är förknippad med särskilda restriktioner, exempelvis nedbrukningskrav.

Dessa regler berör hästar som finns på jordbruksföretag. Vad som menas med jordbruk eller jordbruksföretag är inte definierat, ibland kan det vara otydligt vem som berörs av reglerna. Hästgödsel som produceras av hästar utanför jordbruksföretag berörs inte av de generella föreskrifterna för gödselhantering (i alla fall så länge gödseln inte hanteras på ett jordbruksföretag, till exempel sprids på åkermark).

För att all hästhållning ska omfattas behövs en ändring av 12 kap. 10 § miljöbalken rörande miljöhänsyn i jordbruket, till exempel miljöhänsyn *i jordbruk och hästhållning*.

Vid tillämpning av motsvarande bestämmelser som nu gäller för jordbruksföretag skulle hästanläggningar med mer än 2 djurenheter (1 häst motsvarar en djurenhet) inom nitratkänsligt område och anläggningar med mer än 10 djurenheter i övriga landet behöva ha lagringskapacitet för gödseln motsvarande 6 till 8 månaders produktion. Lagringsutrymmet ska vara utformat så att avrinning eller läckage till omgivningen inte sker. Jordbruksföretag med högst 2 djurenheter är idag undantagna från krav på lagringskapacitet för stallgödsel. Detta undantag är framtaget baserat på hur jordbruksföretag normalt sett ser ut, men skulle kunna behöva omvärderas ifall hästanläggningar ska omfattas av bestämmelserna.

Vidare skulle hästanläggningar med mer än 10 djurenheter behöva ha spridningsarealer för hästarnas gödsel. Alternativ till egna spridningsarealer är anteckningar över att gödseln har forslats bort för spridning på annan åkermark eller annan användning, till exempel komposteringsanläggning eller liknande. Det är alltså inget krav enligt dagens lagstiftning att ett jordbruksföretag ska ha egen spridningsareal, huvudsaken är att gödseln fördelas på någon spridningsareal enligt bestämmelsen om maximal tillförsel av 22 kg fosfor per hektar som ett genomsnitt under en femårsperiod. Försäljning och återanvändande av hästgödsel, särskild i tätortsnära områden, kan bidra till produktion av till exempel livsmedel och biogas.

Det saknas bra underlag för att kunna värdera konsekvenserna för miljön och för de som skulle berörs av en ändring av reglerna. Det finns uppgifter om antalet hästar 2004, men det saknas bra underlag för hur gödselhanteringen från dessa hästar ser ut. I dagsläget finns inget bra underlag för hur många anläggningar som skulle kunna beröras av en utökning av kravet på lagringsutrymme och behov av spridningsareal.

Privatpersoner utgör majoriteten av alla hästägare. Med 31 hästar per 1000 invånare är Sverige det näst hästtätaste landet i Europa. Tillgång till hästar är relativt hög och särskild i tätortsnära områden av betydelse för fritidsliv och närrekreation. Denna tillgång har därmed indirekt positiva effekter på faktorer som folkhälsa, boendattraktivitet och välbefinnande. Hästverksamheter har särskilt stor betydelse för flickors idrottande (Hästnäringens Nationella Stiftelse, 2008).

Turistföretag kan komma att påverkas. Den turistiska strukturen i Sverige är relativt småskalig och förmodligen inte anpassad för gödsellagring. Gödsellagring i containers

kan vara rimlig i vissa fall. Uppgifterna om tillgång till till exempel gödselplattor, containers med mera saknas.

Ridskolor och liknande föreningar och organisationer har förmodligen redan idag större möjligheter att lösa nya krav på gödsellagring. Höjning av avgifter och medlemsbidrag kan bli följden.

Kommunerna som utför den operativa tillsynen enligt miljöbalken har efterfrågat tydligare regler för hästhållande verksamheter. Många kommuner upplever att gödsel förvaringen hos hästhållare är otillfredsställande, speciellt för mindre anläggningar (Jordbruksverket, 2005). Om förordning och föreskrift om miljöhänsyn i jordbruket uttryckligen även skulle inkludera hästägare skulle detta troligtvis underlätta för tillsynsmyndigheten. Detta skulle leda till en mer enhetlig hantering av hästverksamheter och lättare för tillsynsmyndigheten att utöva tillsynen.

1.5.3.2 Förslag

Relativt stora mängder hästgödsel produceras på anläggningar som inte är jordbruksföretag. Det är rimligt att även dessa omfattas av grundläggande krav för gödselhantering, som krav på viss lagringskapacitet och tillgång till spridningsareal. Jordbruksverket förordar därför att även anläggningar med hästhållning, vilka inte är jordbruksföretag, ska omfattas av de generella regler för gödselhantering som finns i förordning och föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket. Undantag behöver göras för mindre anläggningar på samma sätt som mindre jordbruksföretag är undantagna. Konsekvenserna av att inkludera hästar utanför jordbruksföretag kan behöva utredas ytterligare. Det underlag som finns idag än när det gäller hanteringen av hästgödsel behöver också förbättras.

1.6 Åtgärder för minskade kväveförluster

1.6.1 Odling av fånggrödor

1.6.1.1 Beskrivning av åtgärden

En fånggröda kan sås in i en huvudgröda eller sås efter en tidig skörd av en huvudgröda. Fånggröda har sin huvudsakliga tillväxt efter skörd av huvudgrödan. Odling av fånggrödor är endast aktuellt inför vårsådda grödor eftersom fånggrödan inte får någon tillväxtperiod efter skörd av huvudgrödan om denna ska följas av en höstsådd gröda.

En del av den utlakningsreducerande effekten beror på att fånggrödan växer under hösten och tar upp kväve. Att marken lämnas obearbetad om den är bevuxen med fånggröda under hösten bidrar också till minskning av kväveutlakningen. Om fånggrödan får ligga över vintern för brytning under våren minskar kväveutlakningen mer än om brytning sker under hösten.

1.6.1.2 Potential

Som ett underlag i arbetet med ta fram en åtgärdsplan för BSAP beräknades den potentiella arealen för odling av fånggröda (Johnsson m.fl., 2009). Den areal som är teoretisk möjlig för odling av fånggröda är där huvudgrödan följs av en vårsådd gröda. Vissa grödor som föregår vårsåd passar bättre för etablering av fånggrödor, medan andra passar mindre bra. Beräkningarna utgick från 2005 års grödarealer. En annan areal och en annan fördelning mellan grödorna skulle ge en annan potentiell areal för odling av fånggröda. Den potentiella arealen redovisades fördelad på lättare jordar och lerjordar.

För Götaland och större delen av Svealand (ungefär det landområde i Sverige som påverkar det havsområde som berörs av BSAP) beräknades att den potentiella arealen för odling av fånggröda 2005 var totalt 593 000 hektar. Av dessa utgjordes 368 000 hektar av lättare jordar. En del av den potentiella arealen var redan ansluten till miljöersättningen minskat kväveläckage, ca 50 procent av den lättare jorden och ca 10 procent av lerjorden.

Odling av fånggröda minskar kväveutlakningen mer om fånggrödan bryts på våren istället för på hösten. Fånggröda på hela den potentiella arealen jämfört med ingen odlings alls av fånggröda, beräknades minska kväveutlakningen från åkermark med ca 3 400 ton om fånggrödan bryts på hösten och 5 650 ton om den bryts på våren. Att bryta en fånggröda på våren på en lerjord kan ge upphov till markpackningsskador och sämre växtnäringensutnyttjande och är många gånger inte lämpligt.

En betydande areal utnyttjas redan för odling av fånggröda och vårbearbetning. Om fånggröda skulle odlas på den återstående potentiella arealen skulle kväveutlakningen kunna minska med 1 700 ton kväve om fånggrödan bryts på hösten och 3 950 om den bryts på våren. Om man antar att brytning av fånggröda sker på hösten på lerjordar och på våren på lättare jordar blir utlakningsminskningen ca 3 400 ton. Detta beräknades kunna minska belastningen på havet med ca 2 100 ton.

1.6.1.3 Styrmedel

I landsbygdsprogrammet finns en miljöersättning för odling av fånggröda och vårbearbetning. Från och med 2010 kommer ersättningsnivån att vara 900 kronor per hektar för fånggröda som bryts på hösten, 1 500 kronor per hektar för fånggröda som bryts på våren och 500 kronor per hektar för vårbearbetning.

Fånggröda är en åtgärd som kan komma att ingå i ett avgiftssystem för att minska utsläppen av kväve och fosfor. Naturvårdsverket har haft ett regeringsuppdrag att vidareutveckla en modell för ett avgiftssystem för att minska övergödningen av kväve och fosfor i Östersjön och Västerhavet. De menar att odling av fånggröda och vårbearbetning är exempel på åtgärder som kan vara lämpliga att ingå i ett avgiftssystem. Det går inte att kombinera ett avgiftssystem med dagens miljöersättningar. Därför anser man att miljöersättningarna för minskat växtnäringensläckage behöver tas bort vid ett eventuellt inrättande av ett avgiftssystem eller att reglerna för utbetalning ändras så att de kan kombineras med avgiftssystemets betalning för kompensatoriska åtgärder.

1.6.1.4 Kostnader

Kostnader uppstår vid odling av fånggröda bland annat för utsäde och sådd av fånggröda, ökat bekämpningsbehov av ogräs och fånggröda i efterföljande gröda, ökade tröskningskostnader och skördeminskning. Den genomsnittliga kostnaden för odling av fånggröda motsvarar ungefär ersättningsnivån i den nuvarande ersättningsformen.

1.6.1.5 Tillämpbarhet vid ekologisk och konventionell produktion

Åtgärden kan tillämpas i de båda produktionssystemen.

1.6.1.6 Inverkan på andra miljömål

Odling av fånggrödor minskar möjligheterna till eller förhindrar mekanisk ogräsbekämpning under hösten och antas vara en bidragande orsak till att användningen av ogräsmedel (glyfosat) har ökat.

Åtgärden leder till att kväveinnehållet i marken minskar under hösten vilket bör minska risken för lustgasavgång. Samtidigt kan lustgasavgången bli stor i samband med nedbrukning av fånggrödan. Fånggrödan ökar på sikt mullhalten i marken och bör öka av kolinlagringen i marken samtidigt som risken för lustgasavgång från mineraliserat kväve kan öka.

1.6.1.7 Förslag

Den nuvarande programperioden för landsbygdsprogrammet sträcker sig till 2013. För att odlingen av fånggröda ska upprätthållas efter 2013 behövs någon form av styrmedel. Möjligheten till miljöersättning för odling av fånggröda bör därför finnas kvar inom en framtida motsvarighet till det nuvarande landsbygdsprogrammet.

Det finns tre delåtgärder inom den nuvarande miljöersättningen; enbart fånggröda (kan brytas på hösten), fånggröda i kombination med vårbearbetning och enbart vårbearbetning. Tillsammans beräknas de leda till minskad kvävebelastning från åkermark med ca 2 200 ton om arealmålet uppnås (och minskad belastning till havet med ca 1 500 ton N). Den totala kostnaden för ersättningsformen är till viss del beroende av hur fördelningen blir mellan de olika delåtgärderna, men kan skattas till ca 250 miljoner kronor per år. Kostnaden per kg minskad kvävebelastning från åkermark blir ca 115 kronor. Någon större förändring av anslutningen till ersättningsformen kan inte förväntas om den behålls i nuvarande utformning. Kostnaden och minskningen av kvävebelastningen kommer i så fall att bli lika stor efter 2013. Men någon ytterligare minskning jämfört med före 2013 uppnås inte genom att behålla ersättningen, men en ökning undviks.

Den största möjligheten att minska kväveutlakningen genom odling fånggrödor är att odla fånggrödor som bryts på våren på lättare jordar. Den potentiella arealen för odling av fånggröda är större på lättjord än lerjord, den genomsnittliga effekten per hektar blir högre och det är i högre grad möjligt att bryta fånggrödan på våren. Ca 75 procent av den potentiella effekten av fånggröda i de ovan redovisade beräkningarna uppstår på

lättare jordar. Om ersättningsnivån är lika hög oavsett om fånggröda odlas på lättare jordar eller ler jordar är det mer kostnadseffektivt att genomföra åtgärden på lättare jordar. En möjlighet att generellt öka kostnadseffektiviteten i ersättningsformen, utan att behöva koppla den till ett jordartskrav, är att enbart lämna ersättning för odling av fånggröda som bryts på våren. Detta bör utredas vidare i ett kommande arbete med att ta fram förslag till ett nytt program motsvarande det nuvarande landsbygdsprogrammet.

Om ett avgiftssystem införs behöver miljöersättningen tas bort eller reglerna för utbetalning ändras. Hur stor fånggrödearealen kan bli vid ett avgiftssystem är inte möjligt att bedöma.

1.6.2 Vårbearbetning

1.6.2.1 Beskrivning av åtgärden

Åtgärden vårbearbetning innebär att ingen jordbearbetning sker under hösten efter skörd av huvudgrödan. Vårbearbetning är endast aktuellt inför vårsådda grödor.

Vid jordbearbetning på hösten stimuleras kväveminaliseringen och mer kväve kan bli tillgängligt för utlakning. Kväve kan också frigöras från skörderester som brukas ned. Om jordbearbetningen uteblir under hösten frigörs mindre kväve som kan bli tillgängligt för utlakning. Vid jordbearbetning under våren kommer det kväve som frigörs i samband med jordbearbetningen i högre grad kunna tas upp av en gröda.

1.6.2.2 Potential

Den areal som är teoretisk möjlig för odling av fånggröda enligt ovan är också teoretisk möjlig för vårbearbetning. Eftersom jordbearbetning våren på en lerjord kan ge upphov till markpackningsskador och sämre växtnäringssutnyttjande kan endast den lättare jorden anses vara teoretiskt möjlig för vårbearbetning.

1.6.2.3 Styrmedel

I landsbygdsprogrammet finns en miljöersättning för odling av fånggröda och vårbearbetning. Från och med 2010 kommer ersättningsnivån att vara 500 kronor per hektar för vårbearbetning.

Naturvårdsverket har haft ett regeringsuppdrag att vidareutveckla en modell för ett avgiftssystem och menar att vårbearbetning är exempel på en åtgärd som kan vara lämplig att ingå i ett avgiftssystem.

1.6.2.4 Kostnader

Vid vårbearbetning kan det bland annat uppstå s.k. läglighetskostnader och i vissa fall kostnader för strukturskador för att bearbetningen sker vid ett mindre lämpligt tillfälle.

Den genomsnittliga kostnaden för vårbearbetning motsvarar ungefär ersättningsnivåerna i den nuvarande ersättningsformen.

1.6.2.5 Tillämpbarhet vid ekologisk och konventionell produktion

Åtgärden kan tillämpas i de båda produktionssystemen.

1.6.2.6 Inverkan på andra miljömål

Vårbearbetning förhindrar mekanisk ogräsbekämpning under hösten och kan leda till ökad användning av ogräsmedel (glyphosat).

Åtgärden leder till att kväveinnehållet i marken minskar under hösten vilket bör minska risken för lustgasavgång.

1.6.2.7 Förslag

Den nuvarande programperioden för landsbygdsprogrammet sträcker sig till 2013. För att vårbearbetningen ska upprätthållas efter 2013 behövs någon form av styrmedel. Möjligheten till miljöersättning för vårbearbetning bör därför finnas kvar inom en framtida motsvarighet till det nuvarande landsbygdsprogrammet.

I avsnitt 1.6.1.7 redovisas kostnader och minskad kvävebelastning om miljöersättningen behålls efter 2013.

Om ett avgiftssystem införs behöver miljöersättningen tas bort eller reglerna för utbetalning ändras. Hur stor arealen med vårbearbetning kan förväntas bli vid ett avgiftssystem är inte möjligt att bedöma.

1.6.3 Våtmarker för näringsretention

1.6.3.1 Beskrivning av åtgärden

Anlagda eller restaurerade våtmarker kan hålla kvar eller avskilja växtnäringsämnen som transporteras i vatten. Förutom att våtmarker bidrar till att minska de negativa effekterna av växtnäringsläckage och bevara och stärka den biologiska mångfalden kan de även ha andra funktioner som att upprätthålla grundvattennivån och öka variationen i landskapet.

1.6.3.2 Potential

I landsbygdsprogrammet finns en målsättning att 6 000 hektar våtmarker ska anläggas under perioden 2007-2013. Teoretiskt sett finns en betydligt större potentiell areal för anläggning av våtmarker. Anläggning av våtmark kan dock vara en tidskrävande process. Förutom själva konstruktionen kan anläggning av våtmarker också innefatta

bland annat projektering och miljö- och vattenrättslig prövning. Våtmarker för näringsretention bör anläggas i lägen där det finns förutsättningar för att de ska kunna åstadkomma en hög retention av växtnäringsämnen, vilket kan begränsa de möjliga platserna. I det tidsperspektiv som förslaget till handlingsprogram har är vår bedömning att våtmarker inte kan anläggas i en snabbare takt än vad som förutsätts för att målsättningen enligt landsbygdsprogrammet ska kunna nås. Under nuvarande programperiod har anläggningstakten hittills varit för låg för att målsättningen om 6 000 hektar våtmarker till 2013 ska kunna nås.

I arbetet med att ta fram en nationell åtgärdsplan för BSAP beräknade Linköpingsuniversitet och SMHI hur mycket kväve- och fosforbelastningen skulle kunna minska till Östersjön vid anläggning av våtmarker (Tonderski m.fl., 2009). Anläggning av 6 000 hektar våtmarker enligt målsättningen i landsbygdsprogrammet beräknades kunna minska belastningen till havet med 300 ton kväve. Genom anläggning av 6 000 hektar våtmarker till, i lägen där de antas ge hög effekt, skulle kunna minska belastningen av kväve till havet med ytterligare 1 200 ton.

1.6.3.3 Styrmedel

För närvarande finns i landsbygdsprogrammet ett stöd för miljöinvestering i våtmark och en skötselersättning för våtmarker.

1.6.3.4 Kostnader

Kostnader för våtmarker på jordbruksmark uppstår bland annat för projektering, konstruktion, inkomstbortfall vid utebliven odling och underhållskostnader. Kostnaden per hektar för anläggning av våtmarker kan variera ganska mycket och beror bland annat på storlek, var i landskapet de anläggs, om det är nyanläggning eller återställande av mark som tidigare varit våtmark osv.

1.6.3.5 Tillämpbarhet vid ekologisk och konventionell produktion

Åtgärden kan tillämpas i de båda produktionssystemen.

1.6.3.6 Inverkan på andra miljömål

I en studie (Thiere m.fl., 2009) skattades växthusgasavgången från anlagda våtmarker. Ur ett avrinningsområdesperspektiv ansågs förändringarna i flöden av koldioxid och lustgas till och från marken vara små. Medan metanavgången från jordbruksmark generellt sett är försumbar, kan våtmarker utgöra stora källor för metan. Den stora potentiella klimatpåverkan vid anläggning av våtmarker låg således i metanavgången. Den beräkning som genomfördes i studien visade att en anläggning av 12 000 hektar våtmarker skulle ge upphov till metanutsläpp på i storleksordningen 30 000 ton koldioxidekvivalenter per år (Thiere m.fl., 2009). Metanavgången är då ändå troligtvis underskattad, eftersom emission via våtmarksväxter (som kan bidra väsentligt till den totala metanavgången från våtmarker) inte inkluderats (Thiere m.fl., 2009).

Metanflödena från anlagda våtmarker är i stort sett de samma som observerats för motsvarande naturliga system (Svensson, 2010). Om det årliga medelvärdet för metanavgång från bördiga myrar i Sverige – 165 kg metan per hektar och år (Nilsson m.fl., 2001) – används, blir den totala avgången från 12 000 hektar 41 500 ton koldioxidekvivalenter.

Vattenmiljöer utgör en integrerad del av odlingslandskapet och har stor betydelse för dess biologiska mångfald. En betydande del av odlingslandskapets vilda mångfald är direkt eller indirekt beroende av våtmarker. Den våtmarksareal som finns i odlingslandskapet idag motsvarar dock bara en bråkdel av den areal som fanns före den omfattande dränering som ägde rum i slutet av 1800-talet och början av 1900-talet. En utvärdering av mer än 100 våtmarker som anlagts inom bland annat landsbygdsprogrammet visar att dessa har en potential att utveckla hög biologisk mångfald (Naturvårdsverket, 2004). Också den obrukade marken som uppkommer runt omkring en våtmark är värdefull eftersom den erbjuder en ostörd fortplantningsmiljö för åkerlandskapets fauna. I ett intensivt brukat åkerlandskap är i princip alla miljöer som bryter av betydelsefulla för den biologiska mångfalden.

1.6.3.7 Förslag

Den nuvarande programperioden för landsbygdsprogrammet sträcker sig till 2013. När målsättningen 6 000 anlagda eller restaurerade våtmarker under perioden 2007-2013 beräknas kvävebelastningen till *havet* minska med 300 ton, enligt ovan.

För att nya våtmarker därefter ska anläggas behövs någon form av styrmedel. Möjligheten till ersättning för anläggning av våtmarker bör finnas kvar i en framtida motsvarighet till det nuvarande landsbygdsprogrammet. Någon större förändring av takten för anläggning av våtmarker kan inte förväntas. Målsättning och villkor med mera för perioden efter 2013 bör utredas vidare i ett kommande arbete med att ta fram förslag till ett nytt program motsvarande det nuvarande landsbygdsprogrammet. Vid en målsättning om 6 000 hektar våtmarker under perioden 2014-2020 skulle kvävebelastningen till *havet* kunna minska med 1 200 ton om de styrs till områden där de ger hög kvävereduktion. Om våtmarkerna anläggs i en jämn takt skulle ca 2 600 (3/7 * 6 000) hektar våtmarker kunna anläggas under 2014-2016, vilket skulle kunna minska kvävebelastningen med 800 ton (och belastningen till havet med ca 500 ton). Den årliga kostnaden för 6 000 hektar våtmarker i områden där de ger hög kvävereduktion har beräknats till 77 miljoner kronor (Naturvårdsverket, 2009b). Kostnader som beaktades var anläggningskostnad, alternativkostnad för mark och underhållskostnader. Kostnaden för 2 600 hektar våtmarker blir ca 33 miljoner kronor per år. Den genomsnittliga kostnaden för att minska kvävebelastningen blir 41 kronor per kg kväve (och 65 kronor per kg kväve till havet).

1.6.4 Reglerbar dränering

1.6.4.1 Beskrivning av åtgärden

Reglerbar dränering innebär att man med hjälp av särskilda dämpningsbrunnar i täckdikessystemet reglerar grundvattennivån på ett systemtäckdiket fält. När

dräneringsbehovet är litet kan man dämna i brunnarna och på så sätt förlänga vattnets uppehållstid i marken. Vattennivån kan sänkas inför jordbearbetning, gödsling, sådd och skörd. Därmed kan vattentillgången i växande gröda optimeras samtidigt som den totala avrinningen under året minskar, vilket ger lägre kväveförluster. Reglerbar dränering förbättrar alltså grödans vattenhushållning och minskar samtidigt de vattenburna kväveförlusterna.

1.6.4.2 Potential

Sand- och mojordar lämpar sig väl för åtgärden medan ler- och mojordar är mindre lämpliga. Helst ska det finnas en högt stående grundvattenyta eller ett tätt jordlager på ett djup av en till tre meter. Lutningen har stor betydelse för möjligheten att utnyttja metoden. Lutningen avgör hur rätt reglerbrunnar behöver installeras och påverkar därmed kostnaderna.

Vid en översiktlig kartering med hjälp av GIS skattades den potentiellt lämpliga arealen för reglerbar dränering i södra Sverige bland annat med avseende på jordart och lutningsförhållanden (Joel m.fl., 2003). För att kunna göra en säkrare bedömning av lämplig areal beaktades i en uppföljande studie andra faktorer som dräneringsbehov, normalt grundvattenstånd och förekomst av täta lager (Joel & Wesström, 2004). Då bedömdes att ca 90 000 hektar (14 procent av åkermarken) i det undersökta området (Hallands, Skåne, Blekinge och Kalmar län) hade hög potential för reglerbar dränering. Det bör finnas potentiell areal för reglerbar dränering i resten av landet, men inga skattningar för andra områden än södra Sverige har gjorts. I jordbruksområdena i norra Götaland och Svealand är andelen lerjordar större, vilket innebär att andelen av åkermarken som är lämplig för reglerbar dränering bör vara lägre.

1.6.4.3 Styrmedel

Från och med 2010 finns möjlighet att erhålla ersättning för investering i speciella dämningbrunnar som används vid reglerbar dränering. Ersättning kan högst lämnas med 8 000 kronor per brunn och för högst 1,5 brunnar per hektar.

Naturvårdsverket har haft ett regeringsuppdrag att vidareutveckla en modell för ett avgiftssystem och menar att reglerbar dränering är exempel på en åtgärd som kan vara lämplig att ingå i ett avgiftssystem.

1.6.4.4 Kostnader

Reglerbar dränering är endast aktuellt på fält med dräneringsbehov. Merkostnaden för reglerbar dränering jämfört med konventionell täckdikningssystem uppstår främst för de speciella brunnar som behöver installeras. I de arbeten som föregått införandet av investeringsstödet för reglerbar dränering skattades kostnaden inklusive installation till ca 8 000 kronor per brunn. Hur många brunnar som behövs per hektar beror bland annat på fältets lutning.

1.6.4.5 Tillämpbarhet vid ekologisk och konventionell produktion

Åtgärden kan tillämpas i de båda produktionssystemen.

1.6.4.6 Inverkan på andra miljömål

En nackdel med reglerbar dränering kan vara att det ökar riskerna för lustgasavgång och fosforförluster genom att det ger upphov till längre perioder med anaeroba förhållanden i marken. Förutom vattenhalten i marken påverkas lustgasavgången av faktorer som tillgången på kväve- och kolföreningar, pH, temperatur, diffusionshastighet och gasutbytet med atmosfären. Enskilda faktorer påverkan på lustgasavgången kan vara kända men sambanden mellan dem är komplexa och samspelet mellan olika faktorer kan ge upphov till helt skilda effekter. Till exempel kan hög vattenhalt i marken gynna denitrifikation, men om det samtidigt innebär att gasdiffusionen är låg finns mer tid för reduktion av lustgas till kvävgas.

Wesström & Joel (2007) gjorde på uppdrag av Jordbruksverket en litteraturgenomgång för att belysa lustgasavgång från åkermark i samband med reglering av grundvattennivån. I studien behandlas vilka faktor som allmänt styr denitrifikation och lustgasavgång, försök som gjorts med mätning av denitrifikation i samband med reglering av grundvattennivån och vilka skötselåtgärder som kan vidtas för att begränsa lustgasavgången vid reglerbar dränering. Ett fåtal studier har genomförts i Kanada och USA för att undersöka sambanden mellan grundvattennivån och lustgasavgången från åkermark. Undersökningarna har utförts som fältförsök och i lysimetrar nedgrävda i fält eller växthus. Resultaten från undersökningarna ger inga entydiga svar på hur grundvattennivån påverkar denitrifikationen och lustgasbildningen. I flertalet fältförsök visades att nitratkoncentrationen sjönk både i mark och i dräneringsvattnet vid reglering av grundvattennivån jämfört med konventionell dränering, vilket förklaras med ökad denitrifikation. I de flesta fall mättes denitrifikationen i matjorden. I ett fåtal studier visades att en betydande denitrifikation kan ske i alven där hastigheten är mer beroende av tillgången på energikälla än grundvattensytans nivå. När lustgas produceras längre ned i markprofilen ökar uppehållstiden i marken och en större del kan reduceras till kvävgas innan gasen når markytan.

Wesström & Joel (2007) gjorde också ett försök till skattning av den förväntade ökningen av lustgasavgången om reglerbar dränering skulle införas på den potentiellt lämpliga arealen för detta i södra Sverige. Det var dock inte möjligt att göra en sådan skattning på grund av brist på mätdata. Mätningar har inte utförts under längre tidsperioder och under liknande klimatförhållanden som i södra Sverige.

När det gäller fosforförluster kan reglerbar dränering ha både för- och nackdelar. Den minskade avrinningen kan ge lägre transport av fosfor från fälten. Samtidigt kan koncentrationen av fosfor öka genom att lösligheten för fosfor ökar vid höjd grundvattennivå. Som ett underlag till detta uppdrag har Wesström (2010) genomfört en litteraturstudie om fosforförluster från åkermark vid reglerbar dränering. Fältförsök med reglerbar dränering visar på både ökade och minskade fosforförluster jämfört med konventionell dränering.

1.6.4.7 Förslag

Från och med 2010 är det möjligt att få ersättning för investering i reglerbar dränering. Målsättningen är 2 000 hektar åkermark med reglerbar dränering till 2013. Den nuvarande programperioden för landsbygdsprogrammet sträcker sig till 2013. För att arealen med reglerbar dränering ska öka efter 2013 behövs någon form av styrmedel. Möjligheten till ersättning för reglerbar dränering bör finnas kvar i en framtida motsvarighet till det nuvarande landsbygdsprogrammet.

I förslaget till åtgärdsplan för BSAP diskuterades att målsättningen skulle höjas efter 2013, till totalt 20 000 hektar, så att en större del av den potentiella arealen skulle utnyttjas. Vilken målsättning bör vara efter 2013 är bland annat beroende av vilket genomslag åtgärden får de kommande åren. Hur åtgärden påverkar lustgasavgång och fosforförluster behöver också klarläggas genom forskning och försöksverksamhet. Målsättning för perioden efter 2013 är lämpligt att behandla i samband med att förslag till nytt landsbygdsprogram tas fram.

Reglerbar dränering på ytterligare 7 700 hektar under perioden 2014-2016 (18 000 hektar till 2020) beräknas minska kvävebelastningen från åkermark med 115 ton (och belastningen *till havet* med ca 85 ton). Den årliga kostnaden för investering (livslängd 20 år) och skötsel av ytterligare 18 000 hektar reglerbar dränering har beräknats till 27 miljoner kronor (Naturvårdsverket, 2009b). Kostnaden per år för 7 700 skulle därmed bli 11,5 miljoner kronor. Den genomsnittliga kostnaden för att minska kvävebelastningen från åkermark genom reglerbar dränering blir därmed 100 kronor per kg kväve (och 135 kronor per kg kväve till havet). Den totala investeringskostnaden för 18 000 hektar reglerbar dränering uppgår till (18 000 ha * 8 000 kr * 1,25 brunn per hektar) till 180 miljoner kronor. Behovet av finansiering från ett kommande landsbygdsprogram skulle bli ca 26 miljoner kronor per år under perioden 2014-2020.

Om ett avgiftssystem införs behöver ersättningen för reglerbar dränering tas bort eller reglerna för utbetalning ändras. Hur stor arealen med reglerbar dränering kan förväntas bli vid ett avgiftssystem är inte möjligt att bedöma.

1.6.5 Behovsanpassad kvävegödsling och effektivt kväveutnyttjande

1.6.5.1 Beskrivning av åtgärden

Anpassning av kvävetillförseln efter markens produktionsförmåga är en förutsättning för bra kväveutnyttjande. Det genomsnittliga kvävebehovet för ett fält kan uppskattas utifrån förväntad skördenivå, erfarenheter av markens kväveleverans med mera. Väderförhållandena det enskilda året påverkar tillgängligheten hos tillfört kväve och frigörelsen av markkväve liksom övriga odlingsbetingelser som inverkar på den slutliga skördenivån och kvävebehovet. Det är därmed inte möjligt att i början av odlings säsongen exakt förutsäga vad som är rätt gödslingsnivå. Genom den variation som finns inom ett fält kan kvävebehovet i delar fält dessutom avvika från den genomsnittliga nivån. En viss säkerhetsgödsling kan förekomma, särskilt vid tillförsel av stallgödsel eftersom kväveeffekten då är mer osäker.

Det finns olika hjälpmedel och metoder för att förbättra kväveutnyttjandet, till exempel genom, gödslingsplanering med skiftesredovisning, att upprätta växtnärbalans, markartering och analys av jordart och mullhalt, analys av kväveinnehållet i stallgödsel, att dela upp tillförseln av kväve under växtsäsongen, teknik för att variera kvävetillförseln efter behovet inom ett fält etc.

1.6.5.2 Potential

Den statistik som finns om tillämpade gödslingsnivåer tyder på att det främst är på gårdar med stallgödsel som den största potentialen för bättre anpassning av gödslingen finns. Osäkerhet om stallgödselns kort- och långsiktiga effekt bedöms i en del fall leda till att onödigt höga kvävegivor med mineralgödsel tillförs. Vid odling av brödvete finns det en generell osäkerhet inför möjligheten att nå uppsatta proteinhaltsmål oavsett tillgång på stallgödsel, vilket kan innebära en viss säkerhetsgödsling.

1.6.5.3 Styrmedel

I Statens jordbruksverks föreskrifter och allmänna råd (SJVFS 2004:62) om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring regleras tillförseln av kväve inom de känsliga områdena enligt nitratdirektivet. Tillförsel av kväve ska anpassas till grödans behov och växtplatsens produktionsförmåga.

I miljöersättningen miljöskyddsåtgärder lämnas ersättning bland annat för markartering, jordartsanalys och analys av kväveinnehåll i flytgödsel.

Inom Greppa Näringen bedrivs rådgivning om olika åtgärder för att uppnå en bättre anpassning av gödslingen och andra kostnadseffektiva åtgärder för att förbättra kväveutnyttjandet.

1.6.5.4 Kostnader

Om onödigt höga kvävegivor tillämpas bör en bättre anpassning leda till minskade kostnader och en ökad nettointäkt. Det samma bör gälla vid ett effektivare kväveutnyttjande.

1.6.5.5 Tillämpbarhet vid ekologisk och konventionell produktion

De flesta av metoderna för att öka kväveutnyttjandet kan tillämpas i såväl konventionell som ekologisk produktion. Det är lättare att mer precist styra tillförseln av kväve med mineralgödsel än med organiska gödselmedel som tillämpas vid ekologisk produktion. Å andra sidan kan det finnas större incitament att utnyttja stallgödsel och organiska gödselmedel effektivt inom ekologisk produktion.

1.6.5.6 Inverkan på andra miljömål

Ett bättre kväveutnyttjande minskar också risken för lustgasavgång från marken.

1.6.5.7 Förslag

Verksamheten inom Greppa Näringen finansieras genom landsbygdsprogrammet och återförsel av inbetalda miljöskatter.

Den nuvarande programperioden sträcker sig till 2013. Det kommer fortsatt att finnas ett behov av rådgivning och kompetensutveckling om åtgärder som leder till bättre anpassning vid kvävegödslingen och ett effektivare kväveutnyttjande. I vilken form och omfattning kompetensutveckling inom detta område ska bedrivas under perioden efter 2013 bör utredas vidare i det kommande arbetet med att ta fram förslag till ett nytt program motsvarande det nuvarande landsbygdsprogrammet. Behovet av medel för kompetensutveckling efter 2013 inom detta område bedöms vara i storleksordningen 30-40 miljoner kronor per år.

1.6.6 Kvävetillförsel under ekonomiskt optimal giva

1.6.6.1 Beskrivning av åtgärden

Ett sätt att minska kväveutlakningen är att tillföra lägre kvävegivor än vad som är företagsekonomiskt optimalt. Beräkning av ekonomiskt optimal kvävegödsling sker med utgångspunkt från dos-responskurvor för kväve och skörd samt priskvot mellan kväve och skördeprodukt. Den kvävegiva där responskurvan har samma lutning som priskvoten är ekonomiskt optimal kvävenivå. Detta är liktydigt med att värdet på skördeökningen av det sista kilot kväve ska vara lika stort som kostnaden för ett kg kväve. Med priskvot avses kvoten mellan priset på kväve och priset på skördeprodukt. Vid ändrad priskvot förändras ekonomiskt optimal kvävegiva. Höjd kvot motiverar en sänkning av kvävegivan och en sänkt kvot en höjning av kvävegivan.

I en teknisk rapport från SLU (Johnsson m.fl., 2005) redovisas modellberäkningar av kväveutlakningen vid varierande gödslingsintensitet till höstvet och vårkorn i några områden i Sverige. I rapporten utgick man från de gödslingsnivåer som redovisas av Statistiska centralbyrån för 2003 och använde de som normalgivor vid beräkningarna. Dessa stämmer relativt väl överens med den genomsnittligt ekonomiskt optimala gödslingsnivån under perioden 2003-2008. I rapporten redovisas för vissa områden hur kväveutlakningen förändras om kvävegivan minskar respektive ökar i förhållande till normalgivan, till exempel redovisas hur mycket kväveutlakningen minskar om kvävegivan minskar med 30 procent.

Vid arbetet med att ta fram en nationell åtgärdsplan för BSAP gjordes en skattning av effekten av att minska kvävegivan med 30 procent till all spannmålsareal i det berörda området. Enligt den skulle kvävebelastningen från åkermark kunna minska med i storleksordningen 4 500 ton kväve. Kvävebelastningen på havet skulle då kunna minska med ca 1 000 ton till vardera Kattegatt och Egentliga Östersjön samt ca 400 ton till Öresund.

För brödvete finns kvalitetskrav för proteinhalten. När givorna sänks med 30 procent är det inte möjligt att nå kraven på lägsta proteinhalt. Det innebär att det inte är möjligt att sänka gödslingen till all spannmålsareal utan att det påverkar den inhemska odlingen av brödvete. Idag odlas uppskattningsvis 200 000 hektar med brödvete, varav en viss del

går på export. Om man undantar brödveteodlingen skulle belastningen från åkermark kunna minska med 3 600 ton om kvävegivan sänks med 30 procent på resterande spannmålsarealen.

1.6.6.2 Styrmedel

För att gödslingsnivån ska minska till en nivå som är betydligt lägre än vad som är företagsekonomiskt optimalt fordras ytterligare styrmedel än de som tillämpas idag.

Skatten på kväve i mineralgödsel har avskaffats från och med 2010. Priset på kvävegödselmedel och grödor varierar från år till år och därmed den ekonomiskt optimala gödslingsnivån för till exempel spannmål. Hur mycket kvävepriset skulle behöva öka för kvävegivorna till spannmål utan proteinbetalning ska minska 30 procent jämfört den genomsnittligt ekonomiskt optimala gödslingsnivån beror därmed på de prisförhållanden som råder vid den aktuella tidpunkten.

Gödselräkenskaper är ett system som tillämpas i Danmark för att undvika överdosering av kväve. Gödselräkenskaper förväntas leda mot ökad kväveeffektivitet och minskad förbrukning av mineralgödsel. Förutsättningarna för att införa ett motsvarande system i Sverige har bland annat behandlats i SOU 2003:9 (SOU, 2003). Grunden för gödselräkenskaper är växtodlings- och gödslingsplanering som sker utifrån fastställda kvävenormer för enskilda grödor. Utgångspunkten är grödornas kvävebehov. Från detta behov görs avdrag för utnyttjbart kväve i stallgödsel. Skillnaden mellan behov och kväve från stallgödsel är möjligt utrymme för användning av mineralgödsel. Inköp utöver framräknat behov kan kopplas till sanktioner. Om det finns en strävan att minska kvävetillförseln kan normerna för tillåten kvävegiva sänkas under ekonomiskt optimal nivå, till exempel till 30 procent under ekonomiskt optimum. För att möjliggöra fortsatt brödveteodling kan en viss del av arealen undantas och särskilda normer fastställas för den areal som är avsedd för brödveteodling.

Förutsättningarna för att införa gödselräkenskaper skiljer sig i Sverige jämfört med Danmark. I Sverige saknas i stort sett den försöks- och forskningsverksamhet som skulle krävas för att bland annat kunna fastställa kvävenormer för olika grödor och utnyttjandegraden av kväve i stallgödsel. Det skulle också behövas ett bättre regionalt underlag eftersom förhållandena varierar mer regionalt i Sverige. För att utveckla underlag och anpassa systemet till svenska förhållanden skulle det krävas både personella och ekonomiska resurser under en längre period. Det kommer också att fordras stora personella och ekonomiska resurser för administration och kontroll av systemet.

För att kunna införa en miljöersättning för lägre kvävegivor än rekommendationerna behöver normer fastställas *årligen* för kvävebehov för olika grödor i olika regioner och hur andra kvävekällor än mineralgödsel, som stallgödsel och baljväxter med mera ska beaktas. Dessa normer ska sedan underskridas med en viss angiven procentsats för att ersättning ska lämnas. På något sätt behöver lantbrukaren visa att lägre kvävegivor tillämpas. Det kan ske genom att en gödslingsplan upprättas. En ersättningsform för underoptimal gödsling kommer att kräva en omfattande administration och blir komplicerad att kontrollera. En mindre del av arealen är i dagsläget ogödslad och en del

av arealen tillförs redan låga kvävegivor. För sådana arealer kan följderna bli att ersättning utbetalas utan att någon miljöförbättring uppnås.

En idé som har diskuterats i denna utredning för att begränsa användningen av mineralgödsel är att fastställa en kvävekvote för hela landet. Det som presenteras nedan ska ses som en idéskiss och inte ett färdigt genomarbetat förslag.

En landskvote för mineralgödselkväve skulle kunna utformas med utgångspunkt från tidigare års användning och bedömt reduktionsbehov av mängden nytillfört kväve till jordbruksekosystemet. Utgångspunkt för fastställande av kvävekvote kan vara medelanvändningen de senaste åren eller medelanvändningen reducerad med till exempel 10, 20 eller 30 procent.

Lantbrukarna kan tilldelas inköpsrätter antingen genom att dessa delas ut när systemet införs eller genom ett aktionsförfarande. Handel med inköpsrätter ska vara möjlig.

Tilldelningen skulle kunna grundas på ett bedömt behov för den odling som bedrivits de senaste åren eller den genomsnittligt inköpta mängden kväve under en tidigare period. Ett annat sätt att tilldela inköpsrätter skulle vara genom ett auktionsförfarande, som genomförs antingen när systemet införs eller mer regelbundet till exempel årligen. Om auktionsförfarandet genomförs regelbundet kan landskvoten också justeras vid dessa tillfällen. Lantbrukarna får anmäla att de är intresserade av att köpa en viss mängd kväve till en angiven avgift. Om utbudet av kvävegödsel är lägre än den mängd som jordbrukarna vill köpa och auktionsförfarandet fungerar som tänkt leder systemet till en användning som ur ekonomisk synvinkel bör vara optimal. De som anser sig ha störst effekt av kvävet bedöms vara villiga att betala den högsta avgiften.

Om kvävegivorna ska minska generellt kan odlingen av brödvete bli problematisk, eftersom kvävegivan påtagligt påverkar proteinhalten. I det skisserade systemet finns dock möjlighet att styra kvävet just till de grödor som är mest krävande och behöver det bäst. När det gäller vallodlingen kan en inskränkning av kvävetillgången leda till att baljväxtandelen ökar. Detta är i sig gott och väl, men om det sker stora förändringar av vallsammansättningen kan måluppfyllelsen, totalt mindre reaktivt kväve in i jordbruksekosystemet, försämrans. Insamling av data som belyser dessa förhållanden kommer att bli nödvändig.

Begränsad tillgång på mineralgödselkväve motiverar jordbrukarna att eftersträva ännu bättre utnyttjande av stallgödseln. Därmed minskar behovet av tillförsel av nytt reaktivt kväve till jordbruksekosystemet. Enligt SCB:s gödselmedelsundersökningar tycks inte kvävet i stallgödsel beaktas till sin fulla potential vid bestämning av kvävegivan på djurgårdar. Ett system med kvotering av mineralgödsel kan tyckas fokusera på den gödselform, mineralgödsel, som är lättast att hantera på ett miljöriktigt sätt. Styrning av stallgödselhantering sker dock indirekt genom det föreslagna kvotsystemet. Dessutom regleras stallgödselhanteringen via föreskrifter. Totalt sett bedöms det dock vara mest logiskt att styra tillförseln av nytt reaktivt kväve in i jordbruksekosystemet.

Den ekologiska produktionen behöver av principiella skäl inga inköpsrätter för kväve. Inga inköpsrätter behöver därför fördelas till ekologiska gårdar. Men det förekommer att ekologisk och konventionell odling bedrivs parallellt på samma gårdar. Gårdar med kombinerad drift kommer också att behöva ha inköpsrätter (för den konventionella arealen).

1.6.6.3 Kostnader

Vid kvävetillförsel under ekonomiskt optimal nivå uppstår kostnader i form av uteblivet täckningsbidrag.

En minskning av kvävegödslingen med 30 procent ger vid en sammanvägning av effekterna för vårsäd och fodervete en skördesänkning med ca 550 kg per hektar. Den samlade kostnaden i form av uteblivet täckningsbidrag för den ovan angivna arealen uppgår till ca 80 miljoner kronor per år (vid 2007-års prisförhållanden, som kan anses vara ett medelvärde för perioden 2003-2008).

1.6.6.4 Tillämpbarhet vid ekologisk och konventionell produktion

Åtgärden avser minskad tillförsel av mineralgödsel och berör därför bara konventionell produktion.

1.6.6.5 Inverkan på andra miljömål

Minskad tillförsel av mineralkväve minskar också risken för lustgasavgång från marken.

1.6.6.6 Förslag

Inget av tre första behandlade alternativ till styrmedel kan sägas vara ett effektivt styrmedel för att genomföra en åtgärd som innebär att kvävegödslingen ska minska till en nivå som är betydligt under den ekonomiskt optimala. En miljöersättning kommer sannolikt att få en relativt begränsad anslutning och bli administrativt betungande att genomföra. För att kunna genomföra ett system med gödselräkenskaper krävs mycket kunskap och underlag som saknas idag och som skulle ta många år att ta fram. Detta system skulle fordra stora personella och ekonomiska resurser för administration och kontroll. En hög skatt eller avgift på kväve i mineralgödsel är enklare ur administrativ synvinkel men miljöstyrningen blir oprecis eftersom det skulle påverka jordbruksföretag i hela landet. Det skulle också betyda mindre för företag med tillgång till mycket stallgödsel, dvs. de företag där de största riskerna för växtnäring förluster finns. En hög skatt eller avgift är heller ingen framkomlig om den inhemska brödveteodlingen ska finnas kvar.

Det fjärde alternativet, inköpsrätter för mineralgödsel, är än så länge bara en idéskiss och skulle behöva utredas mer innan ett eventuellt förslag till genomförande kan lämnas.

1.6.7 Spridning av rötrest baserad på stallgödsel

1.6.7.1 Beskrivning av åtgärden

Förutom att rötning av stallgödsel är positivt ur klimatsynpunkt kan det även under vissa förutsättningar minska kväveutlakningen. Jämfört med flytgödsel innehåller rötrest en större andel mineralkväve och har lägre ts-halt, dvs. är mer lättflytande. Därmed blir den lättare att sprida med god precision. Det blir också lättare att anpassa givan till grödans behov både i tid och rum. Ett högt växtnäringsutnyttjande som ger små mängder restkväve i marken efter skörd minskar risken för kväveutlakning påföljande höst och vinter. Risken för utlakning efter spridning av rötrest torde ligga någonstans mitt emellan riskerna vid användning av flytgödsel och mineralgödsel, vilket bekräftas av danska mätningar (Sørensen & Birkmose, 2002).

En förutsättning för ett förbättrat kväveutnyttjande genom rötning av stallgödsel är att rötresten lagras och sprids på ett sådant sätt att det inte istället ger upphov till ökade ammoniakförluster. Det som händer i röttningsprocessen är att organiskt material bryts ner och växtnäringen omvandlas till mer lättillgänglig form. Försök och studier i Sverige och i andra länder visar att andelen ammoniumkväve och pH-värdet ökar vid rötning av flytgödsel (Sørensen & Birkmose, 2002; Baky m.fl., 2006; Möller m.fl., 2008). Ett högre pH-värde och en större andel ammoniumkväve än gödsel, innebär en ökad risk för ammoniakavgång vid lagring och spridning. Å andra sidan är den mer tunnflytande, vilket gör att den snabbare tränger ner i marken efter spridning. I fältförsök har det enligt Bergström Nilsson (2008) uppmätts lika stora ammoniakförluster från spridning av rötrest som för nötflytgödsel. Amon m.fl. (2006) pekar också på vikten av att lagra rötresten i täckta behållare för att minska ammoniakavgången vid lagring.

1.6.7.2 Potential

I samband med arbetet med att ta fram ett förslag till nationell åtgärdsplan för BSAP beräknades hur mycket kväveutlakningen teoretiskt skulle kunna minska om all flytgödsel som produceras i Sverige utnyttjades som råvara vid biogasproduktion. Beräkningen visade att kvävebelastningen till Östersjön skulle kunna minska med ca 400 ton. En bedömning gjordes att om det investeringsstöd som finns i landsbygdsprogrammet utnyttjas fullt ut så skulle ca 100 ton av denna potential kunna realiseras.

1.6.7.3 Styrmedel

Det finns investeringsstöd i landsbygdsprogrammet för biogasproduktion, se avsnitt 3.7.2.

1.6.7.4 Kostnader

Se avsnitt 3.7.2

1.6.7.5 Tillämpbarhet vid ekologisk och konventionell produktion

Åtgärden är tillämpbar i båda produktionssystemen

1.6.7.6 Inverkan på andra miljömål

Om rötning av stallgödsel leder till att kväveutnyttjandet ökar bör det också leda till att lustgasavgången minskar. Genom att stallgödselns egenskaper förändras vid rötning kan risken för ammoniakavgång öka. Rötresten behöver lagras och spridas på ett sådant sätt som ger låga ammoniakförluster.

1.6.7.7 Förslag

Investeringsstöd för biogasproduktion finns i landsbygdsprogrammet fram till 2013. För att en större del av den beräknade potentialen för minskad kväveutlakning ska utnyttjas behöver biogasproduktionen byggas ut ytterligare. Möjligheter till fortsatt utbyggnad av biogasproduktionen behandlas i avsnitt 3.7.2.

1.7 Åtgärder för minskade fosforförluster

1.7.1 Skyddszoner

1.7.1.1 Beskrivning av åtgärden

En åtgärd för att minska förluster av fosfor genom ytvavrinning är vegetationsfilter längs vattendrag. De mekanismer som styr retention av fosfor i sådant vegetationsfilter är sedimentdeposition, infiltrationskapacitet och upptag av fosfor i vegetationen. Effektiviteten är kopplad till filtrets bredd.

1.7.1.2 Potential

Som ett underlag i arbetet med ta fram en åtgärdsplan för BSAP beräknades hur mycket fosforförlusterna skulle kunna minska genom att anlägga skyddszoner (längs vattendrag) där sådana inte redan finns.

Risken för fosforförluster genom ytvattenavrinning beror bland annat på lutning och jordartsförhållanden. På plana fält eller fält med liten lutning har skyddszoner begränsad eller ingen inverkan eftersom de huvudsakligen påverkar fosforförluster som uppkommer vid ytvattenavrinning. Det är således inte bara arealen utan även placering och effektiviteten hos de anlagda skyddszonerna som är betydelsefull för effekten av åtgärden. Beräkningen avsåg hur mycket belastningen av fosfor skulle kunna minska om all möjlig areal för skyddszoner längs vattendrag togs i anspråk. Den genomsnittliga retentionen av fosfor antogs bli 0,5 kg per hektar. Där vall och träda odlas erhålls ingen ytterligare effekt av en skyddszon, vilket beaktades vid beräkningen. Om skyddszoner

skulle anläggas längs vattendrag på den areal där sådana inte redan finns beräknades att fosforbelastningen skulle kunna minska med 11,5 ton. Belastningen på havet beräknades minska med ca 8 ton.

1.7.1.3 Styrmedel

I Sverige finns en miljöersättning i landsbygdsprogrammet för 6-20 meter breda zoner längs vattendrag som är bevuxna med vall, s.k. skyddszoner. Från och med 2010 finns det även en ersättningsform för skyddszoner på mark där det är konstaterat att det finns en stor risk för fosforförluster genom ytvattenavrinning. Dessa zoner behöver inte anläggas längs ett vattendrag.

Från och med 2010 kommer ersättningsnivån att vara 3 000 kronor per hektar för skyddszoner. Ersättningsnivån för skyddszoner på erosionskänslig mark är 4 000 kronor per hektar.

I de områden där god ekologisk status eller kemisk status inte nås eller riskerar att inte nås kan skyddszoner bli en aktuell åtgärd. För att underskrida miljökvalitetsnormerna kan zonerna behöva bli obligatoriska i vissa områden. Under en begränsad period finns möjlighet att betala ut ersättning för åtgärder som måste genomföras för att normerna ska underskridas.

Naturvårdsverket har haft ett regeringsuppdrag att vidareutveckla en modell för ett avgiftssystem och menar att skyddszoner är exempel på en åtgärd som kan vara lämplig att ingå i ett avgiftssystem.

1.7.1.4 Kostnader

Viss kostnad uppkommer för sådd och utsäde, men den huvudsakliga kostnaden utgörs av utebliven intäkt när marken inte kan odlas. Skyddszoner på erosionskänslig mark kan bli odlingshinder och leder till kostnader eftersom marken inte kan brukas på ett rationellt sätt. Den genomsnittliga kostnaden för de två typerna av skyddszoner motsvarar ungefär ersättningsnivåerna i respektive ersättningsform.

1.7.1.5 Tillämpbarhet vid ekologisk och konventionell produktion

Åtgärderna kan tillämpas i de båda produktionssystemen.

1.7.1.6 Inverkan på andra miljömål

Anläggningen av skyddszoner skulle eventuellt kunna bidra till en liten minskning av utsläppen av växthusgaser eftersom de inte får gödslas och ska vara permanent bevuxna åtminstone under en 5-årsperiod. Totalt utgör arealen skyddszoner bara en mindre del av den totala åkerarealen och inverkan på utsläppen av växthusgaser blir därmed begränsad.

I ett intensivt brukat åkerlandskap är i princip alla miljöer som bryter av betydelsefulla för den biologiska mångfalden. Skydds-zoner fungerar som spridningskorridor för fåglar, fåltvilt, fladdermöss, groddjur och evertetrater. De utgör också en födoresurs samt erbjuder en ostörd fortplantningsmiljö för till exempel fålthöns och sånglärka. Värdet för den biologiska mångfalden ökar väsentligt om insektsbefrämjande fröblandningar sås in i skydds-zonen.

1.7.1.7 Förslag

Den nuvarande programperioden för landsbygdsprogrammet sträcker sig till 2013. För att arealen skydds-zoner ska upprätthållas behövs även efter 2013 någon form av styrmedel. Möjlighet till miljöersättning för dessa åtgärder bör finnas kvar inom ett motsvarande program som det nuvarande landsbygdsprogrammet.

Den nuvarande ersättningen för skydds-zoner längs vattendrag antas minska fosforförlusterna med i genomsnitt 0,5-1 kg per hektar. Skydds-zoner på erosionskänsliga mark kan leda till att minskningen blir något större eftersom de ska styras till marker med erosionproblem. Om arealmålet för respektive ersättningsform nås kan fosforförlusterna minska med 4,5-9 ton respektive 10 ton (och med 3-5 respektive 5 ton till havet). Den totala kostnaden för ersättningsformerna vid nuvarande målsättning blir 27 miljoner respektive 20 miljoner kronor per år, vilket ger en genomsnittlig kostnad på 3 000-6 000 respektive 2000 kronor per kg fosfor. Någon större förändring av anslutningen till ersättningsformen kan inte förväntas om den behålls i nuvarande utformning. Kostnaden och minskningen av fosforförlusterna kommer i så fall att bli lika stora efter 2013. Men någon ytterligare minskning jämfört med före 2013 uppnås inte genom att behålla ersättningarna, men en ökning undviks. Målsättning och villkor bör utredas vidare i ett kommande arbete med att ta fram förslag till ett nytt program.

Om ett avgiftssystem införs behöver miljöersättningarna tas bort eller reglerna för utbetalning ändras. Hur stor skydds-zonsarealen kan förväntas bli vid ett avgiftssystem är inte möjligt att bedöma.

Styrmedel för skydds-zoner kommer att utredas vidare i det uppdrag som Jordbruksverket fått att vattenmyndigheterna, se avsnitt 1.1.

1.7.2 Dammar för fosforavskiljning

1.7.2.1 Beskrivning av åtgärden

Mindre våtmarker eller dammar kan anläggas med främsta syftet att skilja bort fosfor- och jordpartiklar. Framförallt i Norge har man studerat effekten av sådana dammar och hur de bör konstrueras (Bach m.fl., 2003; Braskerud & Hauge, 2008). Konstruktionen av de ”norska dammarna” ska optimera förutsättningarna för naturliga retentionsprocesser som sedimentation och biologisk och kemisk omvandling. De är uppbyggda av ett par eller flera av följande komponenter räknat från inlopp till utlopp; sedimentationskammare, vegetationsfilter, filter, översilningszon och utloppsdamm (ofta vegetationsfilter).

1.7.2.2 Potential

Rent tekniskt skulle ett ganska stort antal dammar kunna anläggas i odlingslandskapet. Anläggning av mindre dammar bör också vara relativt okomplicerat utifrån ett vattenjuridiskt perspektiv. För att stimulera anläggning av dammar finns det från och med 2010 möjlighet till ersättning för detta inom stödformen regionalt prioriterade ersättningar (utvald miljö) i landsbygdsprogrammet. Målsättningen är att 200 hektar dammar ska anläggas fram till 2013. I förslaget till nationell åtgärdsplan för BSAP angavs att målsättningen (till 2016) totalt skulle vara 500 hektar dammar.

1.7.2.3 Styrmedel

För närvarande finns möjlighet till ersättning för anläggning av dammar inom stödformen utvald miljö i landsbygdsprogrammet.

1.7.2.4 Kostnader

Kostnader uppstår för anläggning och underhåll, särskilt kan dammen behöva grävas ut med visst intervall om den samlat mycket sediment. Anläggningskostnaden per hektar kan i genomsnitt förväntas bli högre än för våtmarker. Det finns också möjlighet till högre ersättning per hektar vid anläggning dammar för fosforavskiljning jämfört med våtmarker.

1.7.2.5 Tillämpbarhet vid ekologisk och konventionell produktion

Åtgärden kan tillämpas i de båda produktionssystemen.

1.7.2.6 Inverkan på andra miljömål

Metanflödena från dammarna bedöms bli i stort sett de samma som observerats för motsvarande naturliga system.

1.7.2.7 Förslag

Den nuvarande programperioden för landsbygdsprogrammet sträcker sig till 2013. För att nya dammar därefter ska anläggas behövs någon form av styrmedel. Möjligheten till ersättning för anläggning av dammar bör finnas kvar i en framtida motsvarighet till det nuvarande landsbygdsprogrammet. För att nå den föreslagna målsättningen för den nationella åtgärdsplanen för BSAP, 500 hektar till 2016, behöver anläggningstakten öka efter 2013. Målsättning och villkor med mera bör utredas vidare i ett kommande arbete med att ta fram förslag till ett nytt program motsvarande det nuvarande landsbygdsprogrammet.

Vid anläggning av ytterligare 300 hektar dammar efter 2014-2016 beräknas fosforbelastningen minska med 12 ton (och med 7 ton till havet, varav 5 ton till Egentliga Östersjön). Den årliga kostnaden för anläggning (livslängd 30 år) och skötsel

av 500 hektar dammar har beräknats till ca 14 miljoner kronor, vilket ger en genomsnittlig reduktionskostnad på 1 100 kronor per kg fosfor till havet (Naturvårdsverket, 2009b). Den årliga kostnaden för 300 hektar dammar blir därmed ca 8,5 miljoner kronor. Behovet av finansiering från ett kommande landsbygdsprogram för investering i 300 hektar dammar blir 30 miljoner kronor per år ($300\,000\text{ kr} * 300\text{ ha} / 3$) 2014-2016.

1.7.3 Kalkfilter

1.7.3.1 Beskrivning av åtgärden

Det är möjligt att använda olika typer av kalkhaltigt material för att minska fosforförlusterna genom att låta dräneringsvatten eller ytvatten passera någon typ av ”kalkfilter”. Metoderna bygger på att löst fosfor (H_2PO_4^-) binds till materialets yta genom adsorption eller utfällning. Kalkfiltrets möjlighet att binda fosfor beror på materialets specifika yta, struktur, partikelstorlek, porositet, pH och mängden reaktiva grupper.

Vid avloppsrening tillämpas en metod med kalkkassetter. En kalkkassett består ofta av en säck med kalkhaltigt material som har placerats i en specialanpassad brunn och som går att byta ut då filtret är förbrukat. Tekniken bygger på att vattnet inte innehåller för stora mängder partiklar som kan sätta igen filtret. Vid avloppsrening är mängden partiklar i vattnet liten, mängden vatten som ska passera filtret är relativt liten och fosforhalten är relativt hög jämfört med om filtret ska användas på jordbruksmark. Detta gör att man får en låg genomströmning med en mycket hög reningsgrad då kalkfilter används vid avloppsrening.

Nu testas filterkassetter för rening av dräneringsvatten från jordbruksmark. Den vattenmängd som kan passera genom filtren är begränsad och begränsar den areal vars dräneringsvatten kan renas. Ytterligare ett problem med denna typ av filter är risken för att filtret sätter igen vid stora mängder partiklar i vattnet. Detta måste undvikas genom bland annat sedimentationsdammar före filtret, men det återstår att testa om det fungerar tillfredsställande med dräneringsvatten från åkermark. Det finns även behov av att testa hur filtren fungerar vid ett högt vattenflöde. Vid rening av dräneringsvattnet har man en stor mängd vatten men med en låg fosforhalt. Detta ställer andra krav på att flödet genom filtret måste kunna ökas utan att funktionen hos filtret går förlorad. Det höga pH i utgående vatten måste också kunna justeras för att minska påverkan på biota i recipienten. Kalkfilter kommer troligen i första hand vara aktuellt där man har ett extremt högt fosforläckage från en begränsad areal.

Mer kunskap behövs om åtgärden innan det är möjligt att bedöma potential, kostnader och effekter och lämna förslag om styrmedel för genomförande av åtgärden.

Projekt som kan öka kunskapen om åtgärden pågår. IVL har i ett pilotprojekt utvärderat kalkfilter. De har också beviljats medel för ett större uppföljningsprojekt från Baltic Sea 2020, Naturvårdsverket och Formas.

1.7.4 Kalkfilterdiken

1.7.4.1 Beskrivning av åtgärden

En metod som utvecklats i bland annat Finland bygger på att man blandar in osläckt kalk (CaO) i jorden vid återfyllning av täckdiken på lerjordar i samband med restaurering av täckdiken. Kalken som blandas in i jorden kan direkt binda fosfor på det sätt som nämns ovan för kalkfilter. Dessutom gör inblandning av kalk att man får en bättre struktur i marken. Detta förbättrar infiltration och minskar ytavrinningen, vilket minskar risken för fosforförluster.

I Sverige har kalkfilterdike bara studerats på en försöksplats (Lindström & Ulén, 2003). Försöket pågick under tre år och de långsiktiga effekterna har inte kunnat utvärderas. Enligt finländska erfarenheter kan medellivslängden för kalkfilterdiken överstiga 10 år. Behov av omdikning uppstår dock mer sällan eftersom täckdikningen kan ha en livslängd upp mot 50 år.

Mer kunskap om åtgärden under svenska förhållanden och på olika typer av jordar behövs innan det är möjligt att bedöma potential, kostnader och effekter och lämna förslag om styrmedel för genomförande av åtgärden.

1.7.5 Strukturkalkning

1.7.5.1 Beskrivning av åtgärden

Strukturkalkning innebär att en strukturfrämjande kalktyp används som kalkningsmedel. Utöver pH-höjande verkan ger dessa kalktyper förbättrad struktur på lerjordar. För bästa effekt förutsätts att kalken brukas in väl i matjordsskiktet. Den förbättrade strukturen medför att jordprofilen blir mer genomsläpplig utan att makroporflödet behöver öka. Måttlig hastighet på vattenflödet minskar den inre erosionen. Därmed kan partikeltransporten begränsas. Struktureffekten medför också att jordaggregaten hålls bättre samman, vilket motverkar erosion. Det högre pH-värdet som kalkningen ger upphov till låser vidare löst fosfor som kalciumfosfater. Fosfor från dessa föreningar kan lösas ut med hjälp av sura rotexudat.

Preliminära resultat från utlakningsstudier tyder på väsentligt minskad fosforutlakning efter strukturkalkning på lerjord. För att säkrare kunna värdera effekten av åtgärden behövs resultat från fler försöksår. Någon bedömning av potential, kostnader och effekter eller förslag om styrmedel för genomförande av åtgärden lämnas därför inte.

1.8 Forskningsbehov – vattenburna kväve- och fosforförluster

Inom flera områden finns inte tillräcklig kunskap för att förbättringsåtgärder ska kunna föreslås. Forskningsprogram behövs i vilka både växtnäring och klimat studeras, exempelvis intensitetsförsök med utlakningsmätningar kombinerat med mätningar av lustgas- och ammoniakavgång och studier av näringsläckage vid odling av olika energigrödor. Mer specifika forskningsområden som bedömts vara extra viktiga listats nedan.

Åtgärder för att minska läckage av kväve till vatten är bättre kända än sådana som rör fosfor. Mer kunskap om hur åtgärder för att minska fosforförluster fungerar under svenska förhållanden behövs därför. Exempel på åtgärder är kalkfilterdiken och strukturkalkning. Det finns behov av ytterligare studier av såväl fosfor- som kväveretention i våtmarker. Vidare behövs mer kunskap om vilken form av fosfor det är viktigast att fokusera på ur vattenmiljösynpunkt. Det finns också ett stort behov av att resultaten från pågående fosforforskning förs ut till lantbrukarna, exempelvis genom rådgivning.

Eftersom fosfor inte är en förnybar resurs är det extra viktigt att begränsa förlusterna. Återföring av fosfor från avloppsslam är ur detta perspektiv en viktig åtgärd och kommersiellt tillämpbar teknik för fosforåterföring behöver utvecklas. Växtförädling för att ta fram sorter som klarar sig med lägre fosfor- och kväveinnehåll i marken kan också vara viktigt i en framtid med mer begränsad tillgång på fosfor. Alternativt kan sorter som kan ta upp svåröslig fosfor utvecklas.

För att minska kväveförlusterna till vatten behövs utvärderingar av olika typer av fånggröda i olika delar av landet, samt av effekten på skörd och markstruktur av vårbearbetning på olika jordar. Mer kunskap behövs också om meteorologiska basfaktorers inverkan på olika jordar i olika delar av Sverige under normalår, torrår, blöta år, vad en begränsad vattentillgång har för betydelse för skörd och näringsupptag samt hur kväveläckaget kan påverkas av ett förändrat klimat. Kväveeffektiviteten i djurhållningen behöver öka och det behövs en större detaljeringsgrad i uppföljning av utfodring och avkastning. Denna uppföljning kan sedan användas för att utveckla nyckeltal för kväveeffektivitet i rådgivningsverktyg.

Det behövs mer kunskap om olika bioenergigrödors optimala gödselgivor (ur miljöperspektiv så väl som ekonomiskt perspektiv), liksom studier av läckagerisken av kväve och fosfor i olika växtföljder med bioenergigrödor.

2 Åtgärder som huvudsakligen syftar till att minska ammoniakavgången

2.1 Ammoniakförluster

Ammoniakavgång innebär att värdefull växtnäring går förlorad och utgör också ett miljöproblem. Hög koncentration av ammoniak i luften skadar växter, vilket man ibland kan se exempel på i närheten av punktkällor, till exempel ventilationsutsläpp från djurstallar. För stora mängder kväve i marken bidrar indirekt till försurning och övergödning. Det kan i sin tur leda till att utlakningen av näringsämnen ökar och att ämnen med giftverkan, exempelvis aluminium, frigörs. När kvävetillgången i marken ökar förändras också florán, vilket kan medföra att känsliga arter slås ut. Naturliga ekosystem i mark och vatten påverkas och kommer i obalans.

En mindre del av kvävet som avgår i form av ammoniak omvandlas senare till lustgas och bidrar därmed också till växthuseffekten (s.k. indirekta lustgasemissioner). Enligt IPCC:s riktlinjer (IPCC, 2006) handlar det om ca 1 procent.

Jordbruket är den främsta källan till ammoniakavgång i Sverige. Ammoniak (NH₃) avgår från stallgödsel och urin inne i stallet, under lagring och i samband med spridning. Organiskt material som bryts ned, till exempel avslaget växtmaterial på en träda eller grön gödslingsvall, kan också ge upphov till ammoniakavgång. Ammoniak kan också avges från vissa typer av mineralgödsel, främst urea- och ammoniakbaserade sådana.

Sveriges samlade ammoniakutsläpp 2007 var enligt beräkningar utförda av Statistiska centralbyrån (Statistiska centralbyrån, 2009a) 50 380 ton, varav jordbruket beräknades stå för 44 100 ton (88 procent). De utsläpp som sker utanför jordbruket kommer främst från förbränning, transporter och industriprocesser. Utsläppen från djurhållningen uppgick till 41 930 ton, vilket motsvarar 83 procent av de totala utsläppen i landet och 95 procent av utsläppen från jordbruket. Jordbrukets utsläpp fördelade sig enligt följande:

	<u>Nöt</u>	<u>Svin</u>	<u>Övriga</u>	<u>Totalt</u>	
Stallventilation	5 320	2 860	..	9 610 ton	(19 %)
Lagring	8 390	1 340	..	13 340 ton	(26 %)
Spridning	11 460	1 840	..	15 040 ton	(30 %)
Betesdrift	3 170	-	760	3 930 ton	(8 %)
Summa djurhållning	28 340	6 040	7 790	41 930 ton	(83 %)
Mineralgödsel				2 170 ton	(4 %)
Summa jordbruk				44 100 ton	(88 %)

Geografiskt sett sker en stor del av utsläppen i Götaland. Störst är utsläppen i Skåne och Västra Götalands län, 8 351 respektive 8 058 ton. Därefter följer några län med utsläpp mellan 2 000 och 4 000 ton, nämligen Kalmar (3 826 ton), Östergötland (3 499 ton), Halland (3 187 ton) och Jönköping (2 580 ton). Tillsammans står dessa sex län för 29 501 ton eller närmare 60 procent av de svenska ammoniakutsläppen. Mer information om ammoniakutsläppens geografiska fördelning över landet finns på miljömålsportalen, www.miljomal.se/Systemsidor/Indikatorsida/?iid=5&pl=1.

Ammoniakavgången från jordbruket minskar stadigt. Sedan 1995 har den minskat med 22 procent (bild 2). Minskningen beror dels på minskat djurantal, dels på bättre teknik för gödselhantering och en successiv övergång till flytgödselsystem.

Utsläppen från övriga källor (främst förbränning, transporter och industriprocesser) har däremot ökat sedan 1995. Under perioden 2003-2007 har de legat ungefär på samma nivå.

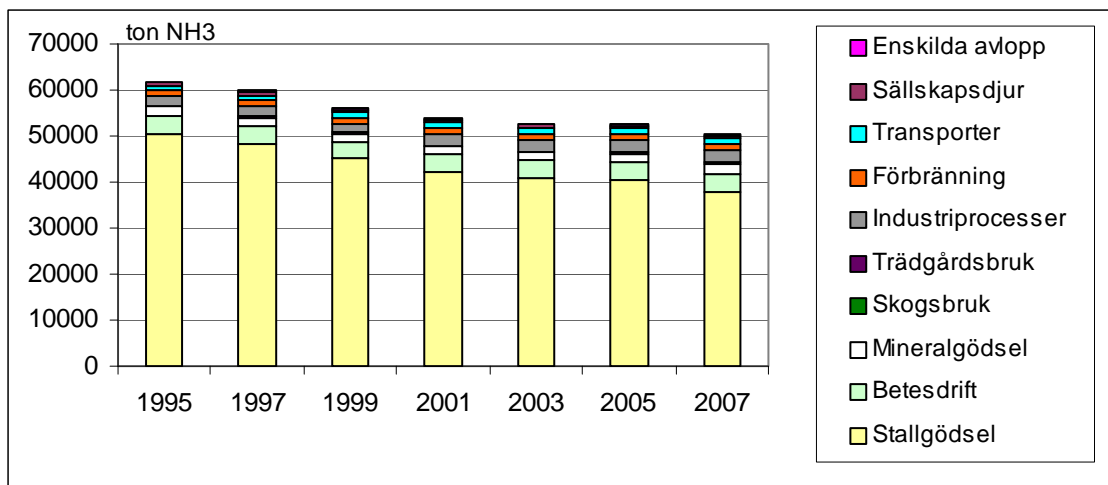


Bild 2. Utsläpp av ammoniak från jordbruk och övriga källor i Sverige under perioden 1995-2007. Källa: Statistiska centralbyrån (2000, 2002, 2007 och 2009a). Utsläppen från transporter, förbränning och industriprocesser 1997 och 1999 har delvis räknats fram genom proportionering eftersom Statistiska centralbyråns beräkningsmetod förändrats genom åren.

Mot bakgrund av ovanstående trend är det troligt att utsläppen fortsätter att minska.

Olika åtgärder för att minska ammoniakförluster är en del av åtgärdsprogrammet för minskade växtnäringsförluster. Under mitten av 1990-talet beslutades till exempel om regler för att minska ammoniakförlusterna vid lagring och spridning av stallgödsel. Det finns ett delmål om minskad ammoniakavgång till 2010 under miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning, vilket uppnåtts i förtid. Sverige har tillsammans med 30 andra länder i Europa och Nordamerika skrivit under ett protokoll inom UNECE-konventionen för långväga gränsöverskridande luftföroreningar (CLRTAP), det så kallade Göteborgsprotokollet. Protokollet gäller åtgärder för att minska utsläppen av flera luftföroreningar, däribland ammoniak. I protokollet anges de högsta tillåtna utsläppen till 2010 (utsläppstak) för vissa luft föroreningar bland annat ammoniak. Det finns också ett EU direktiv som begränsar dessa utsläpp. Nya utsläppstak ska tas fram både enligt direktivet och enligt LRTAP-konventionen, vilket kan leda till skärpta krav på att minska ammoniakavgången.

2.2 Åtgärder i stallar och vid lagring av stallgödsel

2.2.1 Rening av frånluft från djurstallar

2.2.1.1 Beskrivning av åtgärden

Enligt beräkningar utförda av SCB svarade stallventilationen 2007 för 19 procent av de totala ammoniakutsläppen i Sverige. Ett sätt att minska ammoniakutsläppen från djurstallar är att rena frånluften. Detta kan ske till exempel med hjälp av våtscrubberteknik (kemisk rening) eller biofilter (biologisk rening). RTO (regenerativ termisk oxidering), förbränning eller mikroturbinteknik är andra tänkbara lösningar som bygger på att föroreningarna förbränns eller oxideras. De fyra sistnämnda teknikerna och deras potential att reducera utsläpp av växthusgaser beskrivs översiktligt i en litteraturgenomgång av Baky m.fl. (2009).

Ett problem vid rening av frånluft från djurstallar är att det handlar om stora luftvolymmer med förhållandevis låga gaskoncentrationer, vilket fördyrar reningen. Ett annat problem är att åtgärden kräver mekanisk ventilation och i många fall även centraliserad uppsamling av frånluften, vilket inte alltid är möjligt att åstadkomma i befintliga stallar. Nya mjölkstallar byggs i dag oftast med naturlig ventilation. Naturlig ventilation har många andra fördelar, till exempel tyst stallmiljö, lägre byggkostnad, minimalt underhållsbehov, ingen energiåtgång vid drift etc.

2.2.1.1.1 Kemisk rening

Kemisk rening bygger på att ammoniaken fångas upp i en surgjord vätska, till exempel vatten med tillsats av svavelsyra. Slutprodukten blir en ammoniumsallösning som samlas upp och används som gödningsmedel. Typiskt för denna reningsteknik är enligt Kai m.fl. (2007) att den avlägsnar en viss procentandel av föroreningarna (främst ammoniak och damm, men även lukt) medan man vid biologisk rening snarare uppnår en viss slutkoncentration.

Flera ventilationsföretag i Danmark, Tyskland och Holland har utvecklat olika utrustningar för att återvinna ammoniak i frånluften från svin- och fjäderfästallar. Några av dessa har studerats och resultat finns publicerade på Dansk Landbruksrådgivnings webbplats www.landbruksinfo.dk. Återvinningen av ammoniaken kan ske genom en central anläggning där all ventilationsluft passerar eller decentraliserat med moduler för varje frånluftskanal. Ammoniakreduktionen kan enligt danska undersökningar som redovisas av bland annat Hansen (2007), Birk Domino (2007) och Hansen (2008) uppgå till 50-96 procent och luktstörningarna kan minska med 0-50 procent. Kemiska luftrenare har enligt en holländsk studie som refereras av Grønkjær Hansen (2006) också en desinficerande effekt och kan användas för att minska smittspridning mellan stallar.

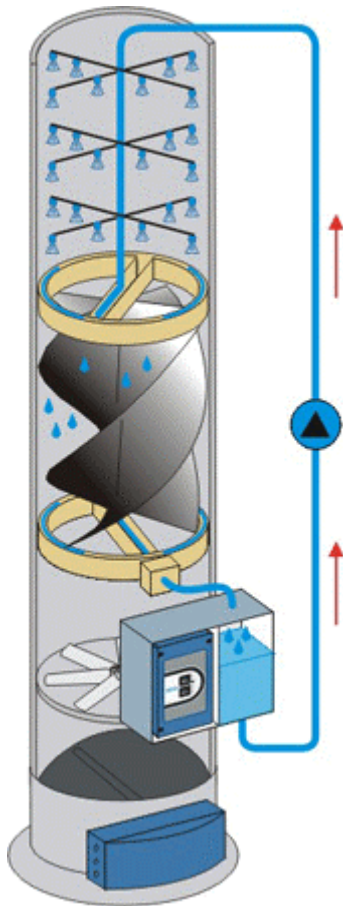


Bild 3. Exempel på hur en kemisk luftrenare (våtscrubber) kan vara konstruerad. Källa: www.landbrugsinfo.dk/Tvaerfagligeemner/FarmTest/Sider/FarmTest_af_kemisk_luftrenser_til_fjerkr.aspx (2010)

Genom att bara låta en del av frånluften passera reningsanläggningen kan man klara sig med en mindre och billigare anläggning samtidigt som en god del av den ammoniakrenande effekten bibehålls. Danska forskare (Kai m.fl., 2007) har genom datorsimuleringar kommit fram till att man med en reningsanläggning med 95 procent reningsförmåga skulle kunna minska ammoniakutsläppen med två tredjedelar genom att låta 20 procent av det maximala luftflödet passera luftrenaren. Exemplet gäller ett slaktsvinsstall med 2/3 spaltgolv.

2.2.1.1.2 Biologisk rening

Biofilter kan konstrueras på olika sätt, men huvudprincipen är att luften tvingas passera ett skikt av organiskt eller oorganiskt material som fungerar som medium för bakterier som bryter ner olika föroreningar. Filtermaterialet kan till exempel bestå av halm, träflis, torv, bark eller lecakulor. Det finns också konstruktioner som har utbytbara filterkassetter med papperslameller. I första hand används biofilter för att ta hand om illaluktande organiska ämnen, men de har också en dokumenterat god effekt när det gäller att reducera utsläpp av ammoniak (Sannö m.fl., 2003). Intresset för att använda biofilter för att minska utsläppen av växthusgaser, främst metan, har också ökat.

Biofilter förutsätter att djurstallarna har mekanisk ventilation eftersom luftflödet måste samlas upp och tryckas genom filtret med hjälp av en fläkt. Viktiga faktorer som påverkar reningsförmågan är uppehållstid (dvs. hur länge luften som ska renas stannar kvar i filtret), temperatur, fukthalt och pH-värde. Ett problem är att koncentrationerna i djurstallar är förhållandevis låga samtidigt som volymflödet är högt. Det medför att biofiltret måste vara stort för att få tillräckligt långa uppehållstider, särskilt om hela luftflödet ska renas.

Temperatur och fukthalt inne i biofiltret är avgörande parametrar för dess funktion. Mikroorganismerna måste ha rätt förhållanden för att kunna bryta ner föroreningarna som passerar genom filtret. De flesta mikroorganismer är som mest effektiva mellan 30 och 40° C. Optimal fukthalt är enligt Schmidt m.fl. (2004) 50 procent för filtermedia baserade på kompost.

Enligt danska, tyska och amerikanska mätningar som redovisas av bland annat Grønkjær Hansen (2002), Langdahl Riis m.fl. (2005), Riis & Jensen (2007) och Riis m.fl. (2008) kan biofilter reducera lukt med 40-90 procent och ammoniak med 0-86 procent. Ofta är luktreduktionen effektivare än ammoniakreduktionen. Hur stor den procentuella ammoniakreduktionen blir påverkas bland annat av koncentrationen i den ingående luften. Med ett väl fungerande filter är det möjligt att nå ammoniakkoncentrationer på 1-2 ppm i utgående luft.

Försök har genomförts med att använda biofilter för att rena luften från metan i kolgruvor och deponier (Sly m.fl., 1993). Luften som passerade filtret innehöll 0,25-1 procent metan. Beroende på uppehållstid klarade mikroorganismerna i filtret att bryta ner mellan 20 och 90 procent av metanet. Melse & van der Werf (2005) visade i ett laborieförsök att upp till 85 procent av metanet från ett flytgödsellager kan brytas ner i ett biofilter. Du Plessis m.fl. (2003) bedömde att reningsförmågan vid låga metankoncentrationer (under 0,5 procent våtvikt) kunde uppskattas till 50 procent.

Det saknas enligt Baky m.fl. (2009) bra underlag för att uppskatta biofilters förmåga att reducera lustgasutsläpp. Det finns en risk att det bildas lustgas i filtret, särskilt när luft med höga ammoniakhalter ska filtreras. Enligt Clemens & Cuhls (2002) kan så mycket som 26 procent av kvävet i den ammoniak som ”fångas” i filtret avgå som lustgas. Om detta stämmer generellt är åtgärden olämplig ur klimatsynpunkt eftersom lustgas är en så stark växthusgas. Dock behövs ytterligare mätningar på olika typer av biofilter och under olika förhållanden innan man kan dra en sådan slutsats.

2.2.1.1.3 RTO

Regenerativ termisk oxidering (RTO, eng. *Regenerative Thermal Oxidiser*) har använts sedan 1990-talet för oxidering av flyktiga organiska ämnen (VOC) inom färg- och lösningsmedelsindustrin. RTO-teknik har även tillämpats vid avloppsreningsverk. Sedan 2004 har Stockholm Vatten AB en RTO-anläggning i drift för att rena frånluften vid uppgradering av biogas till fordonsgas.

Tekniken bygger på att luftströmmen som ska renas leds genom en kammare med en bädd av kisel eller keramiska partiklar med en förbränningszon i mitten och värmeöverföringszoner på båda sidor (se bild 4).

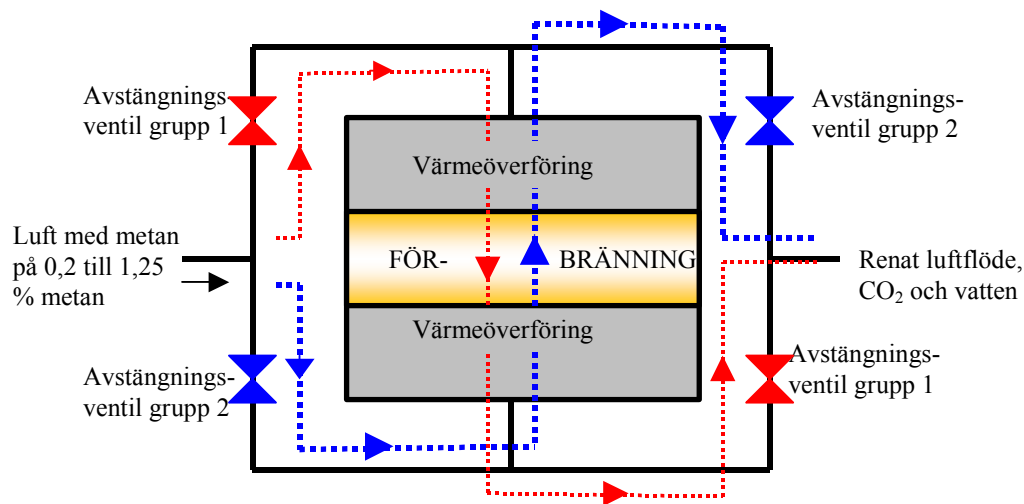


Bild 4. Schematisk skiss över RTO-systemets funktion. Källa: Baky m.fl. (2009)

Vid start av anläggningen värms bäddens mitt upp med el-element till en temperatur som gör det möjligt att förbränna metan och andra föroreningar. Under drift ser ett ventilsystem till att flödesriktningen växlar med ca 1,5 minuters intervall. Därigenom kan 95 procent av energin återanvändas för uppvärmning av inkommande luft och systemet klarar sig utan extern energitillförsel redan vid så låga metanhalter som 0,2 procent.

I en RTO-anläggning förbränns så gott som all metan i den behandlade luften till koldioxid och vatten. Om det finns ammoniak i luften oxideras den också. Enligt Baky m.fl. (2009) kan man dock räkna med att ca en tredjedel av ammoniakkvävet omvandlas till kväveoxider (NO_x). Kväveoxiderna kan bidra till försurning, övergödning och bildning av marknära ozon.

2.2.1.1.4 Förbränning

Om det finns en förbränningsanläggning på gården kan stallluft tas in som förbränningsluft förutsatt att metanhalten är under 25 procent av den undre explosionsgränsen, som är 1,25 procent. Dock är potentialen i denna metod liten eftersom luftmängderna som åtgår vid förbränning är små i relation till ventilationsflödet. En inledande beräkning som redovisas av Baky m.fl. (2009) tyder på att mindre än 0,5 procent av den totala mängden metan i ventilationsluften kunde tas omhand eller förbrännas på en typgård med biogasanläggning där biogasen används för kraftvärmeproduktion.

2.2.1.1.5 Mikroturbinteknik

Det finns enligt Baky m.fl. (2009) ett flertal företag som utvecklar mikroturbiner som har förmåga att använda luft med metanhalter långt under förbränningsgränsen som bränsle. Dessa tekniker har utvecklats med syfte att generera el med hjälp av ventilationsluft från kolgruvor. Teknikerna befinner sig i olika utvecklingsfaser, men ingen av dem är ännu kommersiellt tillgänglig. Metanhalten i luften måste vara minst 1-1,6 procent, vilket är nästan hundra gånger mer än i ventilationsluften från ett mjölkstall.

2.2.1.2 Potential

Biofilter och annan teknik för att rena frånluften kan bara installeras i djurstallar med mekanisk ventilation. Om hela luftflödet ska renas krävs dessutom att luften samlas upp och leds ut på ett eller ett par ställen, vilket kan innebära kostsamma ombyggnader i befintliga stallar.

Nya stallar för mjölkkor och andra nötkreatur byggs i dag nästan uteslutande med naturlig ventilation. Enligt en skattning av Knut-Håkan Jeppsson vid Institutionen för lantbrukets byggnadsteknik vid SLU i Alnarp är andelen 90-95 procent. Det innebär att potentialen för rening av frånluft från nötkreatursstallar är liten.

För gris- och fjäderfästallar är situationen annorlunda. Där används nästan uteslutande mekanisk ventilation utom för süssuggor och i ekologisk produktion där djuren oftare går på djupströbädd eller utomhus.

Om all stalluft från nya och befintliga gris- och fjäderfästallar i Sverige renades till 90 procent skulle ammoniakavgången kunna minskas med $0,9 \times (2\ 860 + 1\ 990/6\ 800 \times 1\ 430) = 2\ 950$ ton. Med rening av ett mindre delflöde (ca 20 procent av ventilationskapaciteten) skulle man kunna rena bort 60 procent av utsläppen. Potentialen skulle då bli 1 770 ton om tekniken tillämpades på samtliga stallar i Sverige.

Eftersom rening av frånluft från djurstallar knappast förekommer alls i Sverige i dag är det inte realistiskt att tro att tekniken skulle kunna införas i alla svin- och fjäderfästallar på 5-10 års sikt. En mer realistisk potential är kanske att 20 procent av stallarna skulle kunna ha delvis rening av stalluft till år 2020. Potentialen skulle i så fall bara bli ca 350 ton.

2.2.1.3 Styrmedel

Det är möjligt att ställa krav på rening av frånluft i samband med att verksamhetsutövaren söker tillstånd för ny eller utökad verksamhet.

2.2.1.4 Kostnader

Kostnaden för rening av stalluft varierar beroende på metod och hur stor andel av frånluften som ska renas, dvs. vilken ammoniakreduktion man vill uppnå.

2.2.1.4.1 Kemisk rening

Vid kemisk rening där endast en mindre del av luftflödet renas kan kostnaden enligt uppgifter som redovisas av Kling (2007) bli så låg som 4-6 DKK per slaktsvin om man nöjer sig med att avlägsna 16-47 procent av ammoniak. Investeringen för ett svinstall med 250 djurenheter (varje dansk djurenhet motsvarar 100 kg N i lagrad gödsel eller 35 producerade slaktsvin) på dessa nivåer skulle då bli 200 000 respektive 300 000 DKK.

NIRAS Konsulenterne A/S redovisar i en detaljerad rapport från 2009 förutsättningar för ekonomiska beräkningar av olika BAT-teknologier, bland annat rening av stalluft med kemiska luftrenare av fabrikat ScanAriclean och Turbovent. Investeringskostnaden

för ett svinstall med 250 danska djurenheter anges till 885 000 respektive 4,2 miljoner DKK om man vill rena hela luftflödet och 288 000 respektive 1,2 miljoner DKK om man nöjer sig med en kapacitet motsvarande 20 procent av maximiventilationen.

De årliga driftskostnaderna är också betydande. Att rena 100 procent av luftflödet i ovannämnda stall med en ScanAirclean kräver enligt kalkylen 34 160 kWh el, 293 m³ vatten, 9 760 kg svavelsyra och 56 timmars arbete per år. Tillsammans med en årlig underhållskostnad på 18 800 DKK innebär det att den totala driftskostnaden blir 66 215 DKK per år. Vid rening av 20 procent av luftflödet minskar driftskostnaden till 14 177 DKK per år. För en luftrenare av fabrikat Turbovent blir motsvarande driftskostnader 296 376 DKK vid rening av 100 procent av flödet och 87 690 DKK vid rening av 20 procent av flödet.

Kostnaderna per kg sparad kväve och per slaktsvin för kemisk luftrening sammanfattas i tabell 3. Siffrorna gäller slaktsvinsstallar med en storlek på 75-950 danska djurenheter.

Tabell 3. Kostnader för kemisk luftrening enligt NIRAS Konsulenterne (2009). Siffrorna gäller slaktsvinsstallar med en storlek på 75-950 danska djurenheter.

Fabrikat	Andel av luftflödet som renas, procent	Kostnad, DKK	
		per kg sparad kväve	per producerat slaktsvin
ScanAirclean	100	56-67	19-23
	20	20-58	4-12
Turbovent	100	270-321	93-111
	20	108-128	23-27

Med dagens växelkurs, 1,41 SEK per DKK (2010-02-04), innebär det att kostnaderna per kg sparad kväve enligt tabellen ovan skulle hamna i intervallet 28-453 kronor.

2.2.1.4.2 Biologisk rening

Langdahl Riis m.fl. (2005) anger anläggningskostnaden för ett 200 m² stort biofilter dimensionerat för ett luftflöde på 250 m³ per timme till 270 000 DKK exklusive halm, flis och eget arbete. Detta skulle enligt tillverkaren Oldenburg ge en reningskostnad på 15-25 DKK per producerat slaktsvin. Insatsen av eget arbete vid byggnationen uppskattas till 200 timmar. På den aktuella gården fanns redan en dränerad betongplatta och fläktar som kunde utnyttjas.

Förutom anläggningskostnaden medför biofilter driftskostnader i form av vatten, el, tillsyn och utbyte av filtermaterial. Uppgifterna om vatten- och elförbrukning varierar. Riis & Jensen (2007) anger i testrapporten för ett BIO-REX Hartmann biofilter att förbrukningen av vatten uppgick till 600 l och merförbrukningen av el till ca 28 kWh per producerat slaktsvin, vilket med ett vattenpris på 3,50 DKK per m³ och ett elpris på 0,75 DKK per kWh skulle ge en merkostnad på 26,60 DKK per producerat slaktsvin. Ett halmfilter från Oldenburg förbrukar enligt Langdahl Riis m.fl. (2005) 370 l vatten per producerat slaktsvin. Författaren antar samtidigt att det förhållandevis låga mottrycket (20 Pa) innebär att elförbrukningen inte ökar nämnvärt. För ett vertikalt

biofilter uppger Riis m.fl. (2008) en vattenförbrukning på 134 l per producerat slaktsvin och en merförbrukning av el på ca 15 kWh per gris.

2.2.1.4.3 RTO

Vid rening av stallluft med RTO-teknik krävs extra energitillskott pga. den låga metanhalten (0,023 procent vid minimiventilation med en metanproduktion på 130 kg per ko och år). Dessutom blir investeringen förhållandevis stor pga. det stora luftflödet. Baky m.fl. (2008) redovisar en beräkning av kostnaden för ett RTO-system i ett kostall med 150 mjölkkor. Den totala kostnaden för en sådan anläggning, som antas vara i drift 7 månader per år, blir 7,22 kronor per kg koldioxidekvivalenter, vilket är en hög kostnad i jämförelse med andra åtgärder. Investeringen beräknas uppgå till 6,8 miljoner kronor och årskostnaden inklusive drift och underhåll till 1,8 miljoner kronor. Då är inte eventuella kostnader för ombyggnad av ventilationssystemet till mekanisk ventilation med central uppsamling av frånluften inräknade.

2.2.1.5 Tillämpbarhet vid konventionell och ekologisk produktion

Det finns inga principiella skillnader mellan konventionell och ekologisk produktion när det gäller möjligheterna att rena frånluft från djurstallar. Dock hålls ekologiska grisar och fjäderfä i större utsträckning utomhus och i stallsystem med naturlig ventilation, vilket begränsar möjligheterna att tillämpa tekniken på dessa gårdar.

Ventilationssystemet och dess utformning är den enskilda faktor som har störst betydelse för både de praktiska möjligheterna och kostnaderna. Besättningsstorlek, luftflöde och gaskoncentration i luften påverkar givetvis också kostnaderna per kg sparad kväve eller koldioxidekvivalenter.

2.2.1.6 Inverkan på andra miljömål?

Rening av frånluft från djurstallar är positivt med hänsyn till miljömålen *Frisk luft*, *Bara naturlig försurning*, *Ingen övergödning* och *God bebyggd miljö* eftersom åtgärden innebär minskad ammoniakavgång och lukt från djurstallar.

Vad gäller miljömålet *Begränsad klimatpåverkan* är åtgärden mer tveksam. Alla typer av rening kräver mekanisk ventilation och i flera fall behövs dessutom ett större eller mindre energitillskott vid drift, vilket ger högre elförbrukning. På plussidan står minskade indirekta lustgasemissioner genom lägre ammoniakutsläpp samt för kemisk rening även minskat behov av mineralgödselkväve genom att kvävet som utvinns ur luften kan användas som gödselmedel. Biologisk rening med hjälp av biofilter bedöms som negativt från klimatsynpunkt. Tekniken minskar visserligen metanutsläppen från djurstallar, men kan samtidigt resultera i stora lustgasemissioner från själva filtret om luften som renas innehåller mycket ammoniak. Ytterligare forskning behövs dock på detta område.

Viss tveksamhet kan också uttryckas till biofilter som innehåller torv när det gäller miljömålet *Myllrande våtmarker*. Om torvbrytningen sker på rätt marker behöver den dock inte ha negativa konsekvenser för den biologiska mångfalden.

På övriga miljömål bedöms rening av frånluft från djurstallar inte ha någon inverkan.

2.2.1.7 Förslag

I dagsläget föreslår vi inga nya styrmedel för att främja rening av frånluft från djurstallar. Redan i dag är det möjligt att ställa krav på rening av frånluft i samband med att verksamhetsutövaren söker tillstånd för ny eller utökad verksamhet.

2.2.2 Användning av torv som strömedel

2.2.2.1 Beskrivning av åtgärden

Fastgödselsystem och system med djupströbäddar medför generellt större avgång av ammoniak än flytgödselsystem. Det beror främst på att fastgödsel lagras helt eller delvis med lufttillträde, vilket ger en större mikrobiell omsättning. Mikroorganismernas aktivitet frigör ammoniak och bidrar också till att höja gödselns temperatur och pH-värde. En annan bidragande orsak är att ströet kan suga upp urin och på så sätt motverka en effektiv urinavskiljning inne i stallen.

Det finns få praktiskt användbara åtgärder för att minska ammoniakavgången från fast- och kletgödsellager. När gödsel kontinuerligt tillförs uppifrån och lagret brer ut sig över en allt större yta är det ofta svårt att få till en praktiskt fungerande och effektiv täckning.

Med torv som strö går dock mindre kväve förlorat som ammoniak från stall och lager. Torv binder kvävet i gödseln bättre än andra strömedel (se tabell 4) och har bland annat visat sig användbart tillsammans med halm i djupströbäddar och i fastgödselsystem till nötkreatur och hästar.

Tabell 4. Vatten- och ammoniakbindande förmåga hos olika strömedel. Källa: Larsson m.fl. (2000).

Strömedel	Vattenbindande förmåga, kg vatten per kg ts	Ammoniakbindande förmåga, procent av ts
Sågspån	1,9	0,24
Kutterspån	4,6	
Långhalm, havre	3,3	0,5
Långhalm, korn	3,3	0,85
Hackad halm	3,6 – 4	0,25
Torv, pH 3,6-4	7,5-12	1,0-1,8
Torv, pH 3,5	7,5-12	1,4-2,0

I ett examensarbete vid Institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi (JBT) vid SLU i Alnarp sammanställde Germundsson (2006) litteraturuppgifter kring strörtorvsanvändning i djurstallar. Enligt denna sammanställning varierar torvens ammoniakbindningskapacitet mellan 1,5 och 3,5 procent av ts med ett genomsnittsvärde på ca 2,5 procent, alltså något högre än i tabellen ovan.

Torv förekommer i många olika kvaliteter beroende på ursprung, humifieringsgrad och brytningssätt. Strörtorv bör helst vara låghumifierad (H1-H2 på von Post & Granlunds skala¹). Låghumifierad torv känns igen på att den är ljus brun och innehåller tydliga spår av växtrester. Blocktorv, dvs. torv som skärs loss i form av hela block, har bättre vattenuppsugande förmåga än frästtorv.

Bild 5 visar ammoniakavgången vid mellanlagring av djupströgödsel från nöt med olika strömedel. Lägst ammoniakavgång erhöles med en blandning av halm och torv som strö.

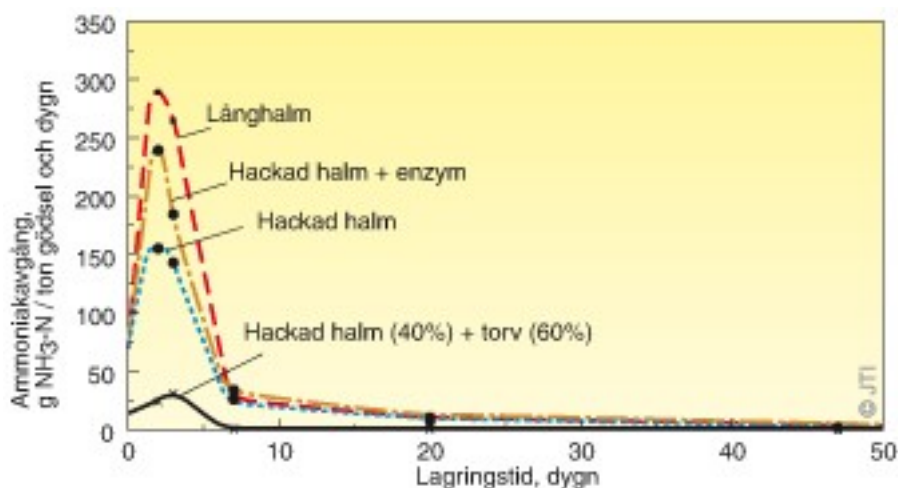


Bild 5. Kväveförluster via ammoniakavgång vid strängkompostering av djupströgödsel med olika strömedel. Källa: Malgeryd & Karlsson (1996).

I ett annat projekt vid JTI (Rogstrand m.fl., 2005) undersöktes tre möjliga åtgärder för att minska ammoniakemissionen vid lagring av fastgödsel i pilotskala, nämligen täckning med gummiduk, inblandning av torv samt förbättrad dränering. Vidare mättes ammoniakemissionen från ett nötfastgödsellager i fullskala under två säsonger (oktober till maj).

Resultaten visade att tillsats av torv var den bäst lämpade metoden för att reducera kväveförlusterna. Täckning med gummiduk och inblandning av torv minskade båda ammoniakavgången med ungefär en tredjedel trots att försöken utfördes vid relativt låga temperaturer. Försöket med förbättrad dränering gav ingen reduktion av ammoniakavgången.

Resultaten från fullskalemätningarna visade att huvuddelen av ammoniakavgången kom från ytan med gödselvätska. Totalt förlorades ca 700 kg kväve under lagringsperioden, vilket utgjorde ungefär 22 procent av gödselns totala kväveinnehåll. Då 4,4 kg torvströ per ko och dag tillsattes kunde kväveförlusten sänkas till ungefär 12 procent. Det innebär en förbättring med över 40 procent jämfört med kontrollsäsongen.

Vid kompostering och mellanlagring av hästgödsel har torv visat sig kunna begränsa kväveförlusterna via ammoniakavgång till mycket låga nivåer. I försök utförda av JTI (Steineck m.fl., 2000; Karlsson & Torstensson, 2003) förlorades bara 0,2 procent av

¹ Von Post & Granlunds humifieringsgradskala är graderad från H1 till H10. I H1 finns synliga växtdelar medan H10 närmast kan beskrivas som gytta.

totalkvävet som ammoniak när torv användes som strö. Detta ska jämföras med 10-11 procent med halm som strö, 6-8 procent för blandgödsel och 3 procent med spån.

Att bedöma torvbrytningens miljökonsekvenser ur klimatsynpunkt är inte helt lätt. Att det finns olika synsätt belyses bland annat av att IPCC har klassat torven i en egen bränsleklass som ligger emellan bibränslen och fossila bränslen. I den nationella rapporteringen enligt klimatkonventionen behandlas torv på samma sätt som fossila bränslen. Den svenska regeringen anser dock att torven har en plats i ett framtida uthålligt energisystem och elproduktion i kraftvärmeanläggningar baserad på torv premieras genom att berättiga till gröna el-certifikat.

IVL har dock gjort en ansats att bedöma torv ur ett klimatperspektiv i rapport B1796 (Hagberg & Holmgren, 2008). Tidigare studier som fokuserat på torvanvändningen i ett livscykelperspektiv har enligt Hagberg & Holmgren (2008) visat att klimatpåverkan är mer komplex än att bara beakta emissionerna vid förbränning. IVL-studien visar att den typ av mark som tas i anspråk för torvbrytningen samt efterbehandling av torvtäkten är avgörande för hur stor klimatpåverkan blir i ett längre perspektiv. I ett fall där organogen mark som tidigare använts för jordbruk tagits i anspråk för torvbrytningen, och marken när torvbrytningen efter 20 år avslutats beskogas kan nettoeffekten för klimatet av att använda torv till och med bli positiv efter 300 år. Detta beror på att organogen jordbruksmark är en stor källa till utsläpp av växthusgaser (se avsnitt 3.6).

En förenklad beräkning av växthusgasavgången vid ökad användning av strötorv inom jordbruket kan göras om man antar att växthusgasavgången från marken innan torvbrytningen påbörjas är i samma storleksordning som växthusgasavgången från marken efter torvbrytningen avslutas. Så kan till exempel vara fallet om torvtäkten återställs till våtmark efter avslutad brytning. I IVL:s beräkningar (Hagberg & Holmgren, 2008) bedöms 1 m³ torv med en fukthalt på 45 procent kunna brytas per m². Om torvtäkten nyttjas under 20 år innebär det att i genomsnitt 0,05 m³ torv bryts per m² och år. Koldioxidavgången från torvtäkten, inklusive skördeutrustning, ligger på 1,38 kg koldioxid per m² och år (Hagberg & Holmgren, 2008). Detta innebär en koldioxidavgång på knappt 28 kg koldioxid per m³ bruten torv. Till detta kommer avgången av lustgas och metan från torvtäkten, men de är ganska små och kan anses försumbara.

Vid spridning av torven går det åt diesel, men det hade det gjort även om något annat strömedel använts, till exempel halm. Eftersom torvblandad gödsel upptar mindre volym och är mer lättspridd än halmblandad gödsel är det troligt att dieselförbrukningen skulle minska något, men det bortser vi från i detta enkla räkneexempel. Däremot bryts all torv på sikt ned, vilket gör att koldioxid avgår till atmosfären. Om volymvikten är 230 kg per m³, fukthalten 50 procent och kolinnehållet 50 procent av torrsubstansen innebär det att det finns 57,5 kg kol per m³. Om allt detta bryts ned och avges i form av koldioxid motsvarar det 211 kg koldioxid per m³.

Totalt blir då koldioxidavgången 239 kg koldioxid per m³ torv, eller 565 000 ton koldioxid från knappt 2,4 miljoner kubikmeter. Från detta ska dras den minskning av de indirekta lustgasemissionerna som blir följden av att ammoniakavgången minskar, i detta fall 32 000 ton koldioxidekvivalenter om man räknar enligt IPCC:s schablon. Bättre kväveeffektivitet innebär också minskat behov av inköpt mineralgödsel, vilket ger en utsläppsminskning motsvarande drygt 19 000 ton koldioxidekvivalenter om

gödseln tillverkas med BAT-teknik. Om torvtäkten efter avslutad brytning behandlas på ett sådant sätt att den avger mindre växthusgaser än den ursprungliga torvmarken gjorde innan brytningen startades blir det ytterligare en post som ska dras bort i kalkylen.

Långsiktigt torde användning av torv som strötorv ur klimatsynpunkt vara jämförbar med förbränning eftersom torven så småningom omsätts i marken under bildning av koldioxid. Vid en jämförelse mellan dessa båda användningssätt kan man dock konstatera att det finns vissa skillnader som talar för att det är bättre att använda torv som strö än att elda upp den:

- Koldioxiden i torven frigörs snabbare vid förbränning.
- Torv bryts ner långsammare i marken än halm, vilket bör leda till en viss mullhaltshöjning på djurgårdarna (markens kolförråd ökar). Detta bör åtminstone på kort och medellång sikt minska nettoutsläppen från torvbrytningen något.
- Halm som inte behövs som strö kan användas för att ersätta bränntorv eller fossila bränslen alternativt brukas ner och öka på markens kolförråd på växtodlingsgårdarna. Även denna post bör dras bort i kalkylen när man räknar på utsläppen från torvbrytningen.
- Minskad ammoniakavgång pga. att torv används som strö leder till minskade indirekta lustgasemissioner och minskat behov av inköpt mineralgödsel.

2.2.2.2 Potential

Dagens användning av strötorv i Sverige är högst begränsad, t.o.m. så liten att den inte sårredovisas i statistiken. Enligt en skattning som redovisas av Germundsson (2006) uppgår den till mellan 200 000 och 300 000 m³ per år. 2008 bröts enligt Statistiska centralbyrån (2009b) totalt 3,5 miljoner m³ torv i landet vilket ungefär motsvarar genomsnittsskörden under 2000-talet. 2,1 miljoner m³ användes för energiändamål och 1,4 miljoner m³ som odlingstorv och jordförbättringsmedel. Importen uppgick samma år till 364 000 ton. I början av 1920-talet när den svenska strötorvsanvändningen var som störst uppgick den till drygt 3,5 miljoner m³ per år.

Sverige har mycket stora torvtillgångar. Ungefär en fjärdedel av landytan, ca 10 miljoner ha, är täckt av torv. 6,5 miljoner hektar har ett torvlager djupare än 30 cm, vilket är den geologiska definitionen på torvmark. Den årliga tillväxten på dessa marker uppskattas till ca 20 miljoner m³. Vi skulle alltså kunna femdubbla torvbrytningen jämfört med i dag utan att överskrida årstillväxten. Den koncessionslagda torvarealen för bearbetning var 2008 enligt SGU 30 000 hektar. Alla koncessioner är inte i drift utan ungefär hälften betraktas som vilande. Inte all mark inom ett koncessionsområde är produktiv areal, i genomsnitt utgörs ca hälften av vägar, stackplatser, serviceområden, fastmarksholmar med mera (Statistiska centralbyrån, 2009b)

Om torvströ användes på samtliga gårdar som har fast- klet- eller djupströgödselsystem skulle ammoniakavgången från stall och lager på dessa gårdar troligen kunna halveras. På riksnivå skulle det innebära en minskning av ammoniakavgången med ungefär $0,5 \times (9\,610 + 13\,340) \times 19\,650/38\,000 = 5\,930$ ton. Dessutom skulle förlusterna vid spridning minska, dock är det lite oklart hur mycket.

Ytterligare potential för minskning av stallförlusterna finns om även gårdar med flytgödselsystem skulle använda torv som strö. Om vi antar halverade förluster även i detta fall skulle ammoniakavgången kunna minskas med ytterligare $0,5 \times 9\,610 \times (1 - 19\,650/38\,000) = 2\,320$ ton. Sammantaget skulle alltså användning av torv som strö kunna minska ammoniakavgången från stall och gödsellager med ca 8 250 ton.

8 250 ton ammoniak motsvarar knappt 6 800 ton kväve. Baserat på en ammoniakbindningskapacitet på 2,5 procent av ts, en volymvikt på 230 kg per m³ och en ts-halt på 50 procent hos torven skulle det krävas knappt 2,4 miljoner kubikmeter torv för att binda denna mängd kväve. Om användningen av torv för energiutvinning och andra ändamål förblir oförändrad skulle den årliga volymen som bryts alltså behöva öka med 65-70 procent jämfört med dagens nivå. Ett annat alternativ är att omfördela användningen så att den torv som ändå bryts i större utsträckning används som strö. I dag används merparten för energiändamål. Halmen som frigörs kan då i viss mån ersätta torv som bränsle.

2.2.2.3 Styrmedel

Om man vill minska ammoniakavgången från djurstallar och gödsellager i fastgödsel- och i djupströsystem är användning av torv som strömedel en effektiv metod som inte kräver några stora investeringar. Ett naturligt första steg är att intensifiera rådgivningen kring användning av torv som strömedel samt underlätta kontakterna mellan torvproducenter och djurhållare genom att skapa en gemensam, internetbaserad marknadsplats.

En annan möjlighet skulle kunna vara ett ”torvbidrag” till djurproducenter som använder minst 50 procent torv som strö och har fastgödsel- eller djupströsystem. Ersättningsnivån skulle kunna relateras till miljönyttan, dvs. hur mycket kväveutsläppen beräknas minska om åtgärden genomförs. Ett sådant stöd är dock inte möjligt i dagens system där ersättningen baseras på kostnaden för att genomföra åtgärder.

2.2.2.4 Kostnader

Det är inte helt lätt att jämföra kostnader för torv och andra strömedel. Många torvproducenter är små, lokala företag och priset varierar beroende på plats, personliga kontakter, transportavstånd med mera. Dessutom varierar volymvikt, vattenhalt och kvalitet (bland annat humifieringsgrad) på den torv som bjuds ut. Uppgifter från fyra företag inhämtade via internet 2010-03-04 (www.torvomaskin.se, www.aroshandelshus.com, www.torvstro.se och www.neova.se) ger ett prisspann på 1-2 kr per kg och volymvikter på 120-300 kg per m³ för balad torv. Kubikmeterpriset varierar mellan 175 och 300 kronor exklusive moms och frakt. Germundsson (2006) anger bulkpriset på torvströ 2005/2006 till 100-150 kr per m³. Rogstrand m.fl. (2005) uppger att 120 m³ sphagnum-torv med 50 procent ts-halt kostade 15 600 kronor i inköp, vilket motsvarar ett kubikmeterpris på 130 kronor. Därtill kom frakt och hyra av container för lagring på totalt 6 230 kronor. Utslaget per kubikmeter torv blir det ytterligare 52 kronor. Torvens volymvikt var 229 kg per m³, vilket ger en total vikt på 27,5 ton. Denna mängd räckte till att strö 52 båsplatser för uppbundna mjölkkor med i snitt 3 kg per ko och dag under en stallsäsong.

En annan osäkerhetsfaktor är ströåtgången. Enligt företaget PeRo i Särna AB (www.torvstro.se) kan 1 m³ torv ersätta 2,7 m³ spån eller 350 kg halm medan Ger-mundsson (2006) återger uppgifter från ett antal olika författare som snarast tyder på att ströåtgången räknat i kg ts skulle vara ungefär lika stor med torv som med halm. Hon konstaterar också att de undersökningar som gjorts ofta är gjorda i speciella stallsystem, på en enstaka djurart, med speciella ströblandningar, olika fukthalt eller odefinierad strökvalitet, vilket gör att det är svårt att dra några generella slutsatser om hur mycket strö som går åt och skillnader i åtgång mellan olika strötyper. Sammantaget bedöms kostnaden för torv vara ungefär lika stor som för inköpt halm. Detta gör torvströ prisvärt – på pluskontot finns förutom att gödseln blir mer lättspridd även minskat lagringsbehov samt högre gödselvärdet. Med 1,5-2 kg ammoniumkväve mer per m³ gödsel har torvgödseln ett mervärde på 11-15 kronor per m³ om kvävepriset är 7,20 kronor per kg.

Enligt Rogstrand m.fl. (2005) betalar dock inte kvävebesparingen merkostnaden för att strö med torv jämfört med spån vid ett kvävepris på 8 kronor per kg. På den studerade mjölkgården med 52 båsplatser blev merkostnaden för torven 12 650 kronor per stallsäsong om man även räknade in frakt och containerhyra. Det motsvarar 243 kronor per ko och år.

Kostnaden per kg sparad kväve beror helt på vilka antaganden man gör i kalkylen. Om torven jämförs med inköpt halm eller den egna halmen som inte behövs som strö kan säljas till ett bra pris, gården ligger nära en torvtäkt och man dessutom har tillgång till ett lämpligt lagringsutrymme kan kalkylen bli riktigt gynnsam. Om vi antar att det går åt lika många kg ts av torv och halm skulle 1 m³ torv med 50 procent vattenhalt kunna ersätta 135 kg halm. Med ett halmpris på 60 öre per kg och ett torvpris på 150 kronor per m³ skulle merkostnaden för att strö med torv då bli ca 24 kronor per kg sparad kväve. Då har hänsyn inte tagits till andra, mer svårvärderade fördelar som till exempel bättre stallmiljö och djurhälsa, ökad lagringskapacitet och en mer lättspridd gödsel. Om vi i stället antar att 1 m³ torv motsvarar 230 kg halm (1 kg torv ersätter 1 kg halm) kostar det sparade kvävet bara 4 kronor per kg. Dock ska man komma ihåg att vi här inte har räknat med någon fraktkostnad den posten tillkommer.

2.2.2.5 Tillämpbarhet vid konventionell och ekologisk produktion

Det finns inga avgörande skillnader mellan konventionella och ekologiska lantbrukare när det gäller möjligheterna att använda torv som strömedel. Dock pågår inom den ekologiska produktionen en diskussion om huruvida det är långsiktigt hållbart att bryta och använda torv och detta anses inte acceptabelt av alla.

2.2.2.6 Inverkan på andra miljömål?

Användning av torv som strömedel är positivt med hänsyn till miljömålen *Frisk luft*, *Bara naturlig försurning*, *Ingen övergödning* och *God bebyggd miljö*. Åtgärden innebär minskad ammoniakavgång och lukt från stallar, lagring och i viss mån även spridning av gödsel och skapar därigenom förutsättningar för ett bättre kväveutnyttjande.

Vad gäller miljömålet *Begränsad klimatpåverkan* kan viss tveksamhet uttryckas. Torvbrytning innebär förvisso ökade utsläpp av koldioxid, men om den sker på rätt

marker (tidigare odlade och andra dikade torvmarker) kan förändringen i växthusgasflöden pga. brytning och efterbehandling med tiden kompensera för emissionerna från förbränning eller nedbrytning av torven. På plussidan i kalkylen står också minskade indirekta lustgasemissioner genom lägre ammoniakutsläpp samt minskat behov av mineralgödselkväve genom att kvävet i stallgödseln utnyttjas bättre. Halm som inte behövs som strö kan användas för energiändamål (uppvärmning) och där i viss mån ersätta torv eller fossila bränslen.

Viss tveksamhet kan också uttryckas när det gäller miljömålet *Myllrande våtmarker*. Om torvbrytningen sker på rätt marker och följs av en lämplig efterbehandling behöver den dock inte ha negativa konsekvenser för den biologiska mångfalden.

På övriga miljömål bedöms användning av torv som strömedel inte ha någon inverkan.

2.2.2.7 Förslag

Det tar lång tid att för att kompensera för de emissioner av koldioxid som orsakas genom brytning av torv. Att kraftigt öka mängden torv som bryts skulle under en ganska lång tid leda till en förhöjd koldioxidavgång och rekommenderas inte. Det saknas dock tillämpbara åtgärder för att minska ammoniakavgången från fasta gödselslag och det är önskvärt att kunna använda torv som strömedel. Det bedöms vara möjligt i viss utsträckning eftersom det inom handlingsprogrammet föreslås åtgärder som leder till att förnybara bränslen kan ersätta fossila. Den halm som frigörs kan också användas för energiändamål.

Rådgivning om torv som strömedel bör förstärkas och åtgärden kan därmed ingå i både strategi ett och två.

Om det antas att användningen av torv som strö kan fördubblas genom rådgivning motsvarar det en ökning med 10 procent av den totala potentialen. Det skulle kunna leda till att ammoniakavgången på nationell nivå kan minska med ca 800 ton. Den årliga merkostnaden för att använda torv istället för halm beräknas till 2,9 miljoner kronor. Beaktas värdet av det kväve som inte avgår som ammoniak, 0,7 miljoner kronor, blir kostnaden för åtgärden 4 kronor per kg kväve.

2.2.3 Surgörning av flytgödsel

2.2.3.1 Beskrivning av åtgärden

En metod som bevisligen fungerar när det gäller att minska ammoniakavgången är att sänka gödselns pH-värde genom tillsats av syra, till exempel fosforsyra eller svavelsyra. Den kemiska jämvikten mellan ammoniumjoner (NH_4^+) och löst ammoniak (NH_3) förskjuts då åt ammoniumhållet, vilket minskar ammoniakavgången. I Danmark finns ca 100 anläggningar i drift där man tillsätter svavelsyra till gödsel som returspolas under spaltgolvet inne i stallet så att pH-värdet sänks till 5,5-6,0. Därigenom minskar ammoniakförlusterna i hela hanteringskedjan. Enligt Pedersen (2004) reduceras ammoniakavgången i stallet med ca 70 procent. Vid mätningar i ett kostall erhöll Zhang m.fl. (2004) en minskning på 50 procent. I en sammanställning av danska

emissionsfaktorer för ammoniak (Nørregaard Hansen m.fl., 2008) anges att syratillsats minskar ammoniakavgången med över 80 procent vid lagring utan täckning och med 67 procent vid spridning, förutsatt att pH då fortfarande ligger på ca 6,0.

Gödselns buffertkapacitet gör att det går åt förhållandevis stora mängder syra för att uppnå en varaktig pH-sänkning. Enligt en dansk undersökning (Frandsen & Schelde, 2007) där 14 anläggningar i drift (samtliga på svingårdar) studerades varierade syraförbrukningen mellan 4 och 8,5 kg svavelsyra per m³ gödsel. Ju högre ts-halt desto mer syra gick det åt. Elförbrukningen uppgick enligt samma studie till minst 20 000 kWh per år och anläggning. Variationerna mellan olika gårdar var dock stora.

Genom att sänka pH-värdet i gödseln hämmar man också metanavgången, vilket anges av flera källor (bland annat Rodhe m.fl., 2005). Enligt en livscykelanalys vid Syddansk Universitet som citeras på företaget Infarms webbplats (www.infarm.dk) reduceras metanutsläppen från gödseln med 25 procent. Att metanproducerande bakterier hämmas är förvisso bra ur klimatsynpunkt, men kan vara ett problem om man vill göra biogas av gödseln. Biogasframställning är en från klimatsynpunkt ännu effektivare lösning som bidrar till att minska både utsläppen av växthusgaser från gödseln och behovet av fossil energi och dessutom kan ge intäkter till lantbruket.

2.2.3.2 Potential

I Sverige har vi inte samma stallsystem som i Danmark med flytgödselhantering inne i stallet. Därför torde det i de flesta fall inte vara möjligt att tillsätta syra inne i stallet, utan detta skulle i så fall ske i anslutning till utgödslingen eller i pumpbrunnen. Därmed skulle vi inte kunna påräkna någon större minskning av utsläppen från djurstallar om tekniken infördes i Sverige. Dessutom härrör mer än 58 procent av ammoniakavgången från jordbruket i Sverige från fasta gödselslag (19 650 ton), betesdrift (3 930 ton) samt mineralgödsel (2 170 ton).

Utifrån SCB:s statistik och redovisade emissionsfaktorer för 2007 kan man räkna fram att lagringsförlusterna står för följande andelar av de totala ammoniakförlusterna från flytgödsel och urin:

Nötflytgödsel	$3/28 \times 10\,960 =$	1 174 ton
Nöturin	$14/36 \times 2\,740 =$	1 065 ton
Svinflytgödsel	$4/29 \times 4\,330 =$	597 ton
Svinurin	$12/27 \times 350 =$	156 ton
Summa lagringsförluster, flytgödsel och urin		2 992 ton

Exakt hur stor del av den totala ammoniakavgången från flytgödsel och urin som kan hänföras till spridning går inte att utläsa ur SCB:s statistik och redovisade emissionsfaktorer. I medeltal för alla gödselslag utgör spridningsförlusterna knappt 40 procent av de totala förlusterna, men som framgår av sammanställningen ovan är lagringsförlusterna proportionellt sett betydligt mindre för flytgödsel.

Om vi något förenklat utgår från att stallförlusterna är lika stora oavsett hanterings-system kan man baklänges räkna sig fram till följande spridningsförluster:

Nötflytgödsel	$18/28 \times 10\,960 =$	7 050 ton
Nöturin	$15/36 \times 2\,740 =$	1 140 ton
Svinflytgödsel	$11/29 \times 4\,330 =$	1 640 ton
Svinurin	$1/27 \times 350 =$	10 ton
Summa spridningsförluster, flytgödsel och urin		9 840 ton

Till dessa siffror ska läggas ammoniakavgång från lagring och spridning av flytgödsel från andra djurslag (främst fjäderfä), uppskattningsvis ca 1 000 ton

I Danmark syrabehandlas enligt uppgift från Infarm A/S ungefär 1 procent av all flytgödsel. Om tekniken tillämpades på en lika stor andel av all flytgödsel och urin i Sverige och ammoniakavgången vid lagring reducerades med 80 procent och vid spridning med 67 procent skulle de svenska ammoniakutsläppen uppskattningsvis kunna minskas med $0,01 \times (0,80 \times (2\,990 + 230) + 0,67 \times (9\,840 + 770)) \approx 100$ ton.

Om tekniken tillämpades på all flytgödsel och urin i landet (vilket inte är realistiskt ur vare sig praktisk eller ekonomisk synvinkel) skulle ammoniakavgången kunna minskas med i storleksordningen 9 700 ton. En storskalig satsning på surgörning av flytgödsel skulle motverka den satsning på biogas som vi i Sverige håller på att genomföra eftersom pH-sänkningen hämmar aktiviteten hos metanbildande bakterier. Surgörning av rötresten **efter** biogasframställning är dock en åtgärd som eventuellt skulle kunna vara intressant. Dock behövs ytterligare forskning kring detta.

2.2.3.3 Styrmedel

Information och investeringsstöd skulle kunna vara möjliga styrmedel.

2.2.3.4 Kostnader

Kostnaden för att minska ammoniakavgången genom syratillsats beräknas enligt uppgifter från Kai m.fl. (2008) som återges av Kling (2009) till 40 Euro per dansk djurenhet, vilket motsvarar 1,14 Euro per producerat slaktsvin. Då har hänsyn tagits till den bättre kväveeffekten av gödseln.

Beräkningar från företaget Infarm som citeras av Baky m.fl. (2009) anger kostnaden för syrabehandlingen till 25-30 DKK per m³ gödsel. Beräkningen uppges vara utförd kring år 2003.

NIRAS Konsulenterne (2009) har även räknat på kostnaderna för surgörning av flytgödsel från mjölkkor. Investeringen för en anläggning till ett mjölkkostall med 75-250 danska djurenheter uppgår till 650 000 DKK. Vid större anläggningar (500-950 DE) tillkommer ytterligare kostnader för större syratank och extra doseringsenhet.

Driftskostnaderna består av el, svavelsyra, underhåll samt ökat kalkningsbehov för att kompensera för den surare gödseln. Därtill kommer en kostnad för att skapa ett konstgjort svämtäcke med hjälp av halm eftersom den surgjorda gödseln inte bildar sväm-

täcke av sig själv och därmed inte uppfyller det danska lagkravet på täckning. För en anläggning dimensionerad för 250 danska djurenheter är driftskostnaden enligt kalkylen totalt 47 614 DKK per år varav 499 DKK är kostnader för svämtäcket. Elförbrukningen uppges vara 1 kWh per ton gödsel (3 994 kWh per år) och syraförbrukningen 7 kg per ton gödsel (27 956 kg per år).

Kostnaden per kg sparad kväve och per årsko varierar med besättningsstorleken – ju större besättning desto billigare. Några exempel på kostnader framgår i tabell 5.

Tabell 5. Kostnader för surgörning av flytgödsel med svavelsyra enligt NIRAS Konsulenterne (2009). Siffrorna gäller mjölkstallar med en storlek på 75-950 danska djurenheter.

Djurslag	Besättningsstorlek, danska djurenheter	Kostnad, DKK	
		per kg sparad kväve	per årsko
Mjölkkor	75	100	1 420
	250	41	588
	500	30	431
	950	25	359

Med dagens växelkurs, 1,41 SEK per DKK (2010-02-04), innebär det att kostnaderna per kg sparad kväve enligt tabellen ovan skulle hamna i intervallet 35-141 kronor.

2.2.3.5 Tillämpbarhet vid konventionell och ekologisk produktion

EU:s regler om ekologisk produktion berör inte pH-reglering av stallgödsel. Tillsats av syra för att sänka pH kan därför anses vara tillåten (inte reglerad). Om frågan skulle tas upp är det emellertid inte osannolikt att en användning kan komma att förbjudas.

2.2.3.6 Inverkan på andra miljömål?

Surgörning av flytgödsel är positivt med hänsyn till miljömålen *Frisk luft*, *Bara naturlig försurning*, *Ingen övergödning* och *Begränsad klimatpåverkan*. Åtgärden innebär minskad ammoniakavgång vid lagring och spridning och ger ett bättre kväveutnyttjande. Minskade utsläpp av metan i samband med lagring är en annan positiv effekt. På minussidan i klimatkalkylen står hög förbrukning av el och svavelsyra samt att den surgjorda gödseln inte lämpar sig för biogasframställning.

Vad gäller miljömålet *God bebyggd miljö* råder viss tveksamhet. Luktproblemen förblir oförändrade eller kan i vissa fall öka något.

På övriga miljömål bedöms surgörning av flytgödsel inte ha någon inverkan.

2.2.3.7 Förslag

Några förslag styrmedel för att gynna surgörning av flytgödsel har inte tagits fram.

2.2.4 Täckning av lagringsbehållare för flytgödsel, urin och rötrest

2.2.4.1 Beskrivning av åtgärden

Genom att täcka lagringsbehållare för flytgödsel, urin och rötrest minskar man luftväxlingen ovanför gödselytan och därmed ammoniakavgången. Från en urinbehållare utan täckning kan 40-50 procent av totalkvävet gå förlorat som ammoniak. Förlusterna vid lagring av flytgödsel är betydligt mindre, vanligen 5-10 procent. Rötrest har egenskaper som närmast påminner om urin (högt pH och stor andel ammoniumkväve).

Några av de vanligaste täckningsalternativen och deras ammoniakreducerande effekt visas i tabell 6.

Tabell 6. Täckningsalternativ för flytgödsel- och urinbehållare.

Täckning	Ammoniakreducerande effekt, procent	Kommentar
Betonglock	95	Finns bara till mindre behållare
Tak av trä/plåt (ej tätslutande)	50	
Tak av plastduk (tätslutande)	90	
Flytande plastduk	90	Rekommenderas endast till urin
Torv	90	Endast till flytgödsel
Sexkantiga plastelement (Hexa-cover)	90	
Lättklinker (Lecakulor)	70	Främst till tunn flytgödsel och urin
Halm	60	Endast till flytgödsel
Svämtäcke	50-60	

Bäst och säkrast effekt har olika tätslutande överbyggnader som tak eller lock, som minskar förlusterna med 90-95 procent. Om taket byggs så att vinden tillåts röra sig in över gödselytan halveras effekten.

Förutom tak finns olika typer av flytande täckning. Den enklaste typen är ett naturligt svämtäcke. Svämtäcke bildas i många fall spontant på nötflytgödsel. Andra alternativ är flytande plastduk, sexkantiga plastelement (Hexa-cover) lättklinkerkulor (Leca) och olika organiska material som torv, halm, vegetabilisk olja och fastgödsel. Dessa har varierande tillförlitlighet och kräver ofta mer tillsyn och underhåll än överbyggnaderna. Grovt sett kan man uppnå en sänkning av emissionen på mellan 50 och 90 procent beroende på utförande.

I lagringsbehållare med svag eller obefintlig svämtäckesbildning finns möjlighet att förbättra svämtäcket. Det görs genom att hackad halm, fastgödsel, bark, ensilagerester eller liknande tillsätts i behållaren och blandas ned i gödseln.

Valet av täckning påverkar också mängden regnvatten i behållaren. Med ett tak som leder bort allt vatten vinner man ca 30 cm lagringsutrymme netto (nederbörd minus avdunstning). I en 3 m djup behållare motsvarar det 10 procent av volymen. Vid lagring av tjock flytgödsel kan dock regnvattnet behövas för att späda ut gödseln.

Flytande plastduk kan vara försedd med en krage längs kanten som gör att regnvatten samlas ovanpå plasten och kan pumpas bort vid behov. Andra flytande täckningsmaterial, till exempel cellplastblock, lättklinkerkulor, vegetabilisk olja och torv, släpper igenom nederbörd men hindrar samtidigt vattenavdunstningen. Det kan minska den effektiva lagringsvolymen med upp till 10 procent. För lättklinkertäckning blir minskningen ännu större eftersom materialet i sig tar upp viss volym (ca 10 cm) och man dessutom måste lämna 40-50 cm gödsel i behållaren vid tömning för att undvika att få in för mycket lättklinkerkulor i pumpen. Större mängd vatten än nödvändigt tar inte bara lagringsutrymme i anspråk, det kostar också pengar att sprida och bidrar till ökad markpackning och dieselförbrukning.

JTI (Rodhe m.fl., 2008) studerade avgången av växthusgaser vid lagring av flytgödsel med olika typer av täckning. Resultaten från mätningar på nötflytgödsel redovisas i en JTI-rapport (Rodhe m.fl., 2008) medan resultaten från mätningar på svinflytgödsel ännu inte är publicerade. I försöken jämfördes emissionerna från gödsel utan täckning, gödsel med halmsvämtäcke och gödsel täckt med flytande plastduk.

Lustgasemissionerna var mycket låga i samtliga fall utom från svinflytgödsel med svämtäcke där ca 0,7 procent av totalkvävet avgick som lustgas. Även vid lagring av nötflytgödsel med svämtäcke blev dock lustgasavgången signifikant högre än från övriga täckningsalternativ vid enstaka mättillfällen.

Metanavgången uttrycks i form av MCF (Methane Conversion Factor) och anges i procent av den maximala metanproduktionen per kg VS (Volatile Solids) i flytgödseln. MCF uppmättes i medeltal under året till 2,5-2,8 procent för gödsel utan täckning och gödsel med halmsvämtäcke och 1,5-1,8 procent för gödsel täckt med flytande plastduk, detta vid 3 månaders medellagringsstid och en gödseltemperatur på i snitt 8,2°C. Under den varmare årstiden var metanavgången signifikant lägre från behållarna med flytande plastduk (med reservation för att en del metan kan ha avgått i form av större gasbubblor mellan mätningarna) medan den under vintern var låg från samtliga behållare. Avgången ökade kraftigt direkt efter omrörning, speciellt från behållare med halmsvämtäcke. Intressant är att de uppmätta MCF-värdena är betydligt lägre än IPCC:s schablonvärden, som är 17 procent för gödsel med svämtäcke och 10 procent för de andra undersökta täckningsalternativen. Före 2002 räknade man med t.o.m. med ett så högt schablonvärde som 39 procent. Som jämförelse kan nämnas att MCF vid rötning av nötflytgödsel (biogasframställning) är ca 60 procent.

2.2.4.2 Potential

Täckning av lagringsbehållare för flytgödsel och urin har genom rådgivning och lagstiftning blivit allt vanligare. 2007 lagrades enligt SCB (2008) ca 98 procent av all

flytgödsel och 91 procent av all urin i behållare med någon form av täckning. Fördelningen mellan olika täckningsalternativ framgår av tabell 7.

Tabell 7. Fördelning mellan olika täckningsalternativ för täckta flytgödsel- och urinbehållare 2007. Källa: Statistiska centralbyrån (2008)

Gödselslag	Fördelning mellan olika täckningsalternativ, procent av antal djurenheter		
	Svämtäcke	Tak	Annan metod
Flytgödsel	97	3	1
Urin	60	30	11

I och med att nästan alla gödselbehållare har någon form av täckning ligger den huvudsakliga potentialen inte i att utvidga det geografiska området för dagens bestämmelser utan snarare i att ställa krav på effektivare täckning på de behållare som idag har svämtäcke. Närmast till hands ligger att göra detta för urin- och rötrestbehållare eftersom ammoniakavgången från dessa gödselmedel procentuellt sett är så mycket större än från flytgödsel. 2007 uppgick ammoniakavgången från urin till sammanlagt 3 090 ton i hela hanteringskedjan. Via SCB:s genomsnittliga emissionsfaktorer (SCB, 2009) kan man se att detta utgjorde 36 respektive 27 procent av utsöndrat kväve i nöt- och svinurin och att lagringsförlusterna uppgick till $14/36 \times 2\,740 + 12/27 \times 350 = 1\,220$ ton. Utifrån hur stor andel av behållarna som saknar täckning och fördelningen mellan olika täckningsalternativ kan man räkna ut vad ammoniakavgången $A_{0\text{UL}}$ skulle ha varit om alla urinbehållare hade saknat täckning: $1\,220 = A_{0\text{UL}} \times (0,09 + 0,91 \times (0,6 \times 0,5 + 0,3 \times 0,1 + 0,1 \times 0,2)) \Rightarrow A_{0\text{UL}} = 3\,485$ ton

Om alla urinbehållare i landet försågs med tak eller flytande täckning som reducerar ammoniakavgången med minst 90 procent skulle ammoniakavgången bli $0,1 \times 3\,485 \approx 350$ ton, vilket innebär en minskning med 870 ton jämfört med dagens situation. Om kravet bara införs i Götaland och Svealands slättbygder bedöms utsläppsminskningen bli $2\,520/3\,090 \times 870 = 710$ ton.

2.2.4.3 Styrmedel

I dag finns lagkrav på täckning av flytgödsel- och urinbehållare i Götaland och Svealands slättbygder. Rötrestbehållare på jordbruksföretag har i dag inget generellt krav på täckning.

2.2.4.4 Kostnader

Kostnaden för att täcka lagringsbehållare varierar beroende på typ av täckning och i viss mån behållarstorlek. I tabell 8 ges några aktuella exempel på investeringskostnad, livslängd (avskrivningstid), årskostnad och kostnad per kg sparad kväve för olika täckningsmaterial.

Tabell 8. Investering, avskrivningstid, årskostnad och kostnad per kg sparad kväve för olika täckningsmaterial. Exemplet avser en 4 m djup behållare som rymmer 2 760 m³. Denna behållare räcker för att lagra flytgödseln från 120 mjölkkor eller 1 400 slaktsvinsplatser under 12 månader.

Typ av täckning	Investering, kr	Avskrivningstid, år	Årskostnad vid 4 procent ränta	Kostnad per kg sparad kväve, kr	
				Nötflyt	Svinflyt
Betonglock	Finns ej till så stora behållare	30			
Tak av plastduk (tätslutande)	269 000	15	18 785	25	18
Tak av trä (ej tätslutande)	342 000	20	21 066	50	37
Flytande plastduk	Ej lämpligt	10			
Sexkantiga plastelement (Hexacover)	287 000 (40 € per m ²)	20	22 815	30	22
Lättklinkerkulor (Leca), 10 cm	28 000	10*	8 464	14	11
Torv	13 000	1	18 558	25	18
Svämtäcke	0	1	4 071	9	7

*Årlig påfyllning med 10 procent av volymen

Kostnaden per kg sparad kväve är inte storleksberoende i samma utsträckning som vid investering i spridningsutrustning. Däremot varierar den som framgår av tabellen beroende på gödselslag och val av täckningsmaterial. För urin är den generellt lägre än för flytgödsel eftersom urinen avger så mycket mer ammoniak om täckning saknas.

2.2.4.5 Tillämpbarhet vid konventionell och ekologisk produktion

Det finns inga skillnader mellan konventionell och ekologisk produktion när det gäller möjligheterna att täcka lagringsbehållare för flytgödsel, urin och rötrest. Incitamentet för att hushålla väl med kvävet är dock större inom den ekologiska produktionen eftersom det kostar mer att köpa in ersättningsgödselmedel.

2.2.4.6 Inverkan på andra miljömål?

Bedömningen av hur täckning av lagringsbehållare för flytgödsel, urin och rötrest inverkar på andra miljömål blir något olika beroende på vilket täckningsalternativ som väljs.

Täckning med betonglock eller tätslutande tak är positivt med hänsyn till miljömålen *Frisk luft*, *Bara naturlig försurning*, *Ingen övergödning*, *God bebyggd miljö* och *Be-*

gränsad klimatpåverkan. Dessa typer av täckning minskar ammoniakavgång och lukt vid lagring och skapar förutsättningar för ett bättre kväveutnyttjande. De leder dessutom bort regnvattnet, vilket ger mindre mängd gödsel att transportera och sprida och därmed lägre dieselförbrukning.

Täckning med flytande täckning utom svämtäcke, till exempel flytande plastduk, är positivt med hänsyn till miljömålen *Frisk luft*, *Bara naturlig försurning*, *Ingen övergödning* och *God bebyggd miljö* men aningen tveksamt från klimatsynpunkt. När det gäller att minska ammoniakavgång och lukt och skapa förutsättningar för ett bra kväveutnyttjande är dessa typer av täckning många gånger lika effektiva som tak. De leder dock i de flesta fall inte bort regnvattnet. Minskad avdunstning kan t.o.m. innebära att mängden regnvatten i behållaren ökar, vilket ger större mängd gödsel att transportera och sprida och därmed högre dieselförbrukning. Positivt från klimatsynpunkt är att det finns mätningar som tyder på att täckning med flytande plastduk minskar metanavgången.

Täckning med svämtäcke är tämligen positivt med hänsyn till miljömålen *Frisk luft*, *Bara naturlig försurning* och *Ingen övergödning* men får tummen ner när det gäller *Begränsad klimatpåverkan*. Det är också aningen tveksamt med hänsyn till miljömålet *God bebyggd miljö*. Åtgärden innebär minskad ammoniakavgång vid lagring (dock inte lika mycket som för tätslutande tak och flytande täckning) och skapar därmed förutsättningar för något bättre kväveutnyttjande. Dock är det stor risk för ökad lustgasavgång, särskilt från svinflytgödsel. Ett svämtäcke reducerar heller inte lukt lika effektivt som andra typer av täckning.

På övriga miljömål bedöms täckning av lagringsbehållare för flytgödsel, urin och rötrest inte ha någon inverkan.

2.2.4.7 Förslag

Att utvidga det geografiska området för nuvarande bestämmelser skulle inte ge så stor effekt eftersom så gott som alla behållare i landet redan har någon form av täckning.

Ett naturligt första steg är att det även för behållare för rötrest ska finnas krav på täckning (och eventuellt även för behållare för andra flytande organiska gödselmedel med högt pH och ammoniumkväveinnehåll där det finns risk för betydande ammoniakavgång). Kravet bör avse täckning som är effektivare än svämtäcke och det bör gälla i hela landet. Rötrestbehållare har i dag inget generellt krav på täckning. Merparten bedöms redan i dag vara försedda med en effektivare täckning än svämtäcke, till exempel spänntak, och volymerna är fortfarande förhållandevis små. Därför kan man inte räkna med någon utsläppsminskning av denna åtgärd. Dock är det viktigt att den genomförs för att undvika framtida utsläppsökningar när biogasframställningen ökar i omfattning.

Vill man gå lite längre kan det vara aktuellt att ställa krav på effektivare täckning än svämtäcke även för urinbehållare. Kravet bör gälla i det område där det nu finns krav på täckning av urinbehållare (alla län i Götaland och i delar av Svealand). I Svealand stämmer detta område i stort, men inte helt, överens med de nitratkänsliga områdena. En samordning av områdena skulle kunna göras i samband med att bestämmelserna ändras. Ammoniakavgången skulle enligt ovan kunna minska med ca 700 ton. Den

årliga merkostnaden jämfört med svämtäcke blir mellan 3 och 10 miljoner kronor beroende på vilken teknik som används. Kostnaden per kg ammoniumkväve uppgår till mellan 5 och 17 kronor.

Kravet för urin- och rötrestbehållare på effektivare täcke än svämtäcke bör utformas som ett funktionskrav, dvs. vilken minsta procentuell reduktion av ammoniakavgången som ska uppnås, istället för att specificera exakt vilka tekniska lösningar som ska användas.

2.3 Åtgärder vid spridning av stallgödsel

2.3.1 Spridning av stallgödsel med teknik som minskar ammoniakavgången

2.3.1.1 Beskrivning av åtgärden

Ammoniakavgången i samband med spridning kan minskas genom val av lämplig teknik och tidpunkt i relation till gröda och väderlek. I viss mån går det också att påverka gödselns egenskaper genom till exempel utspädning eller surgörning (se avsnitt 2.2.3). I tabell 9 visas några exempel på åtgärder för att minska ammoniakavgången vid spridning. Den ammoniakreducerande effekten kan variera kraftigt beroende på gröda och tidpunkt.

Tabell 9. Åtgärder för att minska ammoniakavgången vid spridning och deras ammoniakreducerande effekt.

Åtgärd	Ammoniakreducerande effekt, procent	Kommentarer
Bandspridning (släpslang)	0-65	Bäst effekt i växande stråsäd och på stubb
Släpfoot	25-95	Säljs ännu ej i Sverige
Ytmyllning, 2 V-ställda skivor	55-95	Sämre effekt kan erhållas om marken är hård, till exempel vid spridning till vall på lerjord efter förstaskörd Risk för ökade lustgasutsläpp
Snabb nedbrukning	50-95	
Nedbrukning efter 4 timmar	25-75	

2.3.1.1.1 Bandspridning

Bandspridning innebär att gödseln placeras i strängar på marken med 20-40 cm mellanrum. Spridningen sker med hjälp av en släpslangsramp som kan vara monterad bak på

gödseltunnan eller direkt på traktorn om man använder matarslangsystem. Arbetsbredden är vanligtvis 12 m men kan ibland vara större (upp till 24 m).

Bandspridning gör störst nytta för att minska ammoniakavgången i växande gröda och på stubb (se tabell 9 ovan). Skillnaden mellan band- och bredspridning är större ju kraftigare grödan eller stubben är. På öppen jord blir den totala ammoniakavgången i stort sett lika stor om gödseln inte brukas ned. Dock sker avgången långsammare efter bandspridning, vilket gör att förlusterna kan reduceras effektivare genom en efterföljande nedbrukning.

Lustgasutsläppen tycks under vissa förhållanden kunna öka vid bandspridning. Troligen sker det främst när marken är så fuktig att det uppstår "halvanaeroba" förhållanden kring gödselsträngen. I ett ännu ej publicerat försök vid JTI jämfördes lustgasavgången vid spridning av svinflytgödsel i vårbruk respektive höstbruk med olika tekniker. Vid bandspridning i vårbruk förlorades 1,57 kg kväve per hektar (1,35 procent av totalkvävet) som lustgas medan motsvarande förlust vid bandspridning + nedharvning bara blev 0,56 kg per hektar (0,46 procent av tillfört kväve). Tydliga "emissionspeakar" uppstod efter regn och dessa var större efter bandspridning än efter bandspridning + nedharvning. Vid spridning i höstbruk fanns inte motsvarande skillnad mellan teknikerna. Då uppgick kväveförlusterna via lustgasemissioner till 1,36 respektive 1,63 kg per hektar, vilket motsvarar 0,77 respektive 0,97 procent av tillfört kväve (Rodhe, opubl.).

2.3.1.1.2 Spridning med myllningsaggregat

Myllningsaggregat placerar gödseln direkt i jorden vid spridning. Beroende på arbetsdjup skiljer man mellan *djupmyllning* och *ytmyllning*. Inom kategorin ytmyllning skiljer man mellan *täckt* och *öppen ytmyllning* beroende på arbetssättet. De flesta ytmyllare som används i Sverige i dag arbetar enligt principen öppen ytmyllning. Forskare vid JTI har dock under senare år utvecklat en ny billtyp som ger täckt ytmyllning, en s.k. tubulerarbill. Täckt ytmyllning reducerar ammoniakavgången betydligt bättre än öppen ytmyllning.

Bild 6 visar tre olika typer av ytmyllningsaggregat.

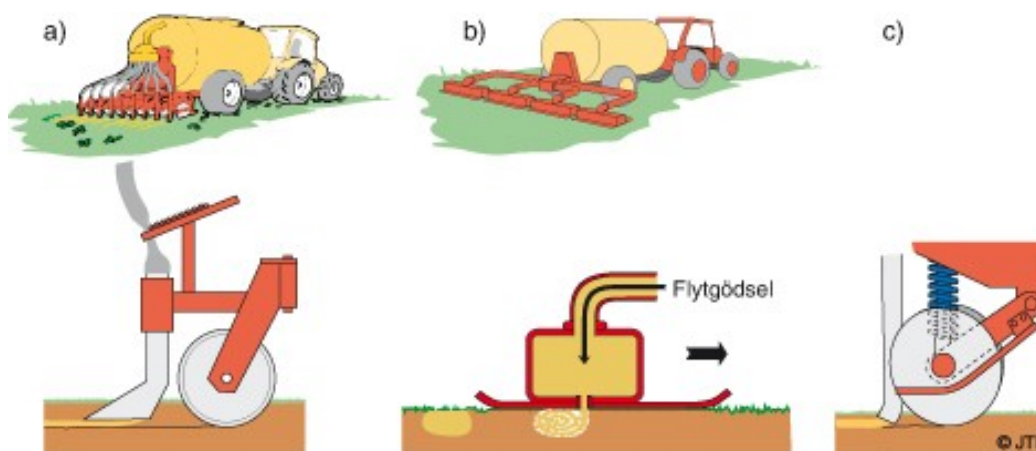


Bild 6. Olika typer av ytmyllningsaggregat. a) Gödselstråle med högt tryck (DGI), b) Öppen ytmyllning med en v-formad skivbill och c) Öppen ytmyllning med två vinkelställda skivor. Källa: JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.

Det finns också myllningsaggregat som bara är avsedda att köras i stubb eller på öppen jord, s.k. *svartjordsmyllare*. Svartjordsmyllarna består ofta av en kultivator, harv eller liknande där man monterat på en gödselördelare och ett antal utlopp eller gödselbilar. Fördelen jämfört med att bruka ned gödseln i ett separat moment är att gödsel och jord blandas omedelbart. Ammoniakavgången blir därmed nära noll. Till nackdelarna hör att man måste investera i en speciell maskin, vilket ökar kostnaderna.

Ytmyllningstekniken är i första hand aktuell vid spridning på vall. Förutom minskad ammoniakavgång innebär en väl fungerande ytmyllning mindre lukt och bättre förutsättningar för en god hygienisk kvalitet på fodret (mindre risk för feljäst ensilage). Till nackdelarna hör hög investeringskostnad, begränsad arbetsbredd och större dragkraftsbehov och dieselförbrukning.

Försök som gjorts med spridning av flytgödsel på vall under svenska förhållanden visar på varierande resultat när det gäller att minska ammoniakavgången. Många gånger har aggregaten svårt att tränga ned i marken om jorden är hård, exempelvis efter förstaskörd på en lerjord. Det gäller även den s.k. DGI-spridaren (bild 6a). Hur mycket ammoniakavgången minskar beror på hur väl maskinen lyckas få ned gödseln i marken. I vanliga fall kan den dock minska till nära hälften av de förluster som sker vid bandspridning. Med den vid JTI utvecklade tubulerarbilen blev förlusterna mycket små, endast 1-2 procent av utspridd mängd ammoniumkväve.

Myllning har också visat sig öka risken för lustgasavgång från marken efter spridning. I svenska försök med ytmyllning av nötflytgödsel på vall (Rodhe & Pell, 2005) förlorades 0,75 kg kväve per hektar som lustgas vid täckt ytmyllning med tubulerarbill jämfört med 0,20 kg kväve per hektar vid bandspridning med släpslang. Samtidigt var ammoniakavgången vid ytmyllning obetydlig (ej detekterbar) medan den vid bandspridning uppgick till 13 kg kväve per hektar. Utifrån dessa resultat kan man göra följande räkneexempel med summering av direkta och indirekta växthusgasutsläpp:

	Växthusgasutsläpp, kg CO ₂ -ekvivalenter per ha	
	Bandspridning	Ytmyllning
Direkta lustgas-emissioner	$0,20 \times 44/28 \times 298 = 94$	$0,75 \times 44/28 \times 298 = 351$
Indirekta lustgas-emissioner	$13 \times 0,01 \times 44/28 \times 298 = 61$	0
Framställning av mineralkväve för att ersätta förlorat kväve (BAT)	$13,2 \times 2,8 = 37$	$0,75 \times 2,8 = 2$
Summa	192	353

Därtill kommer att dragkraftsbehov och dieselförbrukning är större vid myllning än vid bandspridning, vilket också belastar denna teknik ur växthusgassynpunkt.

Svensson & Lindén (1998) redovisar resultat från försök på Mellby i Halland där man mätte såväl lustgasavgång som ammoniakavgång och kväveutlakning efter spridning av svinflytgödsel med olika tekniker i vår- och höstbruk. I försöken jämfördes öppen och

täckt ytmullning samt bandspridning med och utan omedelbar nedharvning. Det unika med dessa försök är att man mätt alla tre typerna av förluster samt kärnskörd i samma försök. Resultaten visade att:

- Utlakningsförlusterna var betydligt större på hösten än på våren. På hösten förlorades 80-90 kg kväve per hektar via utlakning medan motsvarande siffror på våren uppgick till 50-60 kg kväve per hektar.
- Ammoniakavgången var betydligt högre efter bandspridning än efter myllning eller omedelbar nedharvning. Vid bandspridning avgick ca 15 kg ammoniumkväve per hektar som ammoniak medan förlusterna med täckt ytmullning bara blev ca 1 kg per hektar.
- Emissionerna av lustgas uppmättes till 0,2-1,4 kg kväve per hektar. Lustgasavgången var tre gånger högre på hösten än på våren (troligen pga. blötare markförhållanden) och högre efter myllning än efter bandspridning.
- De totala kväveförlusterna var högst på hösten. Då förlorades 43-53 procent av tillfört ammoniumkväve, vilket kan jämföras med 18-38 procent på våren.

2.3.1.1.3 Spridning med släpfotsramp

Ett mellanting mellan bandspridning och ytmullning är den s.k. släpfotsrampen. När markytan är hård, exempelvis vid spridning på vall efter förstaskörd, läggs gödseln i en sträng under vegetationen direkt på marken. Vid spridning på öppen jord eller i växande stråsådd myllas gödseln till 3-4 cm djup.

2.3.1.2 Potential

2.3.1.2.1 Bandspridning

Bandspridning har under de senaste tio åren blivit allt vanligare i Sverige. 2007 spreds enligt Statistiska centralbyrån (2008) 41 procent av all flytgödsel och 24 procent av urinen med släpplångsramp (tabell 10). I Götalands södra slättbygder var andelen flytgödsel som bandspreds hela 77 procent.

Tabell 10. Fördelning mellan olika spridningstekniker för flytgödsel och urin 2007. Källa: Statistiska centralbyrån (2008)

Gödselslag	Andel gödsel som sprids med olika spridningstekniker, procent			
	Bredspridning	Bandspridning	Myllningsaggregat	Annan metod
Flytgödsel	54	41	4	1
Urin	69	24	1	6

Teoretiskt skulle merparten av all flytgödsel och urin kunna spridas med bandspridningsteknik, men tekniken har vissa begränsningar när det gäller tjock gödsel och gödsel som innehåller fasta föroreningar (långhalm, sten, träbitar, balsnören,

hönsfjädrar med mera) Dessutom passar den mindre bra på små fält med dålig arrondering eftersom dubbelspridning och/eller mistor då är oundvikliga.

Ammoniakförlusterna i samband med spridning av flytgödsel och urin från nöt och svin uppgår enligt beräkningen i avsnitt 2.2.3.2 till 9 840 ton varav 8 690 ton kan hänföras till flytgödsel och 1 150 ton till urin. Denna emission är ett resultat av den fördelning mellan olika spridningstekniker som redovisas i tabell 10 ovan. Om vi utgår från att bandspridning i genomsnitt reducerar ammoniakavgången med 30 procent, myllning med 75 procent och ”annan teknik” med 50 procent kan ammoniakavgången vid enbart bredspridning beräknas ur följande samband:

$$\text{Flytgödsel: } 8\,690 = A_{0\text{FS}} \times (0,54 + 0,41 \times 0,7 + 0,04 \times 0,25 + 0,01 \times 0,5) \Rightarrow A_{0\text{FS}} = 10\,320 \text{ ton}$$

$$\text{Urin: } 1\,150 = A_{0\text{US}} \times (0,69 + 0,24 \times 0,7 + 0,01 \times 0,25 + 0,06 \times 0,5) \Rightarrow A_{0\text{US}} = 1\,290 \text{ ton}$$

Om all flytgödsel och urin som i dag bredsprids skulle bandspridas kan man vänta sig följande ammoniakavgång:

$$\text{Flytgödsel: } 10\,320 \times (0,95 \times 0,7 + 0,04 \times 0,25 + 0,01 \times 0,5) = 7\,020 \text{ ton}$$

$$\text{Urin: } 1\,290 \times (0,93 \times 0,7 + 0,01 \times 0,25 + 0,06 \times 0,5) = 880 \text{ ton}$$

Totalt skulle alltså ammoniakavgången från spridning av flytgödsel och urin kunna minskas med uppskattningsvis 1 940 ton med denna åtgärd.

En praktiskt realiserbar potential till 2016 skulle kunna vara att 50 procent av all flytgödsel och urin då sprids med bandspridningsteknik. Med motsvarande beräkningssätt skulle ammoniakavgången då kunna minska till $10\,320 \times (0,45 + 0,50 \times 0,7 + 0,04 \times 0,25 + 0,01 \times 0,5) = 8\,385$ ton från flytgödsel och $1\,290 \times (0,43 + 0,50 \times 0,7 + 0,01 \times 0,25 + 0,06 \times 0,5) = 1\,050$ ton från urin, alltså en minskning med drygt 400 ton jämfört med dagens utsläppsnivå.

2.3.1.2.2 Spridning med myllningsaggregat

Spridning av flytgödsel med myllningsaggregat är inte så vanligt i Sverige, Det kan bero på att tekniken är förhållandevis dyr och att den inte passar under alla förhållanden (till exempel på moränjordar med mycket sten, i starkt sluttande eller kuperad terräng och på hårda lerjordar där billarna ofta har svårt att tränga ner i marken). Stor investeringskostnad gör också att man måste köra ut stora mängder gödsel per år för att kostnaden per ton ska bli rimlig. I Sverige spreds 2007 4 procent av flytgödseln och 1 procent av urinen med myllningsteknik. Användningen har ökat de senaste åren – så sent som 2003 spreds bara 1 procent av flytgödseln med myllningsaggregat. I Holland myllas så gott som all flytgödsel.

Vad gäller gödselns egenskaper har myllningstekniken i stort sett samma begränsningar som bandspridning, dvs. det kan bli problem om gödseln är för tjock eller innehåller fasta föroreningar.

Den praktiskt realiserbara potentialen till 2016 beror på vilket eller vilka styrmedel man väljer. Utan styrmedel är det inte troligt att andelen flytgödsel som sprids med myllningsaggregat blir högre än 5-8 procent till 2016.

Om all flytgödsel och urin i landet sprids med ytmyllningsteknik (vilket knappast är realistiskt) skulle ammoniakavgången med motsvarande beräkningssätt som i avsnittet om bandspridning kunna minskas till:

Flytgödsel: $10\,320 \times 0,25 = 2\,580$ ton

Urin: $1\,290 \times 0,25 = 320$ ton

Totalt innebär det en utsläppsminskning med 6 940 ton jämfört med dagens situation.

Mer realistiskt är kanske att andelen flytgödsel och urin som myllas skulle kunna öka till 6 procent, vilket tillsammans med en bandspridningsandel på 50 procent skulle resultera i följande ammoniakavgång:

Flytgödsel: $10\,320 \times (0,43 + 0,50 \times 0,7 + 0,06 \times 0,25 + 0,01 \times 0,5) = 8\,250$ ton

Urin: $1\,290 \times (0,38 + 0,50 \times 0,7 + 0,06 \times 0,25 + 0,06 \times 0,5) = 1\,000$ ton

Jämfört med dagens situation innebär det att ammoniakutsläppen vid spridning skulle minska med 590 ton.

2.3.1.2.3 Spridning med släpfotsramp

Släpfotsrampar är vanliga i till exempel Holland men säljs ännu inte i Sverige. Principiellt är det dock inget som hindrar att tekniken skulle kunna användas även här.

2.3.1.3 Styrmedel

I Skåne, Halland och Blekinge finns det lagkrav på att spridning av flytgödsel i växande gröda ska ske med teknik som begränsar ammoniakavgången. "Godkända" metoder är till exempel bandspridning, myllning, utspädning med minst 50 procent vatten eller bevattning motsvarande minst 10 mm nederbörd efter spridning.

2.3.1.4 Kostnader

2.3.1.4.1 Bandspridning

En 12 m släpslangsramp kostar ca 200 000 kronor i inköp. Kostnaden per ton spridd gödsel beror på hur stora gödselvolymerna som hanteras årligen. Med 12 års avskrivningstid och en årlig användningstid på 200 timmar ligger timkostnaden enligt STANK in MINDs maskindatabas (2009) på 178 kronor. Maskinstationstaxan för spridning av flytgödsel inkluderar i dag ofta spridning med släpslangsramp, men skulle man räkna separat på merkostnaden för bandspridning torde den ligga i storleksordningen 3-4 kronor per m³.

Kostnaden per kg sparad kväve kan variera kraftigt beroende på förutsättningarna, bland annat hur mycket, med vilken typ av gödsel och i vilka grödor maskinen körs. Både timkostnaden, ammoniakavgångens storlek och hur stor procentuell reduktion som kan uppnås med hjälp av bandspridningen påverkas av dessa faktorer. Om vi antar att maskinen är väl utnyttjad och bandspridningen i snitt minskar ammoniakavgången med 0,3 kg kväve per ton gödsel skulle kostnaden per kg sparad kväve bli 9-13 kronor. Har man en egen spridare som inte används till så stora gödselvolymer årligen kan det bli betydligt dyrare. På en gård med 120 kor som hanterar 2 600 m³ flytgödsel per år och där man väljer att skaffa en egen släpslangsramp blir till exempel kostnaden närmare 26 kronor per kg sparad kväve.

2.3.1.4.2 Spridning med ytmyllningsaggregat

Ett ytmyllningsaggregat med skivbillar och 6 m arbetsbredd kostar ca 360 000 kronor i inköp. Med 8 m arbetsbredd blir priset 400 000 kronor. Kostnaden per ton spridd gödsel beror på hur stora gödselvolymer som hanteras årligen. Timkostnaden vid 150 timmars årlig användning hamnar enligt STANK in MINDs maskindatabas på 352 respektive 390 kronor. Om man anlitar en maskinstation brukar merkostnaden för ytmyllning ligga på 7-8 kronor per m³.

Ytmyllningsaggregaten har sitt främsta användningsområde vid spridning på vall. Om vi antar att maskinen är väl utnyttjad, ammoniakavgången vid bredspridning motsvarar 1 kg kväve per ton och ytmyllningsaggregatet reducerar förlusterna med 75 procent skulle kostnaden per kg sparad kväve uppgå till 10-11 kronor. Om reduktionsgraden bara är 50 procent, vilket inte är helt ovanligt vid öppen ytmyllning på hårda lerjordar sommartid, ökar kostnaden per kg sparad kväve till 14-16 kronor. Om maskinen inte används till så stora gödselvolymer kan det bli avsevärt dyrare. På en gård med 120 kor som hanterar 2 600 m³ flytgödsel per år och där man väljer att skaffa ett eget ytmyllningsaggregat blir till exempel kostnaden 31 kronor per kg sparad kväve.

2.3.1.4.3 Spridning med släpfotsramp

Eftersom släpfotsramp inte säljs i Sverige är det svårt att få fram exakta prisuppgifter. Erfarenheter från andra länder visar dock att inköpspriset ofta ligger någonstans mitt emellan priset för en släpslangsramp och ett ytmyllningsaggregat. En kvalificerad skattning är därför att en släpfotsramp med 9 m arbetsbredd skulle kosta ca 300 000 kronor i inköp. Kostnaden per ton spridd gödsel beror även här på hur stora gödselvolymer som hanteras årligen.

2.3.1.5 Tillämpbarhet vid konventionell och ekologisk produktion

Det finns inga skillnader mellan konventionell och ekologisk produktion när det gäller möjligheterna att sprida stallgödsel med teknik som begränsar ammoniakavgången. Incitamentet för att hushålla väl med kvävet är dock större inom den ekologiska produktionen eftersom det kostar mer att köpa in ersättningsgödselmedel.

Storleksfördelarna är däremot betydande. Man behöver komma upp i stora gödselvolymer för att investeringen i en släpslangsramp eller ett ytmyllningsaggregat

ska vara lönsam. Att anlita en maskinstation, granne eller maskinring är som regel det ekonomiskt bästa alternativet för mindre och medelstora gårdar.

2.3.1.6 Inverkan på andra miljömål?

Bedömningen av hur spridning av stallgödsel med teknik som minskar ammoniakavgången inverkar på andra miljömål blir något olika beroende på vilket alternativ som väljs.

Bandspridning och spridning med släpfotsramp är positivt med hänsyn till miljömålen *Frisk luft*, *Bara naturlig försurning*, *Ingen övergödning* och *Grundvatten av god kvalitet* men mer tveksamt med hänsyn till *Begränsad klimatpåverkan*. Åtgärden innebär minskad ammoniakavgång (åtminstone i vissa fall) och bättre möjligheter att fördela gödseln jämnt i sidled, vilket ger förutsättningar för ett bättre kväveutnyttjande och minskat kväveläckage. Under vissa förhållanden tycks dock bandspridning kunna ge ökad lustgasavgång.

Ytmyllning är positivt med hänsyn till miljömålen *Frisk luft*, *Bara naturlig försurning*, *Ingen övergödning*, *Grundvatten av god kvalitet* och *God bebyggd miljö*, men negativt från klimatsynpunkt. Åtgärden innebär minskad ammoniakavgång, minskad risk för fosforförluster via ytavrinning och bättre möjligheter att fördela gödseln jämnt i sidled, vilket ger förutsättningar för bättre växtnärsutnyttjande och minskat växtnärs-läckage. Mindre lukt i samband med spridning är en annan positiv effekt som kan vara särskilt värdefull i anslutning till bebyggd miljö. Risk för ökad lustgasavgång, större dragkraftsbehov och dieselförbrukning samt att det är en tung maskin med begränsad arbetsbredd (= risk för ökad markpackning) talar dock emot metoden med hänsyn till klimatet.

På övriga miljömål bedöms spridning av stallgödsel med teknik som minskar ammoniakavgången inte ha någon inverkan.

2.3.1.7 Förslag

Bandspridningstekniken är inte tillämpbar under alla förhållanden med hänsyn till arrondering och lutning. Tillämpningen av bandspridningsteknik vid spridning av gödsel bedöms sakta men säkert fortsätta att öka även utan nya styrmedel. Därmed behöver det inte införas krav i fler områden på användning av tekniken.

I det område där det redan finns lagkrav på att sprida flytgödsel i växande gröda med viss teknik föreslås att det kravet även ska gälla vid spridning av urin i växande gröda. Det rör sig dock om relativt begränsade mängder urin och ammoniakavgången skulle bar minska med ca 50 ton. Den årliga merkostnaden beräknas till mellan 140 000 och 560 000 kronor beroende på i vilken omfattning spridningstekniken kan utnyttjas. Kostnaden per kg ammoniumkväve blir 3-14 kronor.

Kravet bör även gälla vid spridning av rötrest i växande gröda i Skåne, Blekinge och Hallands län.

2.3.2 Snabb nedbrukning av stallgödsel efter spridning

2.3.2.1 Beskrivning av åtgärden

Resultat från svenska och utländska försök visar att myllning eller snabb nedbrukning är de klart effektivaste sätten att minska ammoniakavgången i samband med spridning. Med dessa åtgärder kan ammoniakförlusterna sänkas med över 90 procent jämfört med bredspridning utan ytterligare åtgärd. En grund bearbetning, till exempel harvning, är fullt tillräcklig förutsatt att gödsel och jord blandas ordentligt. Det viktiga är att åstadkomma god kontakt mellan gödsel och jord. Ammoniakförlusterna är som störst direkt efter spridning. Därför är det viktigt att gödseln brukas ner snabbt.

Till skillnad från ytmyllning har snabb nedbrukning där gödsel och jord blandas om väl inte visat sig ha några negativa miljökonsekvenser i form av ökade lustgasutsläpp (se tidigare redovisade resultat under avsnitt 2.3.1.1.2).

2.3.2.2 Potential

Tabell 11 visar hur snabbt och i vilken utsträckning olika gödselslag myllades eller brukades ner i landet som helhet 2007.

**Tabell 11. Myllnings- eller nedbrukningstidpunkter för olika gödselslag 2007.
Källa: SCB (2008)**

Gödselslag	Andel som myllades eller brukades ner inom respektive tidsintervall, procent				
	Omedelbart	Inom 4 tim	Inom 5-24 tim	Efter >24 tim eller inte alls	
				Osådd mark	Växande gröda
Flytgödsel	12	6	5	9	68
Fastgödsel	22	14	11	18	35
Urin	5	0	0	10	84

Teoretiskt är det naturligtvis möjligt att mylla eller bruka ner all gödsel som sprids på osådd mark omedelbart eller i varje fall mycket snabbt, men i praktiken är det inte fullt så enkelt. Hindren som finns är snarast av praktisk eller logistisk natur. Ska man utföra arbetet själv innebär det ett sämre utnyttjande av maskinerna eller den egna arbetstiden pga. att man ideligen måste växla mellan olika arbetsmoment. Är man två uppstår ofta väntetid för det ena ekipaget. Vid nedbrukning med harv uppstår som regel väntetid för harvekipaget eftersom spridarens kapacitet är lägre. Vid nedplöjning hinner den som plöjer inte med i samma takt som spridar ekipaget, vilket antingen innebär att spridar ekipaget får vänta eller att tiden mellan spridning och nedbrukning förlängs. Samarbete med en maskinstation eller en annan lantbrukare i trakten underlättar ofta arbetet samtidigt som tiden då gödseln ligger oskyddad på marken kan minimeras.

Potential för att minska ammoniakavgången genom snabb nedbrukning finns i huvudsak på två områden;

- a) bruka ned den gödsel som i dag sprids på osådd mark utan nedbrukning,
- b) snabbare nedbrukning av den gödsel som redan i dag brukas ned, men inom längre tid än 4 timmar

Gödsel som sprids i växande gröda kan i de flesta fall inte brukas ned, men man kan tänka sig lösningar där flytgödsel, urin eller rötrest bandsprids med släpslangsramp i växande stråsäd följt av en körning med ogräsharv. Detta kan ge synergieffekter i form av både bättre kväveutnyttjande och minskat behov av kemisk ogräsbekämpning.

Effekten av snabb nedbrukning varierar beroende på gödselslag, spridningstidpunkt och spridningsteknik. Utifrån de emissionsfaktorer för olika spridningssituationer som redovisas av Karlsson & Rodhe (2002) kan man dock i grova drag säga att ammoniakavgången jämfört med en situation där gödseln inte brukas ner alls minskar på följande sätt:

Omedelbar nedbrukning: 90 procent för flytgödsel, 70 procent för fastgödsel, 65 procent för urin

Nedbrukning inom 4 timmar: 75 procent för flytgödsel, 50 procent för fastgödsel, 45 procent för urin

Nedbrukning inom 5-24 timmar: 65 procent för flytgödsel, 30 procent för fastgödsel, 25 procent för urin

Den totala ammoniakavgången vid spridning (15 040 ton) är ett resultat av den fördelning mellan olika nedbrukningstidpunkter som redovisas i tabell 11. Enligt skattningen i avsnittet "Surgörning av flytgödsel" bedöms ca 8 690 ton av spridningsförlusterna häröra från flytgödsel och 1 150 ton från urin. Resten, 5 200 ton, torde alltså komma från fastklet och djupströgödsel.

Vad ammoniakavgången skulle ha varit om ingen nedbrukning hade skett alls kan beräknas ur följande samband:

Flytgödsel: $8\,690 = A_{0S\text{ Flyt}} \times (0,12 \times 0,1 + 0,06 \times 0,25 + 0,05 \times 0,35 + 0,01 \times 0,65 + 0,77) \Rightarrow A_{0S\text{ Flyt}} = 10\,580\text{ ton}$

Fastgödsel: $5\,200 = A_{0S\text{ Fast}} \times (0,22 \times 0,3 + 0,14 \times 0,50 + 0,11 \times 0,7 + 0,53) \Rightarrow A_{0S\text{ Fast}} = 7\,000\text{ ton}$

Urin: $1\,150 = A_{0S\text{ Urin}} \times (0,05 \times 0,35 + 0,01 \times 0,65 + 0,94) \Rightarrow A_{0S\text{ Urin}} = 1\,190\text{ ton}$

Om all stallgödsel och urin som i dag sprids på osådd mark och inte myllas eller brukas ner omedelbart skulle brukas ner inom 4 timmar skulle ammoniakavgången bli:

Flytgödsel: $10\,580 \times (0,12 \times 0,1 + 0,20 \times 0,25 + 0,68) = 7\,850\text{ ton}$

Fastgödsel: $7\,000 \times (0,22 \times 0,3 + 0,43 \times 0,5 + 0,35) = 4\,420\text{ ton}$

Urin: $1\,190 \times (0,05 \times 0,35 + 0,11 \times 0,55 + 0,84) = 1\,090$ ton

Totalt innebär det alltså en potentiell minskning med 1 680 ton om krav på nedbrukning inom 4 timmar vid spridning på obevuxen mark skulle införas i hela landet. Om denna regel införs bara i Götaland kan ammoniakavgången väntas minska med 72 procent av denna mängd eller 1 210 ton, omfattar den även Svealands slättbygder blir minskningen 1 400 ton.

Sätter man i stället kravet att gödseln ska myllas samma dag skulle ammoniakavgången bli:

Flytgödsel: $10\,580 \times (0,12 \times 0,1 + 0,06 \times 0,25 + 0,14 \times 0,35 + 0,68) = 8\,100$ ton

Fastgödsel: $7\,000 \times (0,22 \times 0,3 + 0,14 \times 0,5 + 0,29 \times 0,7 + 0,35) = 4\,820$ ton

Urin: $1\,190 \times (0,05 \times 0,35 + 0,11 \times 0,75 + 0,84) = 1\,120$ ton

Jämfört med dagens situation innebär det en utsläppsminskning med 1 000 ton om regeln införs i hela landet. Införs den bara i Götaland och Svealands slättbygder kan minskningen väntas bli ca 830 ton.

2.3.2.3 *Styrmedel*

I Skåne, Halland och Blekinge finns det lagkrav på att stallgödsel som sprids på obevuxen mark ska myllas eller brukas ner inom 4 timmar.

2.3.2.4 *Kostnader*

I de fall nedbrukning är möjlig är det ofta den i särklass kostnadseffektivaste metoden. Redskapen finns oftast redan på gården – det man behöver göra är att organisera arbetet på rätt sätt. Förutsatt att jordbearbetningen ändå ska utföras är merkostnaden i huvudsak relaterad till ställtid och väntetid för förare och maskiner som uppkommer i och med att nedbrukningen ska ske snabbt. En läglighetskomponent kan också ingå om nedbrukningen innebär att sådd eller andra viktiga arbeten försenas. På plussidan i kalkylen står värdet av sparad kväve.

Kostnaden för snabb nedbrukning är inte storleksberoende i samma utsträckning som för bandspridning eller ytmyllning. För flytgödsel ligger kostnaden per kg sparad kväve ofta i intervallet 3-5 kronor medan det är något dyrare för urin, ca 6-8 kronor. Skillnaden hänger samman med att urinen är mer lättflytande och tränger ner i jorden förhållandevis snabbt även om man inte brukar ner den. De angivna kostnaderna förutsätter att jordbearbetningsmomentet ska utföras ändå och nedbrukningen således inte innebär någon extra körning.

2.3.2.5 *Tillämpbarhet vid konventionell och ekologisk produktion*

Det finns inga skillnader mellan konventionella och ekologiska lantbrukare när det gäller möjligheterna att bruka ner stallgödsel snabbt efter spridning. Incitamentet för att

hushålla väl med kvävet är dock större inom den ekologiska produktionen eftersom det kostar mer att köpa in ersättningsgödselmedel.

2.3.2.6 Inverkan på andra miljömål?

Snabb nedbrukning av stallgödsel efter spridning är positivt med hänsyn till miljömålen *Begränsad klimatpåverkan, Frisk luft, Bara naturlig försurning, Ingen övergödning, Grundvatten av god kvalitet* och *God bebyggd miljö*. Åtgärden innebär minskad ammoniakavgång och bättre kväveutnyttjande, vilket minskar behovet av mineralgödsel och samtidigt minskad risk för fosforförluster via ytavrinning och makroporflöde. Mindre lukt efter spridning är en annan positiv effekt som kan vara särskilt värdefull i anslutning till bebyggd miljö.

På övriga miljömål bedöms snabb nedbrukning av stallgödsel efter spridning inte ha någon inverkan.

2.3.2.7 Förslag

I det område (Skåne, Hallands och Blekinge län) där det finns krav på att stallgödsel som sprids på obevuxen mark ska myllas eller brukas ner inom 4 timmar, bör kravet även kräva gälla vid spridning av rötrest.

Ett krav på nedbrukning av stallgödsel och rötrest samma dag vid spridning på obevuxen mark bör införas i ett område utanför Skåne, Blekinge och Hallands län. Kravet bör gälla i Götaland och delar av Svealand. Området kan förslagsvis avgränsas till det område där det finns krav på täckning av flytgödsel- och urinbehållare eller till resten av det nitratkänsliga området (hela det nitratkänsliga området med undantag för Skåne, Blekinge och Hallands län). Ammoniakavgången skulle kunna minska med ca 800 ton. Den årliga kostnaden beräknas till ca 2,4 miljoner kronor. Beräkningen förutsätter att jordbearbetningsmomentet kan göras med befintliga redskap. Kostnaden per kg ammoniumkväve blir 4 kronor.

Förslaget syftar också till att minska risken för fosforförluster. Fortsatt rådgivning kring vikten av att bruka ner stallgödsel snabbt är givetvis relevant i hela landet.

2.4 Forskningsbehov – ammoniakavgång

Inom flera områden finns inte tillräcklig kunskap för att förbättringsåtgärder ska kunna föreslås. Forskningsprogram behövs i vilka både växtnäring och klimat studeras, exempelvis intensitetsförsök med utlakningsmätningar kombinerat med mätningar av lustgas- och ammoniakavgång och studier av näringsläckage vid odling av olika energigrödor. Mer specifika forskningsområden som bedömts vara extra viktiga listats nedan.

När produktionen av biogas ökar behövs mer kunskap om ammoniakavgång från rötrest, både vid lagring och i samband med spridning. Rötresten kan surgöras genom tillsats av syra efter röttningsprocessen, men en studie behöver göras av huruvida detta

kan öka risken för försurning av den mark där rötresten sedan sprids. Vidare behövs mer kunskap om åtgärder för att minska ammoniakförluster från stallar.

3 Åtgärder som huvudsakligen påverkar utsläpp av växthusgaser

Utsläppen från jordbruket skiljer sig från samhällets övriga utsläpp genom att de har ett biologiskt ursprung. Därigenom påverkas de i större utsträckning av faktorer som inte kan kontrolleras och de är också behäftade med stora osäkerheter. Att utsläppen är osäkra och svårkontrollerade betyder inte att det är mindre viktigt att försöka minska dem, men det gör det svårt att beräkna effekten av de åtgärder som genomförs och det gör även kostnadseffektiviteten svårbedömd. Undantaget är jordbrukets användning av fossila bränslen som inte skiljer sig från användningen i andra sektorer.

Sveriges utsläpp av växthusgaser utgörs till 79 procent av koldioxid, 11 procent av lustgas, 8 procent av metan och 2 procent av fluorerade gaser om alla växthusgaser räknas om till koldioxidekvivalenter. Inom Sveriges jordbruk är fördelningen annorlunda, och 40 procent utgörs av lustgas och 30 procent av metan och till 30 procent av koldioxid. Utsläppen av lustgas härstammar från tillförsel och cirkulation av kväve från foder och gödningsmedel. Metan kommer främst från idisslarnas matsmältning och till en del från hantering av stallgödsel. Koldioxid frigörs dels vid odling av mullrika marker, som tidigare varit våtmarker eller sjöar, och vid användning av fossila bränslen som drivmedel och för uppvärmning.

Jordbrukets andel av de svenska utsläppen av växthusgaser är ca 18 procent eller ca 12 miljoner ton koldioxidekvivalenter (Naturvårdsverket, 2009c). Detta inkluderar både de utsläpp som rapporteras i jordbrukssektorn i den nationella utsläppsrapporteringen samt jordbrukets energianvändning och utsläpp och upptag i markanvändningssektorn. Utsläpp som orsakas i andra länder vid produktionen av insatsvaror till det svenska jordbruket inkluderas inte. Dessa står för sammanlagt ca 1,5 ton koldioxidekvivalenter (0,5 miljoner ton från foder och 1 miljon ton från mineralgödsel).

Genomgången av åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser från jordbruket innehåller åtgärder som både påverkar utsläpp som redovisas i jordbruket och utsläpp som redovisas i andra samhällssektorer. Den innehåller även åtgärder som syftar till att den svenska produktionen ska använda insatsvaror med lägre klimatpåverkan. Eftersom dessa insatsvaror produceras utanför Sverige så kommer eventuella utsläppsminskningar inte att synas i den svenska utsläppsstatistiken och det är också osäkert hur produktionen av dessa insatsvaror i andra länder påverkas.

3.1 Beslutade förändringar och förväntad utveckling

3.1.1 Förändringar i landsbygdsprogrammet fr.o.m. 2010

Jordbruksverket har framhållit att behovet av förstärkning inom områdena klimat och förnybar energi handlar om många olika åtgärder i jordbruket och på landsbygden i övrigt, exempelvis odling av protein- och energigrödor, miljöteknik, nya logistiklösningar, projektering av vindkraftverk, klimatsmart mat, ekoturism, lokala servicelösningar, hållbar byutveckling osv. (Jordbruksverket, 2009a). Avsikten med de förstärkta budgeterna enligt nedan är just att underlätta för alla sådana åtgärder att komma igång i alla delar av landet.

EU har beslutat att flytta över pengar från gårdsstödet till utveckling av landsbygden. Under åren 2010-2013 har man enats om att prioritera sex särskilt utvalda områden, de s.k. nya utmaningarna. Bland dessa områden finns klimat och förnybar energi. De nya medlen inom områdena klimat och förnybar energi används till att utöka budgeten för företags- och projektstöd, enligt tabellen nedan. De förväntade utsläppsminskningarna av satsningarna som redovisas i tabellen nedan uppgår sammanlagt till 812 000 ton koldioxidekvivalenter. Dessa utsläppsminskningar är bedömningar av hur mycket fossil energi som kan ersättas av den förnybara energin som produceras med finansiering från pengarna till utmaningen förnybar energi. För pengarna till utmaningen klimat är ingen utsläppsreduktion uppskattad utan den får ses som en finansiering av klimatåtgärder under perioden 2010-2013. Det nuvarande landsbygdsprogrammet överlappar handlingsprogrammets tidsperiod under åren 2011-2013 och den förväntade utsläppsminskningen genom satsningarna i hälsokontrollen under den tiden uppgår till ca 500 000 ton koldioxidekvivalenter att inkludera i de totala effekterna av handlingsprogrammet.

Tabell 12. Fördelning av medel inom landsbygdsprogrammet Axel 1.

Åtgärd	Utmaning	Mkr, (totalt 2010-2013)	Kommentar	Effekt, Kton CO ₂ -ekvivalenter
Kompetensutveckling	Förnybar energi	20	Fördelas till länen	
	Klimat	52	En del till projektet Greppa näringen ² . Resten fördelas till länen.	
Modernisering av jordbruksföretag	Förnybar energi	180	Fördelas till länen	360
	Klimat	20	Fördelas till länen	

² Greppa näringen tilldelas även medel via utmaningen "Vattenkvalitet"

Tabell 13. Fördelning av medel inom landsbygdsprogrammet Axel 3.

Diversifiering till annan verksamhet än jordbruk	Förnybar energi	36	Nationella projektstöd	318
	Biogas ³	100	Nationella projektstöd	
	Klimat	36	Fördelas till länen enligt avropsmodellen	
Affärsutveckling i mikroföretag	Förnybar energi	32	Nationella projektstöd	134
	Klimat	8	Nationella projektstöd	

3.1.1.1 Greppa näringens klimatrådgivning

Från och med år 2010 erbjuder Greppa Näringen klimatrådgivning till lantbrukare. I rådgivningen kommer fokus att ligga på att minska jordbrukets klimatpåverkan särskilt avseende lustgas och metan, men även koldioxid från energi- och drivmedelsanvändning samt odling av mulljordar.

Greppa Näringen ger verktygen för att odla långsiktigt och hållbart. Det finns också ett omfattande paket av rådgivning till gårdar med djurproduktion ifråga om utfodring, till exempel grovfoderproduktion. Om man genomför åtgärderna som lyfts fram i Greppa Näringen på gården minskar både gårdens klimatpåverkan och förlusterna av växtnäring till havet.

3.1.2 Investeringsstöd till produktion till förnybar energi

Sedan 2009 finns det 200 miljoner kronor avsatt i landsbygdsprogrammet för investeringar i biogasproduktion. Investeringar med stöd av dessa medel kan ge upp till 90 000 ton koldioxidekvivalenter i utsläppsreduktion under åren 2011-2013.

Om energiskog planteras i den planerade takten, 5 000 hektar per år, kan det ersätta fossil energi och ge upp till 225 000 ton koldioxidekvivalenter i utsläppsreduktion under åren 2011-2013.

Totalt kan investeringar i energiskog och biogasproduktion under perioden 2011-2013 ge utsläppsreduktioner på omkring 315 000 ton koldioxidekvivalenter att inkludera i de totala effekterna av handlingsprogrammet.

³ Förstärkning av befintligt biogasstöd (= öronmärkta pengar) men får även gå till annan förnybar energi

3.1.3 Effekter av förväntad utveckling

Som ett underlag till Naturvårdsverkets prognoser över den framtida utvecklingen av växthusgasutsläpp i Sverige har Jordbruksverket tidigare låtit göra en prognos över jordbrukets utveckling fram till år 2020. OECD:s prisprognos för jordbruksprodukter tillsammans med bedömningar över produktivitetstakten i svenskt jordbruk och hur insatspriserna kan komma att utvecklas ligger till grund för scenariot.

Utsläppsminskningarna gäller endast de utsläpp som rapporteras inom jordbrukssektorn, vilket betyder att jordbrukets energianvändning, produktion av förnybar energi och produktion av insatsvaror inte är inkluderade. Utsläppen av växthusgaser bedöms minska med 1,4 miljoner ton koldioxidekvivalenter mellan år 2007 och år 2020. Den främsta drivkraften är fortsatt produktivitet- och effektivitetsutveckling som gör att samma mängd kan produceras med en mindre mängd insatser. Men också att jordbrukets omfattning minskar på grund av minskande konkurrenskraft. Om jordbruket skulle kunna upprätthålla en produktivitetsutveckling som skulle ge bibehållen produktion bedöms växthusgaserna minska med ca 0,9 miljoner ton koldioxidekvivalenter. Det finns dock svårigheter med att förutspå utvecklingen av priser och produktivitet och scenariot kan ändras. Om efterfrågan på jordbruksprodukter och därigenom priserna stiger kan också utsläppen från svenskt jordbruk stiga, alternativt minska i mindre omfattning. Under perioden 2011-2016 kan detta innebära att utsläppen minskar med 0,4-0,7 miljoner ton på grund av den förväntade utvecklingen i jordbrukssektorn.

3.2 Direkt energianvändning

Det finns ett stort antal åtgärder som kan göras för att energieffektivisera jordbruket och därigenom minska utsläppen av framförallt koldioxid. Åtgärderna är både stora och små och handlar om allt från att ändra beteende och rutiner till investeringar i nya system och nybyggnation. Grunden för att nå maximal energieffektivisering är att utgå från gårdsnivå och respektive företags förutsättningar. Inom regeringsuppdraget *Energikartläggning av de areella näringarna* har en kartläggning av energianvändningen gjorts och förslag på åtgärder och styrmedel har tagits fram. I detta kapitel sammanfattas de viktigaste slutsatserna från rapporten. De åtgärderna med störst potential lyfts fram och en grov uppskattning kring nationell potential för respektive åtgärd görs.

3.2.1 Effektivare användning av direkt energi

Jordbruket använder idag cirka 4,4 TWh per år, varav 2,3 TWh är diesel, 0,9 TWh är el och 1,2 TWh är eldningsolja samt biobränsle som används för uppvärmning. I dessa siffror ingår energianvändningen för det som kan kallas ”jordbrukets kärnverksamheter”:

- Djurhållning (mjölk, nötkött, svin, kyckling och ägg)
- Växtodling (spannmål, vall, oljeväxter, matpotatis och sockerbetor)
- Trädgård (odling i växthus)

Bild 7 visar energianvändningen uppdelad på ovanstående grupper.

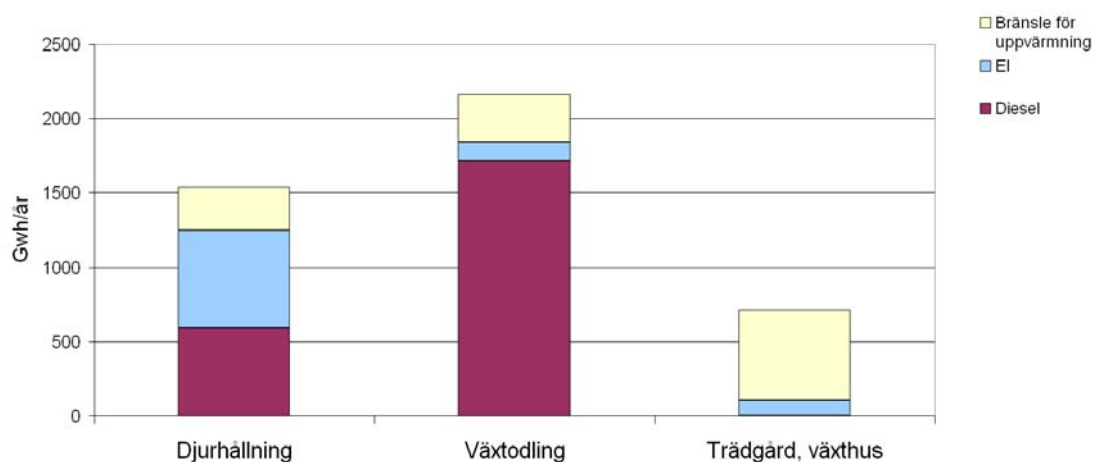


Bild 7 *Energianvändningen i jordbruket uppdelad på de tre grupperna: djurhållning, växtodling och trädgårdsodling.*

Energianvändningen för växtodling domineras av drift i traktor vid odling och skörd samt vid torkning av spannmål. För djurhållning varierar det för olika djurslag men generellt är belysning och uppvärmning samt kylning av mjölken hos mjölkbonden de mest energiintensiva momenten. För växthusföretag utgör uppvärmning den absolut största delen av energianvändningen.

I Statistiska centralbyråns och Energimyndighetens enkätundersökning för energianvändning inom Jordbruk år 2007 anges att ca 37 procent av all energi som används till driftbyggnader är bibränsle (Statistiska centralbyrån och Energimyndigheten, 2008). För växthus är motsvarande fördelning ca 19 procent bibränsle. Om denna fördelning appliceras på resultaten från energikartläggningen så skulle cirka 12 procent av energin som används vara energi från bibränsle.

3.2.1.1 Åtgärder

Inom energikartläggningsuppdraget har ett stort antal åtgärder identifierats och beskrivits. Alla åtgärder är sådana som det idag finns kommersiell teknik för och är möjliga att genomföra fram till år 2020. En generell uppdelning av åtgärderna har gjorts efter hur stora insatser, både ekonomiska och tidsmässiga, som krävs för att genomföra åtgärden. Uppdelningen är gjord i tre steg men observera att de inte behöver tas i någon speciell ordning:

- **Steg 1: Användning, rutiner, beteende**

Det första steget handlar om planering, att ändra det egna beteendet och att bli mer medveten om var och hur det är möjligt att spara energi i den dagliga verksamheten.

- **Steg 2: Byte av utrustning och enskilda komponenter**

För detta steg finns åtgärder där man anskaffar eller byter enstaka maskiner eller maskindelar för att spara energi. Det är åtgärder som medför en viss investering, men inte kräver så mycket planering.

○ **Steg 3: Byte av system**

Här handlar det om större investeringar i samband med ombyggnad och nybyggnad.

Det går inte att göra en generell mall för alla lantbruk där den ena eller andra åtgärden är mest effektiv. Energieffektivisering bör alltid utgå ifrån en energikartläggning och energieffektiviseringsplan för gården. Nedan listas några viktiga energieffektiviseringsåtgärder för djurhållning, växtodling och växthus. Vissa åtgärder har gått att göra en grov uppskattning kring den nationella potentialen medan andra är åtgärder som inte har gått att kvantifiera men som ändå bedöms kunna ha en betydande potential. Observera att detta inte är en komplett lista utan ett urval av de åtgärder som har identifierats som betydelsefulla, en mer fullständig redogörelse av möjliga åtgärder återfinns i rapporten ”Energikartläggning av de areella näringarna” (Energimyndigheten, 2010a). Inom energikartlägningsuppdraget är fokus på att minska den totala energianvändningen och inte primärt på att minska utsläpp av växthusgaser. Åtgärder som minskar användningen av el, kan inom systemet med handel om utsläppsrätter inte räknas som en klimatpåverkande åtgärd. Elen produceras i den handlande sektorn och inom denna är utsläppen av växthusgaser givna per definition inom systemet för handel om utsläppsrätter fram till 2020. Detta innebär att vissa delar i listan som innebär minskning av elanvändning inte direkt kan räknas som en klimatåtgärd eftersom det inte direkt minskar utsläppen av växthusgaser utan endast leder till lägre priser på utsläppsrätter. Att minska elanvändningen är dock en viktig åtgärd sett ur perspektivet att hushålla med resurser.

Åtgärder där sparpotentialen har kvantifierats:

1. Byte till effektivare belysning, el
2. Ventilation, el
3. Mjölkkylning, el
4. Sparsam körning, diesel
5. Förvärmning av luften till torken, eldningsolja
6. Minskad jordbearbetning, diesel
7. Ökad isolering i växthus, eldningsolja och el

En närmre beskrivning och potentialen för respektive åtgärd finns beskrivet i 3.2.1.2.

Åtgärder med stor potential som inte har kvantifierats:

- Effektivare uppvärmning i stallarna
- Bygga nya effektivare byggnader och system
- Alternativ lagring kylagring eller gastät lagring av spannmål
- Byte av traktorer och att använda guide system
- Utbyte till nya växthus
- Hoppa över växtomgångar i växthus

För dessa åtgärder bedöms besparingspotentialen vara betydande trots att det inte finns uppgifter kring hur stor besparing som kan göras. Sparpotentialen bedöms i många fall vara större än för de kvantifierbara åtgärderna. Det är däremot osäkert kring i hur många företag de är möjliga att genomföra.

Även övergång till ökad betesdrift kan ha stor betydelse för energianvändningen vid foderhantering (Dalggaard m.fl., 2002).

3.2.1.2 Teknisk potential

Som beskrivet ovan är den tekniska potentialen komplex att bedöma. Bedömningarna som görs är grova uppskattningar över vilken effekt olika åtgärder kan ge. Tabell 14 visar hur stor potentialen är för de åtgärder som har kunnat kvantifieras. Alla emissionsfaktorer för att beräkna minskningen i koldioxidutsläpp kommer ifrån IVL:s Miljöfaktabok för bränslen (Uppenberg m.fl., 2001). För effektivisering av elanvändningen har inte utsläppen räknats om till koldioxidekvivalenter med tanke på handel med utsläppsrätter enligt ovan.

Tabell 14. Möjlig besparingspotential för de åtgärder som har gått att kvantifiera.

Åtgärd	Besparingspotential (GWh)		Reducerade koldioxidutsläpp (ton CO ₂)	
	Min	Max	Min	Max
Intervall				
1. Effektivare belysning, el	19	45		
2. Effektivare ventilation, el	14	42		
3. Mjölkkylning, el	7	23		
4. Sparsam körning, diesel	7	28	2 300	8 700
5. Torkning, eldningsolja	32	183	9 300	53 400
6. Minskad jordbearbetning, diesel	21	46	6 600	14 000
7. Ökad isolering i växthus:				
o Eldningsolja		63		20400
o El		16		
Totalt	176	428	39 000	96 900

Om besparingar kan göras enligt tabellen innebär att mellan 5-10 procent av energianvändningen kan minskas. Detta är inte tillräckligt för att nå målet om 20 procent effektivare energianvändning 2020. För att kunna nå målet måste mer insatser göras och med dagens teknik bör det vara möjligt.

Alla antaganden för respektive åtgärd undantaget reducerad jordbearbetning finns beskrivet nedan. Reducerad jordbearbetning har fått en större plats på grund av att den innebär synergier med växtnäringsläckage och till viss del konflikt med miljömålet giftfri miljö och är beskrivet i 3.2.2.

3.2.1.2.1 Effektivare belysning

Effektivare belysning är en möjlighet att spara elanvändning genom byte från glödlampor till lysrör och lågenergilampor. Idag utgör belysning mellan 6-18 procent av den totala energiförbrukningen i stall beroende på djurslag. I rapporten "Minska elanvändningen!" (Hadders, 2004) är praktisk möjlig potential för att spara el beräknad. För belysning anges en besparingspotential på 15-35 procent genom åtgärder som att byta ut glödlampor till lysrör, byta lysrörsarmaturer till högfrekvensdon, att öka rengöringen av lamporna samt att alltid släcka där det inte behöver vara tänt. Potentialen för LED-belysning är inte medtagen, med hjälp av ny LED teknik förväntas besparingarna kunna bli ännu större.

En grov uppskattning av hur stor teknisk potential det finns att spara energi från belysningen är gjord efter följande antaganden:

- Cirka 129 GWh el används idag till belysning i stallar för mjölkkor, kyckling, smågris och slaktsvin. Det är okänt hur stor energianvändningen för belysning är hos nötdjur, varför dessa inte ingår i potentialberäkningen.
- 15-35 procent energi kan sparas, detta antas kunna göras på alla gårdar

Detta innebär en besparingspotential på mellan 19-45 GWh.

3.2.1.2.2 Ventilation:

Energianvändning vid ventilation beror av många olika faktorer. Den mest avgörande faktorn är vilket system som finns, naturlig eller mekanisk ventilation. Mekanisk ventilation använder el för att styra ventilationen och förekommer främst i svin och fjäderfästall och i mjölkstallar med lösdrift. Enligt energikartläggningen är det stor skillnad mellan olika djurslag hur stor del av energianvändningen i stallet som utgörs av ventilation, för slaktkyckling rör det sig om cirka 3 procent medan för slaktsvin handlar det om 40 procent.

I stall med mekanisk ventilation kan regelbunden rengöring spara upp till 10 procent av elanvändningen. (Baky m.fl., 2010). Enligt Hadders (2004) är det möjligt att spara mellan 26-60 procent genom att bästa teknik för ventilation utnyttjas. Däremot är det svårt att avgöra vad som är bästa teknik. Om en övergång till naturlig ventilation görs så kan man spara 100 procent av energin eftersom det inte krävs någon energi alls.

För en grov uppskattning av potentialen är följande antaganden gjorda:

- Cirka 141 GWh el används idag till ventilation i stallar för mjölkkor, kyckling, smågris och slaktsvin. Energianvändningen för ventilation hos nötdjur är okänd, varför dessa inte ingår i potentialberäkningen.
- Det är antaget att alla gårdar med mekanisk ventilation kan utföra åtgärder. Intervallet är beräknat med utgångspunkt att potentialen att effektivisera varierar mellan 10-40 procent.

Detta innebär en besparingspotential på mellan 14-42 GWh.

3.2.1.2.3 Mjölkkylning

Energianvändningen i mjölkrummet utgör cirka 27 procent av den totala energianvändningen på mjölkgården (om foderproduktion inte räknas in), andelen varierar lite beroende på om korna går i lösdrift eller står uppbundna. Av detta utgör runt 40 procent energianvändning för kylning av mjölken. Det finns möjlighet att effektivisera energianvändningen i mjölkrummet på några olika sätt. Framförallt handlar det om förkylning av mjölken och ökat underhåll av kylanläggningen. Det finns lite olika uppgifter kring hur mycket som kan sparas. Baky m.fl. (2010) anger att 50 procent av energianvändningen kan sparas genom förkylning med kallt vatten i en motströms plattvärmeväxlare. Ett sådant system kyler mjölken ner till cirka 18°C, vattnet som används vid förkylning kan sedan användas som dricksvatten till korna. Detta är en lösning som är vanlig i USA men inte i Sverige, orsaker till detta kan enligt Baky m.fl. (2010) vara att det finns en osäkerhet kring hygien vid lagring av vattnet efter uppvärmning och hur värmeväxlaren påverkar rengöringen av mjölkningssystemet. Hadders (2004) anger att en minskning i energianvändningen på 15-20 procent är rimligt och Eliasson m.fl. (2009) har mätt upp att en årlig nollställning av anläggningen kan minska energianvändningen med 20-40 procent.

Den tekniska potentialen till besparing är grovt uppskattad enligt följande antaganden:

- Cirka 46 GWh el används för mjölkkylning
- Intervallet för potentialen varierar från 15-50 procent beroende på vilka åtgärder som utförs, i beräkningen har antagits att alla gårdar kan utföra respektive åtgärd.

Detta innebär en besparingspotential på 7-23 GWh.

3.2.1.2.4 Sparsam körning

Idag används cirka 1 420 GWh diesel vid odling och skörd med de 31 500 traktorer som är 12 år eller yngre. Dieselanvändning vid odling och skörd utgör den absolut största delen av använd diesel inom jordbruk och ungefär en tredjedel av den totala energin som används inom jordbrukssektorn. För att kunna göra bränslebesparing med traktorer handlar det framförallt om rätt kombination av växel och varvtal för det arbete som ska utföras, rätt inställd utrustning, regelbundet underhåll, planering av körning samt undvikande av slirning och tomgångskörning.

Inom regeringsuppdraget ”att främja sparsamkörning av arbetsmaskiner” som utförts av Vägverket, Skogsstyrelsen och Jordbruksverket har potentialen till besparing uppskattats för arbetsmaskiner inom jordbruket (Vägverket, 2010). Tre olika kategorier av förare inom jordbruket har identifierats med olika möjligheter och förutsättningar: yrkesförare, intresserade egenföretagare och resterande jordbrukare. Vid potentialuppskattningen är följande antaganden gjorda per kategori förare om riktade åtgärder för sparsam körning genomförs:

- Yrkesförare: 58 procent av förarna antas kunna nås och dessa antas kunna spara 7 procent diesel

- Intresserade egenföretagare: 12 procent av förarna antas kunna nås och dessa antas kunna spara 4 procent diesel
- Resterande jordbrukare: 42 procent av förarna antas kunna nås och dessa antas kunna spara 2 procent diesel

Med riktade åtgärder till respektive kategori förare har den totala potentialen uppskattats till 2 900 m³ diesel. Detta innebär cirka 28 GWh och 8 650 ton koldioxid. Utan riktade åtgärder bedöms ändå teknikutveckling och intresse för bränslebesparing leda till 750 m³ diesel, motsvarande 7 GWh, och 2 270 ton koldioxid.

3.2.1.2.5 Effektivare oljeanvändning vid spannmålstorkning

Spannmål, örter och oljeväxter måste torkas för att bevara grödans kvalitet från det att den skördas till att den förbrukas. Energianvändningen för torkning består dels av uppvärmning av torken med olja och dels användning av el främst för att transportera spannmål och frö. Cirka 450 GWh beräknas användas till torkning av spannmål, örter och oljeväxter, varav cirka 325 GWh används för uppvärmning av torken.

Det vanligaste bränslet för torken är idag eldningsolja. Att utvecklingen inte har gått mot mer förnybara bränslen i likhet med växthus är troligen för att torken har ett högt energibehov en begränsad del av året. För att kunna investera i en fastbränslepanna behöver man ha avsättning för värmen året runt för att det ska vara lönsamt med investering. En förändring som kan ses är en övergång till gasol, där man kan få en högre verkningsgrad. (Hugo Westin, muntlig uppgift)

Användningen av olja är direkt relaterad till hur många liter vatten som torkas bort och därför väldigt känslig för vattenhalten i inkommande grödor. Energianvändningen ligger oftast mellan 0,14-0,17 liter olja per kg borttorkat vatten. Bästa tillgängliga teknik för torkning av spannmål är att använda värme från exempelvis en biobränslepanna för att förvärma torkluften. Om denna teknik tillämpas kan cirka 40 procent av energianvändningen för spannmålstorkar sparas men mer realistiskt är en potential på 10 procent totalt i Sverige. (Törner & Norup, 2009)

Den tekniska potentialen till besparing är grovt uppskattad enligt följande antaganden:

- Alla torkar antas vara eldade med olja, detta innebär cirka 325 GWh eldningsolja per år.
- 90 procent av den eldningsolja som används till torken kan effektiviseras med 10 – 40 procent (0,14 respektive 0,07 liter olja per kg borttorkat vatten)

Detta innebär en besparingspotential på 32-183 GWh, vilket omräknat till koldioxidutsläpp skulle innebära en besparing på 9 330-53 360 ton koldioxidekvivalenter (eldningsolja, 324 g koldioxidekvivalenter per kWh).

3.2.1.2.6 Energieffektivisering i växthus

Energianvändningen inom växthus uppskattades år 2008 till cirka 710 GWh, detta är en stor minskning sedan 2005. Denna minskning beror dels på att arealen uppvärmda växthus har minskat och att vissa tomat- och gurkodlare har valt att ha en kortare

odlingsperiod. Dels beror det på energieffektiviseringsåtgärder som vävinstallationer. En snabb utveckling inom växthusföretagen är också att fler och fler använder förnybar energi, främst biobränsle. År 2008 var 25 procent av den totala energianvändningen förnybar och även under 2009 har det hänt mycket. Trenden är en fortsatt snabb minskning av fossila energislag.

Variationen mellan växthusföretag är stor både beroende på växtval, standard och värmesystem. Det saknas data för hur stora ytor olika energieffektiviseringsåtgärder är relevanta för. Därför är det svårt att bedöma den totala potentialen för energieffektivisering. Christensen och Larsson (2010) uppskattar potentialen att spara till ca 15 procent totalt i Sverige. Då handlar det om åtgärder som går att utföra med befintlig teknik, framförallt ökad isolering i växthusen. En minskning med 2,5 procent per år är rimligt med bibehållen produktionsnivå.

Investering i nya växthus innebär en 30 procentig minskning jämfört med ett äldre växthus. Många växthus kommer att behöva bytas ut inom de närmsta åren men det är osäkert hur branschen orkar med nyinvesteringar.

Följande antaganden är gjorda för att uppskatta den nationella potentialen att spara energi i växthus:

- Cirka 710 GWh används per år av detta är 422 GWh eldningsolja, 107 GWh el och 182 GWh förnybar energi.
- Det går att minska den totala energianvändningen med 15 procent, vilket är jämt fördelade över använda bränslen. För den förnybara energin är besparingspotentialen inte beräknad.

Detta innebär en besparingspotential cirka 107 GWh. Om en ögonblicksbild för 2008 tas så skulle det innebära 63 GWh eldningsolja och 16 GWh el. Även förnybar energi kommer att sparas med cirka 27 GWh förnybart. Det kommer självklart att innebära en minskning i koldioxidutsläpp även för det förnybara bränslet, men i detta fall har det inte beräknats. Omräknat till koldioxidutsläpp blir det en besparing på 20 400 ton koldioxidekvivalenter (324 g koldioxidekvivalenter per kWh) för eldningsoljan, besparingen av el räknas inte om till koldioxidekvivalenter enligt diskussion ovan. Det är viktigt att observera att fördelningen av energikällor redan idag ser annorlunda ut och att en övergång till förnybar bränslen sker i allt större utsträckning.

3.2.1.3 Realiserbar potential

Enligt beräkningen av den tekniska potentialen ovan konstateras att endast 5-10 procent minskning av energianvändningen kan uppnås med hjälp av de åtgärder som har gått att kvantifiera. Detta är långt ifrån regeringens mål om 20 procent minskning till 2020. Detta innebär att även andra åtgärder behöver vidtas, de åtgärder som listas i 3.2.1.1 bedöms ha en stor potential även om de inte går att kvantifiera. Eftersom förutsättningarna skiljer sig mellan jordbruksföretagen är energikartläggning ett bra första steg för att se var och vilken typ av åtgärder som ska göras för att uppnå bästa effekt.

3.2.1.4 Styrmedel

De energieffektiviseringsåtgärder i form av subventionerad rådgivning som redan finns idag kan i viss utsträckning utnyttjas av jordbrukare till exempel Energimyndighetens energikartläggningscheckar 2010-2012 och energirådgivning på regional och kommunal nivå. Det finns även möjlighet att söka pengar för energieffektivisering inom landsbygdsprogrammet. Däremot finns det möjligheter att vässa styrmedlen för att kunna nå målet om en 20 procentig minskning till 2020.

I utredningen ”Energikartläggning av de areella näringarna” dras följande slutsatser kring styrmedel för att främja energieffektiviseringen inom jordbruket:

- Att verka genom energi- och koldioxidskatterna är grunden för en effektiv energianvändning i de areella näringarna.
- Det finns anledning att ge även de små företagen inom jordbruket möjlighet att göra energikartläggningscheckar. Det nu utformade konceptet för större företag är inte tillämpligt fullt ut. Jordbruksverket bör därför utreda vidare vilka möjligheter som finns eller borde införas inom respektive område.
- Det behövs stärkta forsknings-, utvecklings-, och demonstrationsinsatser för att ta fram alternativ till fossila bränslen för arbetsfordon. Det behövs också särskilt riktade medel för energieffektivisering. Inte minst är det viktigt med forskning kring helt nya systemlösningar.
- Investeringsstöd för energieffektivare fordon och utrustning bör ses över.
- För att öka motivation och ge aktörer bättre information om goda exempel bör nätverksarbete underlättas.
- Möjligheten till energiklassning, energinormer och regler kring energiprestanda i jordbrukets driftsbyggnader bör ses över.
- Tekniktävlingar eller demonstrationsanläggningar skulle gynna utvecklingen mot mer energieffektiva och fossilfria lösningar.

3.2.1.5 Kostnader

Främst har kostnader kring energikartläggning utretts eftersom detta är ett av de främsta förslagen. Att göra en energikartläggning innebär att man som företag kan spara pengar genom den sparade energin. Energieffektivisering genom beteendeförändringar innebär inga investeringskostnader. Om en gård som använder 100 MWh per år kan spara 5 procent av den använda energin genom ett förändrat beteende så kan mellan 4 000-5 000 kronor sparas (Lars Neuman, muntlig uppgift).

Genom att göra investeringar i energieffektivare maskiner eller system så kan besparingar på mellan 10-15 procent vara rimligt. Investeringarna innebär ökade kostnader, men om dessa uppvägs av insparade energikostnader så är de lönsamma. Ofta kan också förbättringar i produktion och arbetseffektivitet bidra till lönsamheten. Att visa på lönsamheten i investeringar i enskilda maskiner eller utrustningar är relativt enkelt, men om det gäller byte av system kan det bli mer komplicerat.

Kostnaden för att göra en investering för energieffektivisering varierar givetvis väldigt mycket beroende på investeringstyp och gårdens storlek, allt från ca 10 000 kronor till 200 000-300 000 kan vara aktuellt. En grov skattning skulle kunna vara att det i genomsnitt handlar om investeringar på 100 000 kronor på större gårdar och 50 000 kronor på mindre gårdar.

Kostnaden för att göra en energikartläggning enligt Energimyndighetens energikartlägningscheckar beror på hur lång tid kartläggningen tar och vilket timarvode som konsulten tar. Dessutom har lantbrukaren möjlighet att debitera sin egen tid med upp till 600 kronor per timme. Enligt ett räkneexempel från Lars Neuman på LRF-konsult blir kostnaden för kartläggningen cirka 12 000 kronor. Detta gäller om kartläggningen tar en dag att genomföra, konsulten debiterar 800 kronor i timmen och att lantbrukaren debiterar sin egentid med 600 kronor i timmen. Energikartlägningschecken bidrar med 50 procent av den totala kostnaden, men eftersom lantbrukaren även får stöd för sin egentid så behöver han i räkneexemplet endast lägga ut 1 200 kronor. Det är inte ovanligt att det tar 2 dagar att göra inventeringen eller att konsulten tar uppåt 1000 kronor per timme. Således kan kostnaderna vara högre än 12 000 kronor, kartläggningen är stödberättigad upp till 30 000 kronor.

3.2.1.6 Ekologisk och konventionell produktion

Åtgärderna är ändamålsenliga i båda produktionsformerna.

3.2.1.7 Inverkan på andra miljömål

Förslagen är i praktiken neutrala i förhållande till andra miljömål.

3.2.1.8 Förslag på styrmedel

Med tanke på de stora skillnader i förutsättningar på respektive gård finns det ingen särskild åtgärd som bör premieras eller liknande. Det viktigaste styrmedlet för mer effektivare användning av energin bör istället vara att rådgivande, tillsammans med höjda koldioxid och energiskatter. Främst är det någon form av kartläggning eller energirådgivning för att öka kunskapen och ge en analys kring var de effektivaste åtgärderna kan sättas in på den specifika gården. Ett problem med detta förslag är dock att det krävs en utökad rådgivarorganisation med energirådgivare eller att de rådgivare som idag ger råd kring växtnäringssläckage även vidareutbildar sig inom energieffektivisering.

3.2.1.8.1 Rådgivning och frivillig energikartläggning

Som ett komplement till Energimyndighetens stöd för energikartlägningscheckar bör en enklare energikartläggning eller energirådgivning för även mindre företag införas. Detta skulle kunna göras i anslutning till den idag redan befintliga rådgivarorganisationen. Ett problem är dock att utbilda rådgivare så att de har kompetens inom ämnet. Energikartläggningen föreslås innefatta både energieffektiviseringsåtgärder och byte till förnybara bränslen. Kostnaden för företagaren ska vara delfinansierad via Jordbruksverket lämpligen inom landsbygdsprogrammet t.o.m. 2013 + motsvarande från 2014. Effekten bedöms kunna vara relativt god hos dem som utför kartläggningen då det finns mycket pengar att spara genom minskad energianvändning.

Jordbruksverkets bedömning är att ca hälften av de växthus-, djurhållnings-, och växtodlingsföretag som inte inkluderas av energimyndighetens kartlägningscheckar

väljer att göra en kartläggning via landsbygdsprogrammet eller motsvarande under perioden 2011-2016.. Detta betyder cirka 19 000 företag. Om vi antar att de i snitt använder 125 MWh per år och kan minska energianvändningen med 5-15 procent innebär det en utsläppsminskning på 35 000-100 000 ton koldioxid. Observera att denna siffra kan variera mycket beroende på vilken typ av företag som söker och vilka utsläpp som antas reduceras. Om kostnaden för att utföra energikartläggningen eller energirådgivningen uppskattas till 6 000 kronor per företag blir kostnaden per ton koldioxidekvivalenter mellan 1 140-3 300 kronor.

Rådgivning och frivillig energikartläggning föreslås ingå i strategi ett.

3.2.1.8.2 Obligatorisk energikartläggning för stora lantbruksföretag

Om det visar sig att det är svårt att nå ut till de jordbruksföretag som är berörda av Energimyndighetens energikartläggningscheckar skulle det vara lämpligt att införa obligatorisk energikartläggning. Detta skulle inkludera alla företag som använder mer än 500 MWh per år eller har 100 djurenheter och alltså innebära att de största energianvändarna skulle bli tvingade att göra någon form av åtgärdsplan med förbättringar.

Exempel: Om en obligatorisk energikartläggning införs för de större företagen, enligt energimyndighetens kartläggningscheckar, skulle cirka 3 000 företag genomföra dessa. I genomsnitt antas företagen använda 400 MWh och minskningen i energianvändning ligga på mellan 5-15 procent. Detta innebär en utsläppsminskning på 12 000-36 000 ton koldioxid. Kostnaden för att utföra energikartläggningen uppskattas till 12 000 kronor per företag, vilket dock bygger på att erfarna energirådgivare kan utföra jobbet och att inga direkta mätningar behöver utföras. Detta innebär att kostnaden ligger mellan 1 000 och 3 000 kronor per ton koldioxidekvivalenter.

Obligatorisk energikartläggning för stora företag föreslås ingå i strategi två.

3.2.1.8.3 Investeringsstöd

Vidare bedömer Jordbruksverket att det även behövs någon form av investeringsstöd för energieffektivisering om man på så här kort tid (sex år) ska nå den högre reduktionsnivån, alltså 15 procent (dvs. 100 000 + 36 000 ton = 136 000 ton koldioxid).

Med ett investeringsstöd på 30 procent och en uppskattad genomsnittlig investeringskostnad på 100 000 kronor i större företag respektive 50 000 kronor i mindre företag blir kostnaden för ett investeringsstöd:

30 procent x 100 000 kr x 3 000 företag = 90 milj kr

30 procent x 50 000 kr x 19 000 företag = 285 milj kr

Sammanlagt: 375 milj kr

En grov uppskattning är att ca 1/3 av de företag som är aktuella (både större och mindre) skulle söka investeringsstöd inom ramen för det nuvarande landsbygdsprogrammet (dvs. till och med 2013) och att resten - 2/3 av företagen – gör samma sak under de tre år som kommer efter, dvs. 2014-2016. Det innebär att 1/3 av

kostnaden ovan (dvs. ca 125 miljoner kronor) skulle behöva finansieras via landsbygdsprogrammet. I nuläget har endast 20 miljoner kronor öronmärkts till klimatinvesteringar, vilket innebär att en förutsättning är att ytterligare omkring 100 miljoner kronor avsätts till detta ändamål via omfördelningar. Kostnaden för investeringsstöd under 2014-2016 blir i den här beräkningen 250 miljoner kronor.

Investeringsstöd ingår i strategi ett.

3.2.2 Reducerad jordbearbetning

3.2.2.1 Beskrivning av åtgärden

Reducerad jordbearbetning kan genomföras med olika omfattning, varierande från grundare plöjning än konventionellt till en helt plöjningsfri odling med direktsådd (Jordbruksverket, 2008a). Varaktigheten i tid varierar också, från ett år till en permanent reducerad bearbetning (Jordbruksverket, 2008a). Reducerad jordbearbetning beskrivs i Baltic Sea Action Plan (BSAP) (se avsnitt 1.4.3.2), och ingår i den miljöinriktade rådgivningen inom Greppa Näringen för att minska näringsläckaget (Naturvårdsverket, 2009a).

3.2.2.1.1 Påverkan på klimatet

Reducerad jordbearbetning inverkar i huvudsak på jordbrukets klimatpåverkan på tre sätt:

- Minskad energianvändning i jordbearbetningsfasen jämfört med konventionell jordbearbetning, vilket innebär reducerade koldioxidutsläpp pga. minskad dieselförbrukning.
- Ökad kolinlagring i ytskiktet, pga. ökad ackumulering av organiskt material, och minskad kolinlagring i de djupare markskikten, pga. minskad tillförsel av organiskt material jämfört med plöjning.
- Lustgasavgången kan öka pga. minskad syretillförsel när jorden inte luckras med plogen, eller kan minska pga. att en mindre mängd kväverikt organiskt material förs ner djupare i jorden där risken för syrefattiga förhållanden är större.

Den minskade dieselanvändningen per hektar är den tydligaste minskningen av klimatpåverkan. Den bör dock ställas i relation till eventuella effekter på skördenivå som olika brukningsmetoder kan ha. Den insatta energin bör alltid ses i relation till den energi som tas ut i skörden.

Kolinlagringen i mark ökar i de flesta fall när jordbearbetningen reduceras, men efter ca 35 år avtar den för att så småningom nå en jämvikt (Alvarez, 2005). Inlagringen är beroende av att metoden tillämpas långsiktigt (Six m.fl., 2004).

Det finns inte tillräcklig grund för att säga att en reducerad jordbearbetning innebär en minskning av den direkta lustgasavgången generellt men inte heller att åtgärden

generellt innebär en ökad lustgasavgång. Men eftersom den reducerade bearbetningen innebär ett minskat näringsläckage så leder den till en minskning av den indirekta lustgasavgången som sker när kväve har transporterats från fältet med avrinningen.

Enligt Six m.fl. (2004) är den bästa lösningen att kombinera reducerad jordbearbetning med hög precision i kvävegödslingen för att säkerställa de önskvärda effekterna på jordbrukets klimatpåverkan.

3.2.2.1.2 Påverkan på näringsläckaget

Plöjning och annan jordbearbetning myllar ned växtrester, slår sönder aggregat och luckrar jorden. Dessa processer ger mer tillgängligt kväve i marken genom att bidra till en ökad nedbrytning av växtrester och en ökad mineralisering av kväve. En reducerad jordbearbetning innebär en reducerad mineralisering av kväve och därmed en minskad risk för kväveutlakning.

3.2.2.2 Teknisk potential att minska klimatpåverkan

Potentialen i åtgärden begränsas av den uppskattade minskningen av dieselförbrukningen per hektar vid olika grader av reducerad bearbetning och arealen åkermark som reducerad bearbetning tillämpas på.

Reducerad jordbearbetning är i första hand lämpligt vid (Jordbruksverket, 2008a):

- tyngre jordar (styvare lerjordar)
- gynnsam förfrukt till exempel odling av vete efter oljeväxter eller baljväxter
- höstsådd
- konventionell odling

Av totala arealen höstspannmål år 2008 så bearbetades 2 procent inte alls och ca 32 procent stubbearbetades enbart. Detta innebär att ca 66 procent, eller 260 000 hektar, bearbetades mer omfattande och därmed kan vara potentiellt tillgängligt för reducerad jordbearbetning. Av arealen höstsådd spannmål hade 13 procent, eller ca 50 000 hektar, en förfrukt bestående av vall eller träda (Statistiska centralbyrån, 2009c). Dessa 50 000 hektar bör rimligen ingå i de 260 000 hektar som plöjdes. Detta medför att den potentiellt tillgängliga arealen för reducerad jordbearbetning är ca 210 000 hektar i hela Sverige.

Enligt en klassificering av den svenska åkermarkens matjord utifrån lerhalt så innehåller ca 15 procent av jordarna mer än 40 procent ler, ca 18 procent innehåller 25-40 procent ler och ca 22 procent innehåller 15-25 procent och ca 30 procent innehåller 5-15 procent (hälften av dessa antas innehålla 10-15 procent i följande uppskattningar) (Naturvårdsverket, 1999). Den tillgängliga arealen om 210 000 hektar fördelar sig alltså enligt följande: 31 500 hektar >40 procent ler, 37 800 hektar 25-40 procent ler, 46 200 hektar 15-25 procent ler, 31 500 hektar 10-15 procent ler.

Om jordbearbetningen reduceras från konventionell plöjning till grund plöjning med sådd med bearbetande såmaskin på hela arealen dvs. 210 000 hektar, så skulle dieselförbrukningen minska med ca 2 200 m³ enligt tabell 15. Detta ger en årlig minskad klimatpåverkan med ca 6 500 ton koldioxidekvivalenter. Den största bränslebesparingen ger tillämpningen av direktsådd, dvs. ingen förberedande jordbearbetning alls. Då uppgår den sparade mängden diesel till 4 700 m³ vilket motsvarar ca 14 000 ton koldioxidekvivalenter.

Tabell 15. Sammanställning av drivmedelsförbrukning (liter per hektar) för olika bearbetningssystem och jordarter, dieselförbrukning per hektar för samtliga maskinarbeten inklusive skörd och inomgårdstransporter. Sammanställningen är gjord av Fogelberg m.fl., 2007) efter maskinkostnadsberäkningar utförda av länsstyrelsen Västra Götaland 2006.

Jordbearbetningssystem	Höstsäd			Vårsäd		
	10 % lerhalt	25 % lerhalt	40 % lerhalt	10 % lerhalt	25 % lerhalt	40 % lerhalt
Normal plöjning (ca 22 cm) sådd med konventionell såmaskin	73	85	97	73	80	88
Normal plöjning (ca 22 cm) sådd med bearbetande såmaskin	69	76	89	66	73	81
Grund plöjning(ca 13 cm) sådd med konventionell såmaskin	65	72	80	65	70	75
Grund plöjning(ca 13 cm) sådd med bearbetande såmaskin	61	68	76	60	63	68
Plogsådd	58	67		58	67	
Plogfri odling, sådd med bearbetande såmaskin	72	66	72	73	63	68
Direktsådd	49	49	49	46	46	46

3.2.2.3 Realiserbar potential

Bland de 210 000 hektaren finns även marker som inte kommer att vara lämpliga till exempel för att jordarten kräver mer luckring eller för att vattenförhållanden är olämpliga vid tillfället för jordbearbetning. Reducerad bearbetning tillämpas idag på ca 130 000 tusen hektar av höstspannmålen och enligt uppskattningarna i BSAP (Naturvårdsverket, 2009a) kommer reducerad jordbearbetning att tillämpas på ytterligare 25 000 hektar år 2016. Den ökade arealen i framtiden kommer alltså att medföra en minskning av koldioxidutsläppen på 800-1700 ton koldioxid. Kväveläckaget kan minska med ytterligare 250-500 ton per år. Genom ytterligare styrmedel kan det finnas möjlighet att öka den arealen med 25 000 hektar.

3.2.2.4 Styrmedel

Reducerad jordbearbetning är en lönsam åtgärd med nuvarande priser på diesel och spannmål. Den skördeminskning på några procent som ofta inträffar vid reducerad jordbearbetning uppvägs av besparingen på drivmedel och arbetstid. Sålunda finns redan ekonomiska styrmedel i de skatter på diesel som existerar. När det redan finns ekonomiska incitament kan informativa styrmedel, som rådgivning, vara effektiva.

3.2.2.5 Kostnader

Att reducera jordbearbetningen är lönsamt för lantbrukaren eftersom det innebär en minskad förbrukning av drivmedel.

3.2.2.6 Skillnader mellan ekologiskt och konventionellt

Reducerad jordbearbetning kan leda till större problem med sjukdomar, ogräs och skadegörare när växtskyddsaspekten av plöjningen reduceras. Eftersom ekologisk produktion innebär att kemiska växtskyddsmedel inte får användas så kan det vara svårare för ekologiska producenter att tillämpa reducerad jordbearbetning.

3.2.2.7 Påverkan på andra miljömål

Reducerad jordbearbetning minskar näringsläckaget och klimatpåverkan. Den kan leda till ett ökat behov av växtskyddsmedel och därmed stå i konflikt med Giftfri Miljö. Miljömålet ett rikt odlingslandskap kan påverkas negativt om användningen av växtskyddsmedel ökar. Det finns erfarenheter i Sverige som visar att användningen av växtskyddsmedel inte behöver öka om andra delar av det integrerade växtskyddet som till exempel växtföljden planeras noga. För att åtgärden ska leda till önskade minskningar av näringsläckage och klimatpåverkan utan att användningen av växtskyddsmedel ökar så är rådgivning kring förändrade behov av växtskydd vid reducerad jordbearbetning centralt. Den spillsäd som lämnas kvar ovanpå marken istället för att plöjas ned kan bidra positivt till den biologiska mångfalden genom att fungera som föda åt rastande flyttfåglar. Jordbruksverket har initierat ett miljömålsprojekt om vilka effekter reducerad jordbearbetning har på andra miljömål. I projektet ingår en uppskattning av hur användningen av växtskyddsmedel påverkas av en reducerad jordbearbetning.

3.2.2.8 Förslag till styrmedel

Eftersom reducerad bearbetning kan minska energiförbrukningen och redan tillämpas i ökande omfattning så är det lämpligt med rådgivning kring metoden. Denna rådgivning kan delvis utföras i samband med energikartläggning och energirådgivning. Att skördenivåerna bibehålls på en tillfredsställande nivå är viktigt för att den ska bli attraktiv för jordbrukaren och för att den positiva miljöeffekten ska bli så stor som möjligt.

Exempel: I Sverige finns runt 6 000 större lantbruksföretag (>100 hektar åkermark). Dessa brukar tillsammans 1,2 miljoner hektar åkermark, vilket utgör nästan hälften av Sveriges totala åkermarksareal. Om kostnaden för en rådgivningstimme sätts till 700 kronor och tre timmars rådgivning ges till 250 företag i den här kategorin så skulle det kosta ca 525 000 kronor. Om varje lantbruksföretag har i genomsnitt 200 hektar åkermark och rådgivningen skulle innebära att de tillämpade reducerad jordbearbetning på hälften av åkermarksarealen, skulle reducerad jordbearbetning tillämpas på ytterligare 25 000 hektar. Detta skulle innebära att utsläppen av växthusgaser minskade med 800-1 700 ton koldioxid (på grund av minskad dieselförbrukning) och kväveläckaget till vatten med 250-500 ton per år. Kostnaden skulle då uppgå till 310–660 kronor per ton koldioxid.

Rådgivning kring reducerad jordbearbetning föreslås ingå i strategi ett.

3.3 Indirekt energianvändning

Vid tillverkning av insatsvaror används energi. När insatsvaror förbrukas brukar man säga att det sker en indirekt energianvändning, vilken sker som en effekt av gårdens produktion även om energin har använts utanför gården. För jordbruket exklusive växthus utgör den indirekta energianvändning cirka hälften av den totala energin som används på gården.

3.3.1 Effektivare indirekt energianvändning

Energianvändningen för tillverkning av insatsvaror räknas definitionsmässigt inte till jordbruket om tillverkningen sker inom industrisektorn. Genom att minska användandet av insatsvaror som är energikrävande att tillverka, till exempel mineralgödsel, minskar den indirekta energianvändningen och därmed den totala energianvändningen ur ett större perspektiv.

Om jordbruket avgränsas till användning av energi inomgårds så kan en ekologisk gård ha högre energianvändning än en konventionell. Om däremot den indirekta energianvändningen inkluderas i jämförelsen så är det inte orimligt att energianvändningen för en ekologisk gård bli lägre. Detta på grund av att ekologiska gårdar inte använder mineralgödsel, vilket är mycket energiintensivt att tillverka. (Cederberg, 2009) Även den direkta energianvändningen har en indirekt energiförbrukning. Drivmedel, el och olja till värme ska produceras och distribueras.

I tabell 16 finns en sammanställning av den indirekta energiförbrukningen från Edström m.fl. (2005) jämfört med nya uppdaterade beräkningar från Baky m.fl. (2010). För den uppdaterade beräkningen har det antagits att energiförbrukningen per produkt är oförändrad jämfört Edström m.fl. (2005) men mängden insatsvaror har uppdaterats. Till insatsvaror räknas här produkter med en kortare livslängd, alltså inte byggnader och maskiner.

Tabell 16. Beräknad energianvändning vid tillverkning och transport av insatsvaror som används inom det svenska jordbruket exklusive växthusodling, GWh.

Insatsvara	Indirekt energianvändning, Edström m.fl. (2005)	År	Indirekt energianvändning, Baky m.fl. (2010)	År
Mineralgödsel	2 710	2001	2 310	2007
Bekämpningsmedel	109	2004	90	2007
Kalk	47	2001	40	2007
Ensilageplast	241	2004	303	2007
Utsäde	24	2004	17	2007
Inköpt foder	886	2003	678	
Transporter	225		204	
Summa energi	4 242		3 642	

Källa: Baky m.fl., 2010

Tabellen ger en ögonblicksbild av den indirekta energianvändningen, som varierar beroende av bland annat priset på insatsvaror, behovet av kemisk bekämpning, arealer av olika grödor med mera

När det istället gäller den indirekta energianvändningen för växthus så finns inga samlade studier kring hur stor andel som den indirekta energianvändningen utgör. Däremot har man i livscykelanalyser sett att den indirekta energianvändningen för tomatodlingar endast utgör en liten del av den totala energianvändningen. Exempelvis konstateras att växtnäringstillskott utgör endast en procent av de totala växthusgasutsläppen vid tomatodling (Fuentes & Carlsson-Kanyama, 2006). För krukväxter används ännu mindre växtnäring, däremot så kan tillverkning av förpackningsemballage och krukor vara mer betydande. (Inger Christensen, muntlig uppgift)

3.3.1.1 Potential

Genom att minska förbrukningen av insatsvaror minskar den indirekta energianvändningen. Framförallt handlar det om att minska svinn och optimera användandet. Mineralgödsel och importerat foder är de insatsvaror som innebär störst energianvändning. Det finns även möjlighet att välja insatsvaror som är producerade med bättre teknik.

Det är i första hand tillverkningen av mineralgödsel som står inför en större förändring rent tekniskt. Den beräknade energianvändningen utgår från ett medeltal för världsproduktionen av mineralgödsel med äldre teknik (Jenssen & Kongshaug, 2003). Just nu pågår ett teknikskifte inom industrin som tillverkar mineralgödsel. Tillämpas bästa tillgängliga teknik för produktion av mineralgödsel sjunker energibehovet ned till ca 1,6 TWh per år. (Baky m.fl., 2010). Denna tillverkningsmetod får även positiva effekter när det gäller lustgasutsläpp se avsnitt 3.7.3.

3.3.1.2 Styrmedel

En nyckel för att åstadkomma förändring är att det finns information i form av energideklaration eller dylikt på mineralgödsel, foder, ensilageplast o.s.v. som jordbrukare kan ta del av. Till viss del är detta redan på gång exempelvis arbetar Lantmännen med klimatdeklarationer på foder. För de företag som väljer att klimatcertifiera sig kommer det att ställas krav på vad som ska användas. Men detta bygger ändå på en frivillighet och en medvetenhet. Kanske skulle en förändring i teknikutveckling ske snabbare med hjälp av styrmedel riktade till dem som tillverkar och transporterar dessa produkter.

Att få jordbrukaren att välja den ur klimat och energisynpunkt bästa produkten är en utmaning. Rådgivning är ett styrmedel som används ofta i dessa sammanhang men om produkterna är dyrare än de konventionella krävs det troligen även någon form av styrning åt rätt håll. Det skulle vara effektivt om man i enlighet med substitutionsprincipen i miljöbalken kan ställa krav på att jordbrukarna ska välja produkter tillverkade efter de bästa tillgängliga teknikerna.

I avsnitten 3.7.3 och 3.8.3 görs beräkningar på hur mycket det kostar att utföra frivilliga respektive obligatoriska klimatdeklarationer för mineralgödsel och foder.

3.3.1.3 Skillnad mellan ekologisk och konventionell produktion

I ekologiskt jordbruk används inte konstgödsel vilket innebär att den indirekta energianvändningen generellt är lägre för ekologisk produktion jämfört med konventionell produktion. (Cederberg, 2009)

3.4 Förnybar energi i jordbruket

Andelen förnybar energi av den totala energianvändningen i Sverige uppgick 2005 till knappt 40 procent, vilket är en relativt hög andel internationellt sett. Grunden till den höga andelen är den omfattande användningen av bioenergi – huvudsakligen från skogsråvaror - och vattenkraft.

I januari 2008 presenterade Europeiska kommissionen ett klimat- och energipaket. Europaparlamentet antog i december 2008 en överenskommelse om hur bördan av omställningen ska fördelas mellan medlemsländerna. Som en del i paketet ingår ett förslag till direktiv om främjande av användningen av förnybar energi, det s.k. RES-direktivet. Det övergripande målet är att Europeiska unionen ska öka andelen förnybar energi från 8,5 procent 2005 till 20 procent 2020. För Sverige gäller ett bindande mål på 49 procent förnybar energi 2020. Alla medlemsstater ska även uppnå minst tio procent förnybar energi i transportsektorn.

3.4.1 Byte till förnybara energikällor i jordbruket

Den största delen av den energi som används direkt i jordbruket är fossil, d.v.s. cirka 88 procent av 4,4 TWh (Energimyndigheten, 2010a). Om även den indirekta

energianvändningen inkluderas är en ännu större del fossil. Ett sätt att minska användningen av denna är - förutom att minska den totala energiåtgången - att ersätta den med förnybar energi. Möjligheter att ersätta fossil energi med förnybar energi finns på kort sikt framförallt för uppvärmning och fasta anläggningar. En del av denna energi kan dessutom produceras i jordbruket eller utvinnas ur restprodukter.

Redan nu finns ett stort intresse från näringen att genomföra sådana omställningsåtgärder som är fördelaktiga ur både ett företagsekonomiskt perspektiv och miljöperspektiv. På längre sikt finns även goda möjligheter att ersätta fossila drivmedel inom jordbruket (Ahlgren m.fl., 2009). Inom LRF pågår ett arbete med att analysera konsekvenserna av ett fossilfritt svenskt jordbruk (Jan Eksvärd, muntlig uppgift)

För byte till förnybara bränslen handlar det om ett stort antal olika åtgärder som i denna rapport endast beskrivs översiktligt:

1. Energi till uppvärmning

I jordbruket sker uppvärmning av stallar, kontorslokaler och växthus men även av luften till spannmålstorkar. Här används det redan idag i viss utsträckning förnybar energi: Enligt Statistiska centralbyrån och Energimyndigheten (2008) var 37 procent av det bränsle som användes för uppvärmning inom jordbruk (exklusive växthus) bioenergi. För växthus låg det på cirka 25 procent förnybart och en fortsatt snabb utveckling har skett sedan dess. (Christensen & Larsson, 2010).

Olika alternativ för att ersätta fossilbränsle med förnybar energi finns. Eldningsolja kan ersättas med egenproducerade fastbränslen (till exempel halm eller hästgödsel och skogsbränslen) och när- eller fjärrvärme. Även utnyttjande av spillvärme från till exempel biogas, värmeåtervinning från mjölk tank, solfångare kan utnyttjas för att ersätta fossilbränsle för uppvärmning.

2. Energi till rörliga arbetsfordon och transporter

Inom jordbruket är energi till rörliga arbetsfordon en betydande del av energianvändningen. Framförallt handlar det om traktordrift vid odling och skörd. Följande alternativ är exempel på tänkbara drivmedel för att fasa ut diesel och bensin:

- Låginblandning
- RME
- Etanol
- Biogas
- Eldrift, med grön el
- Andra generationens drivmedel som Dimetyleter (DME), metanol och Fisher Tropsh diesel (FTD).

3. Energi till fasta arbetsmaskiner

Energi till fasta arbetsmaskiner som exempelvis, mjölkningsutrustning, utgödsling, transporter av foder ”skruvar”, foderautomater, foderblandning med mera är idag främst el men även i viss mån dieseldrift. Här är exempel för byte till fossilfria alternativ:

- välja grön el eller egenproducerad el från exempelvis vindkraft
- Byta dieseldrift mot grön el

4. Energi vid produktion av insatsvaror

För att underlätta valet av varor till dem som har lägst koldioxidutsläpp vid tillverkning är information i form av energideklaration eller dylikt en bra åtgärd. En annan del i detta är rådgivning för att hjälpa lantbrukaren att välja de bästa varorna ur energi- och klimatsynpunkt.

3.4.1.1 Potential

Den tekniska potentialen för att ersätta el och uppvärmning bör anses ligga nära 100 procent förnybart då teknik finns. Även den tekniska potentialen för att ersätta drivmedel är nära 100 procent, men detta ligger längre fram i tiden.

I budgetpropositionen för 2010 fastställs att jord- och skogsbruket ska bli självförsörjande på energi. Detta kan tolkas på tre sätt:

- o Jordbruket ska producera den energi som används inom jordbruket. Detta innebär att all användning av fossil energi ska avvecklas och att bioenergi från jordbruket i första hand ska användas i jordbruket.
- o Jordbruket behöver inte producera sin egen energi, men lika mycket förnybar energi som den fossila energi som förbrukas inom jordbruket. Marknadskrafterna styr var den fossila respektive den förnybara energin ska användas.
- o Jord- och skogsbruket ska tillsammans producera den mängd som de gör av med, detta skulle inte innebära någon ambitionsökning då skogsbruket idag producerar flera gånger mer än vad som förbrukas inom både jord och skogsbruk.

Enligt uppskattningar i avsnitt 3.5.3.6 antas det vara rimligt att till år 2016 öka produktionen från 1,5 TWh till 4-6 TWh per år. Jordbruket använder idag cirka 4,4 TWh per år och trenden är att energianvändningen har gått ner de senaste åren. En ökad bioenergiproduktion kan dock öka energianvändningen (Baky m.fl., 2010).

Ahlgren m.fl. (2009) drar slutsatsen att en gård aldrig kan bli helt oberoende av omgivningen, eftersom det alltid kommer att finnas ett visst produktflöde in på gården. Ett exempel är den energi som används vid tillverkning av traktorer, att reglera detta så att endast energi från jordbruket används till detta är onödigt. Däremot finns tillräckligt

med arealer i Sverige för att jordbruket ska kunna bli självförsörjande med drivmedel om en mix av bränslen används (Ahlgren m.fl., 2009).

Utifrån detta är den andra tolkningen rimligast att jordbruket producerar lika mycket förnybar energi som det använder, men att det inte nödvändigtvis är den energi som jordbruket själv använder. Vissa bränslen som produceras inom jordbruket är mer lämpade för att användas inom andra sammanhang. Om den andra tolkningen görs skulle det innebära att jordbruket kan bli självförsörjande på energi fram till 2016, men ett stort arbete för detta kvarstår. Både för att minska energianvändningen och att byta ut till fossilfria lösningar men även att producera energi.

3.4.1.2 Styrmedel

Åtgärder som leder till en minskad användning av fossila bränslen och ökad användning av förnybar energi är viktiga åtgärder i regeringens energipolitik (Riksdagen, 2009). Utöver generella styrmedel i energisektorn finns för lantbrukets del även riktade styrmedel till förnybar energi under perioden 2010-2013 i form av förstärkt budget till investeringar och projekt inom ramen för de nya utmaningarna i landsbygdsprogrammet, se avsnitt 3.1.1.

Flera av förslagen på styrmedel som togs fram inom energikartläggningen (Energimyndigheten, 2010a) gynnar även utbyte till förnybar energi. Följande styrmedelsförslag rör även utbyte till förnybar energi:

- Det behövs stärkta forsknings, utvecklings och demonstrationsinsatser för att ta fram alternativ till fossila bränslen i arbetsfordon. Även forskning kring nya systemlösningar är viktigt.
- Jordbruksverket bör se över investeringsstöd för energieffektivare utrustning eller fordon .
- Medel för tekniktävling eller demonstrationsanläggningar bör utlysas.

Även förslaget om energikartläggning för mindre företag och ett ökat nätverksarbete kommer att påverka utvecklingen mot utbyte till förnybar energi (se avsnitt 3.2.1.8)

3.4.1.3 Skillnad mellan ekologisk och konventionell produktion

I ekologiskt jordbruk förbrukas i genomsnitt mer drivmedel till traktorer i växtodlingen jämfört med konventionell växtodling, däremot är den totala mängden fossil energi lägre eftersom konstgödsel inte används (Cederberg, 2009). Det finns i övrigt inga avgörande skillnader mellan ekologiskt eller konventionellt jordbruk i fråga om problem eller möjligheter med att genomföra omställningen från fossila till förnybara bränslen.

3.4.1.4 Påverkan på andra miljömål

Utbyggnad av vindkraft i områden med intensiv jordbruksproduktion kan ha positiva effekter för den biologiska mångfalden. Tillfartsvägar och andra odlingsfria ytor i anslutning till vindkraftverk kan med enkla insatser utvecklas till spridningsvägar och

livsmiljöer för den vilda mångfalden. Samtidigt kan vindkraftverk utgöra en risk för fåglar och fladdermöss. Jordbruksverket utreder för närvarande samverkansmöjligheter mellan vindkraft och biologisk mångfald i åkerlandskapet.

3.5 Förnybar energi från jordbruket

En ökad produktion av förnybar energi från jordbruket är framför allt motiverad utifrån att den kan bidra till att minska samhällets användning av fossil energi. Ökad bioenergiproduktion från jordbruket minskar inte per automatik jordbrukets utsläpp av växthusgaser, men behandlas här – trots detta – som en åtgärd för att minska växthusgasutsläppen.

3.5.1 Ökad produktion av grödor till biogas

Biogas kan i princip produceras från vilken gröda som helst även om biogasutbyten och hektarskördar kan variera betydligt. Ska grödorna användas för energiändamål kan det vara aktuellt med andra sorter och kvalitetskrav vilket kan leda till högre skördar och/eller effektivare produktion. För svenska förhållande studeras detta bland annat i projektet Crops4Biogas⁴. I skrivande stund föreligger dock inte några rapporter från projektet. (Lantz & Börjesson, 2010)

En ökad vallodling med målsättning att leverera vallensilage som substrat i biogasproduktion, i stället för till foder till nötkreatur som annars är brukligt, skulle innebära en minskning av såväl växtnäingsförluster som växthusgasutsläpp från jordbruket, utifrån antagandet att vall ersätter spannmål. Hittills gjorda beräkningar visar dock på dålig lönsamhet, dvs. i de fall där vallen ersätter spannmålsodling (Jordbruksverket, 2009b). Detta är också en rimlig förklaring till varför omfattningen av odling av vall till biogas hittills är mycket begränsad.

Rötning av stallgödsel, som framför allt minskar jordbrukets utsläpp av metan, behandlas i avsnitt 3.7.2. Framställning av fordonsgas genom samrötning av gödsel och till exempel vallgröda medför ett effektivt utnyttjande av åkermarken jämfört med de biodrivmedelssystem som baseras på ettåriga jordbruksgrödor (SOU, 2007).

3.5.2 Ökad produktion av grödor till flytande biobränslen

Produktion av flytande biobränslen i Sverige består i nuläget av etanolproduktion från spannmål och RME-produktion från raps. Dessa kallas första generationens biodrivmedel. I andra generationens biodrivmedel, som är under utveckling, ska lignocellulosa användas, vilket innebär att andra grödor (exempelvis salix) kan bli aktuella.

Vid dagens produktion av flytande biobränsle bildas i vissa fall också biprodukter som kan nyttjas, exempelvis drank vid etanolproduktion från spannmål samt rapskaka och rapsmjöl vid RME-produktion. Dessa biprodukter nyttjas som proteinfoder vid djurproduktion. En uppskattning har gjorts som visar att biprodukterna skulle kunna

⁴ http://www.biotek.lu.se/research/renewable_energy/crops_4_biogas/

utgöra runt 15 procent av den totala foderkonsumtionen, vilket motsvarar 700 000 ton ts varav kanske en tredjedel drank (Börjesson, 2007a).

Agroetanols produktion uppgår till i storleksordningen 210 000 m³ etanol och 175 000 ton proteinfoder per år⁵. I Perstorp produceras runt 180 000 m³ RME och Lantmännen Ekobränsle har en kapacitet på 45 000 m³ RME (som i och för sig inte nyttjats till fulla alla år)⁶. Vid produktion av 1 m³ RME bildas 1,3 ton ts rapsmjöl (Börjesson, 2007a), vilket skulle innebära att 290 000 ton ts rapsmjöl bildas i samband med svensk RME-produktion. Därmed skulle det finnas avsättning för ytterligare 235 000 ton ts biprodukter. Det är i första hand rapskaka och rapsmjöl som kan bli aktuellt, eftersom redan dagens etanolproduktion ger upphov till en stor andel av den drank det finns avsättning för, och 235 000 ton ts motsvarar då ytterligare 180 000 m³ RME. Det finns således en vinst att göra ur ett klimatperspektiv, både med avseende på minskad användning av fossila bränslen och med avseende på minskad import av proteinfoder.

År 2008 odlades raps och rybs på drygt 90 000 hektar i Sverige⁷. Baserat på växtföljdsrestriktioner förväntas maximalt 180 000 hektar kunna nyttjas för rapsodling till RME-produktion (se Börjesson, 2007a och referenser däri). För att producera 1 m³ RME behövs gröda från i storleksordningen ett hektar. Således importeras råvaran till en stor del av rapsoljan som används för RME-produktion i Sverige i nuläget, och om RME-produktionen ytterligare ökar kommer även importen att behöva öka.

3.5.3 Ökad produktion av grödor till fasta biobränslen

I detta avsnitt har vi valt att inte behandla poppel och hybridasp, och inte heller livsmedelsgrödor till förbränning (till exempel havre) eller nya energigräs (till exempel scarvazi). Detta p.g.a. att de i ett tidigt skede av utredningen av olika skäl har bedömts som mindre betydelsefulla under den aktuella tidsperioden.

3.5.3.1 Halm

Idag används ca 100 000 ton halm per år i Sverige som bränsle, vilket motsvarar halm från ca 30 000 hektar eller knappt 3 procent av den totala spannmålsarealen (SOU, 2007). I Götalands och Svealands skogsbygder samt i Norrland används i princip all halm i djurhållningen, men i Götaland finns ett överskott. Av den bärgningsbara skörden av halm om ca 11 TWh blir ca 6 TWh kvar när förbrukningen inom djurhållningen har räknats bort (Börjesson, 2007b).

En ökad omfattning av halmbärgning till energiändamål förutsätter att det finns köpare i närheten av där halmen finns (Stenkvist m.fl., 2009). Idag ses halm endast som ett konkurrenskraftigt bränsle i Skåne. För att få fler intresserade användare, och även lantbrukare som är intresserade av att bärga sin halm, behöver halmens konkurrenskraft förbättras (Stenkvist m.fl., 2009). Det kräver att lagrings- och transportteknik utvecklas så att kostnaden för hantering och transport kan sänkas. Det är också viktigt att utveckla

⁵ www.agroetanol.se

⁶ www.bioenergiportalen.se, uppgifterna presenteras i enheten ton och en omvandling till m³ har gjorts baserat på densiteten 0,883 kg per liter.

⁷ www.bioenergiportalen.se

tekniken för bärgning av halmen så att den kommer bort från åkern snabbt och inte stör lantbrukaren i det fortsatta arbetet.

3.5.3.2 *Salix*

Salix presenteras ofta som en energigröda med stor potential (se bland annat SOU, 2007). Avkastningen kan uppgå till 10 ton ts per hektar och år, och när beståndet etablerat sig kan det vanligtvis skördas var tredje eller fjärde år, under en period av 20–25 år (Anderson m.fl., 2004).

Jordbruksverket har analyserat olika scenarier för bioenergi (Jordbruksverket, 2009b). I ett av dessa anläggs 100 000 hektar salixodling utmed kusten i södra Sverige, vilket även anges bidra till en minskning av kväveläckaget från jordbruket med 1 000 ton och en minskning av fosforläckaget med 5 ton. Det finns således möjliga synergieffekter mellan ökad produktion av bioenergi och minskat läckage av näringsämnen.

Den totala arealen salixodling i Sverige har länge legat runt 15 000 hektar, och merparten av odlingarna anlades i början av 90-talet. Trots att det enligt kostnadskalkyler är lönsamt att odla salix (Rosenqvist, 2009) anger lantbrukare (både de som ägnar sig åt salixodling och de som inte gör det) att lönsamheten i odlingarna är för dålig (Paulrud & Laitila, 2007; Kimming, 2008). Ekonomin är också ett av de främsta argumenten till att inte fler lantbrukare väljer att plantera salix. Lönsamheten skulle kunna öka betydligt om arealen salixodlingar ökade, eftersom stordriftsfördelar innebär att hanteringen blir billigare (SOU, 2007). Med fler odlingar skulle det också uppstå konkurrens på marknaden för tjänster kopplade till produktion av salix, vilket skulle leda till lägre kostnader och mer valfrihet för markägarna. En bedömning är att arealen måste uppgå till åtminstone 50 000 hektar för att stordriftsfördelar ska erhållas (SOU, 2007).

Förutom att den verkliga avkastningen anses vara för låg, kan lantbrukarnas kostnadskalkyler underskatta lönsamheten. De ekonomiska kalkyler som gjordes på 90-talet överskattade potentialen i salixodling, eftersom de baserades på en avkastning som inte realiserades (SOU, 2007). Dessa erfarenheter kanske gör att lantbrukarna räknar med en lägre avkastning än den som faktiskt kan uppnås i nyanlagda odlingar. En enkätundersökning visar vidare att lantbrukarna kräver en högre avkastning för att satsa på salix (runt 2 300 kronor per hektar och år) än för att odla spannmål (Paulrud & Laitila, 2007). Detta beror på att det anses mer riskfyllt att odla salix som har längre omloppstid än grödor som lantbrukaren är van vid, blir högre och kräver att speciella maskiner hyrs in för hanteringen (Paulrud & Laitila, 2007). Lantbrukarna ser positivt på långsiktiga avtal med värmeverk (Kimming, 2008; Stenkvist m.fl., 2009; Jonsson m.fl., 2009), eftersom det till viss del minskar de upplevda riskerna med salixens långa omloppstid.

Energiproducenter är generellt positiva till salix som bränsle, och en inblandning på upp till 5–10 procent kan vara möjlig utan att några problem uppstår vid eldning (Stenkvist m.fl., 2009). För energiproducenten vore det optimalt att ha en relativt jämn tillförsel av salix (SOU, 2007). En jämn tillförsel förbättrar också möjligheterna för lantbrukaren att få ett bra pris för salixen. Befintlig skördeteknik tillåter endast avverkning när bärigheten i marken är tillräckligt god, vilket tvärt om innebär att mycket salix levereras

till energiproducenten under en kort period. För att lösa detta problem behöver skördeteknik och -logistik utvecklas, exempelvis genom att förbättra möjligheterna till lagring (Stenkvist m.fl., 2009).

Även om det finns mycket tillgänglig information om odling av salix har denna inte förts ut på ett sätt som ökat lantbrukarnas intresse för grödan (Stenkvist m.fl., 2009). Ökad kunskap hos markägarna skulle kunna leda till att fler valde att etablera odlingar (Jonsson m.fl., 2009). Praktisk information i form av goda exempel efterfrågas från lantbrukarnas sida, och även odlarträffar (Kimming, 2008; Stenkvist m.fl., 2009).

3.5.3.3 Rörflen

Rörflen är en flerårig energigröda, som skördas årligen. Avkastning ligger runt 5 till 7 ton torrsbstans per hektar och år (se referenser i SOU, 2007). Rörflen växer bra på organogen mark (Pahkala m.fl., 2003), varför odling av rörflen har presenterats som en särskilt intressant åtgärd för organogen mark (se avsnitt 3.6.3).

Studier har visat att lantbrukare generellt är mer positiva till att odla rörflen än salix (Paulrud & Lattila, 2007). Vid skörd och sådd kan samma metoder användas som vid odling av konventionella grödor, vilket anses positivt. En stor kostnad i samband med etablering av rörflen kan utgöras av restaurering av marken.

Det finns ingen etablerad marknad för rörflen, vilket bland annat berott på att värmeverken sett rörflen som ett besvärligt bränsle. Det är fördelaktigt att förädla rörflen till briketter, pellets eller pulver, eftersom bättre förbränningsegenskaper och enklare hantering kan erhållas (Larsson m.fl., 2006). Förbränning av rörflenspellets ger dock upphov till mer aska än träpellets, och lämpar sig därför inte i mindre pelletsbrännare för villabruk (Larsson m.fl., 2006).

Inom ramen för projektet Bioenergigårdar har 420 hektar rörflensodling etablerats i Västerbotten⁸. Umeå Energi och Skellefteå Kraft, har kontrakt med markägarna om att köpa bränslet. Genom denna typ av projekt kan kunskapen om såväl odling och skörd som förbränning att öka.

3.5.3.4 Hampa

Hampa är den gröda som är längst ifrån att vara kommersiellt konkurrenskraftig av de grödor som hittills studerats utifrån svenska förhållanden. Mer kunskap behövs innan en bedömning kan göras om grödan kan bli ett lönsamt stråbränsle (SOU, 2007)

3.5.3.5 Samlad teknisk potential

Jordbrukets produktion av bioenergi uppskattas i nuläget vara 1,5 TWh (SOU, 2007). Ofta anförs att den mark som tagit ur produktion under de senaste 25 åren skulle utgöra en stor potential för ökad bioenergiproduktion. I en kartläggning som Jordbruksverket

⁸ <http://www.ac.lst.se/ovrigasamhallsfragor/bioenergigardar>

genomfört (Jordbruksverket, 2008b) visar det sig dock att det är en relativt liten andel av denna mark som på kort sikt kan tas i bruk för odling.

De skattningar som gjorts av jordbrukets potential att bidra med bioenergi till 2020 varierar (SOU, 2007). LRF uppger en potential om 23 TWh medan Lantmännen anger 33 TWh. Oljekommissionen kommer fram till 10 TWh medan Klimatkommittén anser att potentialen är 1 TWh eller 25 TWh beroende på om man beaktar ekologiska, ekonomiska och tekniska restriktioner eller inte.

En mer utförlig beskrivning av potentialen för olika energigrödor, växtrester och gödsel har genomförts (Börjesson, 2007b). I denna anges att det 2003–2005 i genomsnitt producerades växtrester motsvarande 31 TWh per år och gödsel motsvarande 14 TWh per år. Då fanns en obligatorisk träda om 5 procent av arealen, och om denna areal odlades med energigrödor skulle ytterligare 4 TWh kunna erhållas. Det fanns även frivillig träda motsvarande 8 procent, vilket (om marken istället nyttjades för produktion av energigrödor) skulle kunna ge ytterligare 2–7 TWh. Bruttoenergiproduktionen på överskottsvall beräknades till 5–8 TWh. Efter ett antal antaganden kring begränsningar i nyttjanden landar Börjesson (2007b) i att potentialen för jordbruket om endast restprodukter används är 12 TWh. Om dessutom 20 procent av åkermarken används till bioenergi blir potentialen 32 TWh.

3.5.3.6 Realiserbar potential

3.5.3.6.1 Bidrag från jordbruket i TWh

I regeringens budgetproposition för 2010 (Regeringen, 2009a) står som ett inriktningsmål under visionen Bruka utan att förbruka att ”*De gröna näringarna är miljö- och resurseffektiva och har en nyckelroll i Sveriges energiproduktion.*” Vidare anges att råvaror från jord- och skogsbruket ska bidra påtagligt till förnybar energiproduktion

Det är inte helt självklart vad regeringens ambitioner innebär. Sverige använde år 2007 404 TWh exklusive förluster och bunkerolja till fartyg (Energimyndigheten, 2008). Skogen producerar i storleksordningen 120 TWh per år (inkl torv), dvs. nästan hundra gånger mer än jordbrukets 1,5 TWh (SOU, 2007).

Även med en tiodubbling av jordbrukets bioenergiproduktion skulle det vara svårt att påstå att jordbruket bidrar påtagligt. Betraktar man dock jord- och skogsbruket samlat finner man snabbt att denna sektor redan idag bidrar högst påtagligt. En rimlig tolkning är enligt Jordbruksverkets uppfattning att regeringen vill slå fast en ambitionsökning för bioenergiproduktion för såväl jordbruket som skogsbruket.

Energimyndigheten har presenterat en vision för år 2020 som är uttryckt som en ökning av energi från åkerbränslen (inkl. restprodukter från åkern) på 6–8 TWh (Energimyndigheten, 2009). Som realiserbar potential till år 2016 föreslår Jordbruksverket en ökning från dagens nivå på ca 1,5 TWh till 4–6 TWh. Utifrån dagens kunskapsläge, och med ett samlat växtnäring- och växthusgasperspektiv, bör denna ökning i huvudsak komma från restprodukter och fleråriga energigrödor.

3.5.3.6.2 Minskade växthusgasutsläpp vid ökad användning av biobränslen

Börjesson och Tufvesson (2010) har gjort en beräkning ur ett livscykelperspektiv av hur mycket koldioxid som avgår från användning av fossila bränslen vid odling av olika energigrödor. De delar som ingår är transporter, gödselproduktion, produktion av frön, pesticider, fordon samt (för vete och raps) torkning. Till detta har sedan lustgasavgång från tillverkning av mineralgödsel adderats. Skattningar har även gjorts av växthusgasutsläpp med biologiskt ursprung; lustgasavgång från marken efter gödsling och kolförlust från marken orsakad av odling. Dessa har jämförts med två olika referenstillstånd, och resultaten varierar mycket beroende på om referenstillståndet är en veteodling eller en ogödslad betesmark. Medan omvandling av betesmark till energigrödeodling ger upphov till ökad växthusgasavgång, är växthusavgången i de flesta fall lägre från odling av energigrödor än från veteodling (tabell 17).

Tabell 17. Växthusgasavgång (kg CO₂-ekvivalenter per MWh skördad biomassa) från olika odlingssystem. Modifierat från tabell i Börjesson och Tufvesson (2010).

	Insatsenergi ¹	Biologiskt (referens bete ² / vete ³)	Totalt (referens bete / vete)
Vete	47	67 / 0	114 / 47
Vallgrödor	28	17 / -42	45 / -14
Salix	16	9 / -34	25 / -18

¹ Koldioxidavgång från användning av fossila bränslen

² Växthusgasutsläpp med biologiskt ursprung från odling av energigrödor jämfört med bete

³ Växthusgasutsläpp med biologiskt ursprung från odling av energigrödor jämfört med veteodling

Den totala växthusgasavgången från användning av eldningsolja, från råvaruutvinning till förbränning, är 324 kg per MWh (Uppenberg m.fl., 2001). Beroende på gröda, och utifrån vilket referenstillstånd de biogena emissionerna beräknas, blir växthusgasavgången mellan 210 och 342 kg lägre per MWh om biobränslen används istället för olja. En ökning av bidraget från energigrödor till den nationella energiförsörjningen med 2,5 respektive 4,5 TWh skulle således minska den svenska växthusgasavgången med 525 000 och 1 539 000 ton koldioxidekvivalenter per år, om biobränslena användes för att ersätta eldningsolja.

3.5.3.7 Styrmedel

Det viktigaste hindret för att öka produktion och användning av energigrödor är dålig lönsamhet (Stenkvist m.fl., 2009). För att minska produktionskostnaderna krävs en förbättring av energigrödornas konkurrenskraft, i första hand gentemot skogsflis (Stenkvist m.fl., 2009).

3.5.3.7.1 Etanol och RME

I den utredning som gjordes av jordbrukets bidrag till bioenergiproduktionen (SOU, 2007) drogs slutsatsen att tillverkning av RME är lönsam och att inga åtgärder behövs för att stödja odling av oljeväxter för RME-produktion. För att gynna tillverkningen av etanol ansågs nya spannmålssorter, som är bättre anpassade för etanolproduktion, behöva tas fram och odlingen anpassas efter etanolindustrins krav (SOU, 2007). Det

förstnämnda bedömdes kunna komma till stånd genom marknadsmässiga drivkrafter, medan medel från landsbygdsprogrammet angavs kunna användas för att sprida kunskap om odling av spannmål för energiproduktion. Medel finns att söka för kompetensutveckling inom landsbygdsprogrammet och därmed finns möjlighet att bedriva informationskampanjer om odlingskrav vid produktion av olika energigrödor. Ytterligare styrmedel bedöms inte behöva införas i nuläget.

3.5.3.7.2 Vall till biogas

Eftersom ökad biogasproduktion är en viktig pusselbit i arbetet med att ersätta fossila bränslen i framför allt transportsektorn, är det angeläget att hitta lämpliga styrmedel som leder till en ökad rötning av såväl restprodukter som grödor, och gärna i kombination (dvs. samrötning).

I landsbygdsprogrammet finns sedan 2009 särskilda medel avsatta till investeringar i gödselbaserad biogasproduktion, se vidare under avsnitt 3.1.2. För att främja vallodling generellt finns två olika ersättningsformer riktade till vall, men de höga ersättningarna går idag endast till vall som används till foder.

3.5.3.7.3 Salix

Lantbrukare som vill odla salix kan söka ett investeringsstöd för plantering av energiskog. Genom detta täcks upp till 40 procent av de stödberättigande kostnaderna för plantor och plantering, dock maximalt 5 000 kronor per hektar. Stöd kan också betalas ut för viltuthägnad, maximalt 40 procent eller 12 000 kronor per hektar. Dessa stöd verkar inte räcka till för att öka intresset för salixodling bland markägare. Om det finns en vilja att öka arealen salixodling kan därmed ytterligare styrmedel behöva införas. Forskning, utveckling och demonstration behövs i syfte att förbättra logistik och teknik i samband med skörd, och kunskap och information behöver spridas till lantbrukare. Förutom detta kan det dock finnas ett behov av ekonomiska styrmedel för arealen salixodling ska överstiga tröskelvärden där stordriftsfördelar kan erhållas.

I en utredning (SOU, 2007) övervägdes ett antal styrmedel för att få till stånd en ökad areal salixodling. Utredningen gjorde bedömningen att odling av salix på vissa marker redan i dag är lönsam för lantbrukaren varför en ökning av investeringsstödet för energiskog inte var motiverat. Istället föreslogs en kontraktspremie till värme- och kraftvärmeverk som upprättar ett långsiktigt avtal med lantbrukare om leverans av salix. I regeringens energiproposition (Regeringen, 2009b) angavs att det inte är möjligt att införa en sådan kontraktspremie på grund av att den innebär att lantbrukarna blir de slutliga stödmottagarna, vilket inte är förenligt med regelverket för statligt stöd för jordbruk. Vidare uppgavs en kontraktspremie snedvrider konkurrensen för salix i förhållande till andra energigrödor.

En utbildnings- och informationskampanj har ansetts behöva genomföras av Jordbruksverket i samråd med odlingsrepresentanter, värme- och kraftvärmeverken samt regionala myndigheter (SOU, 2007). Denna skulle i första hand syfta till att förmedla välgrundade ekonomiska kalkyler för salixodling, men också ge kunskap om regelverk och information om grödans placering i landskapet och effekter för natur- och kulturmiljön. Intervjuer som genomförts med olika aktörer som arbetar med

energigrödor indikerar att det som i första hand behövs är praktisk information i form av goda exempel, och även odlarträffar (Kimming, 2008; Stenkvist m.fl., 2009).

Forskning och utveckling av skördelogistik och -teknik har genomförts inom Värmeforsks program ”Grödor från åker till energi” (Bubholz m.fl., 2010). Vidare har Energimyndigheten har utlyst 8–10 miljoner kronor till projekt kring skördeteknik eller skördesystem för salix⁹. Projekten ska genomföras under 2010. Dessa satsningar kan bidra till att förbättra lönsamheten i salixodlingar.

3.5.3.7.4 Rörflen

Eftersom rörflen räknas som ett vallgräs inryms det i det befintliga vallstödet, en miljöersättning inom landsbygdsprogrammet. Vallstödet uppgår till 300 kronor per hektar och år. Vallarna måste ligga obruten i minst 3 vintrar i följd och den ska brukas aktivt varje år genom att betas eller skördas. Dessutom kan lantbrukare söka investeringsstöd för moderniseringsåtgärder från landsbygdsprogrammet för att ställa i ordning mark för odling. I de flesta fall kan stöd utbetalas för maximalt 30 procent av stödberättigande kostnader, men om verksamheten finns inom glesbygd i norra Sverige kan länsstyrelsen i vissa fall besluta om att stödet kan uppgå till upp till 50 procent.

3.5.3.7.5 Utmaningar inom landsbygdsprogrammet

I en översyn som gjordes av EU:s gemensamma jordbrukspolitik pekades ett antal områden ut som prioriterade, två av dessa var klimat och förnybar energi (se avsnitt 3.1.1). Med anledning av detta gjordes anpassningar i landsbygdsprogrammet, och särskilda medel avsattes för åtgärder som rör klimat och energi (Regeringen, 2008). Detta gäller bland annat stöd till kompetensutveckling, information och kunskapsspridning samt stöd för modernisering av jordbruksföretag. Dessa medel skulle exempelvis kunna användas för att finansiera nationella projekt med syfte att samordna och utveckla kunskap, eller för att genomföra klimatanpassningar inom jordbruksföretag. Speciella medel för klimat och energi finns också avsatta inom stöd för diversifiering till annan verksamhet än jordbruk och affärsutveckling i mikroföretag. Här skulle stöd exempelvis kunna betalas ut till företag som vill ägna sig åt att göra briketter av rörflen.

Således finns relativt goda möjligheter för landsbygdsföretag som vill arbeta förnybar energi att få stöd. En utvärdering bör göras av hur satsningen fallit ut och eventuellt kan medel även avsättas efter 2013.

3.5.3.8 Kostnader

För att odling av energigrödor ska ske i större omfattning krävs en ökad lönsamhet för markägarna. Salix bedöms i kostnadskalkyler vara lönsamt (Rosenqvist, 2009), under förutsättning att odlingarna sköts på rätt sätt. Det är svårare att få lönsamhet i rörflensodling (Rosenqvist, 2009). I den kalkyl som tagits fram (Rosenqvist, 2009) varierar kostnadskalkylen för rörflen beroende på vilka kostnader som räknas in. Om endast särkostnader, så som gödning och körslor som normalt inte utförs av

⁹ www.energimyndigheten.se

lantbrukaren själv, räknas in ger rörflewsodling intäkter på 410 kronor per hektar och år. Om alla körslor inkluderas ger rörflewsodling istället upphov till en kostnad på –2 853 kronor per hektar och år. Markkostnader ingår inte i kalkylen och inte heller gårdsstöd eller andra stöd.

Gårdsstödet uppgår till mellan 1 300 och 2 800 kronor beroende på var i landet marken finns. Om vi antar att en rörflewsodling etableras i norra Sverige skulle gårdsstödet vara 1 300 kronor per hektar och år. Till detta kommer vallstödet på 300 kronor per hektar och år. För att markägaren ska få ersättning för alla körslor behövs då ytterligare intäkter på i storleksordningen 1 300 kronor per hektar.

Ett högre vallstöd betalas ut till vall som används för foder. I norra Sverige tillkommer 2 000 kronor per hektar och år. Om det högre vallstödet användes även för odling av rörflews för energiändamål skulle odlingen bli lönsam.

På motsvarande sätt som beskrivs i exemplet med rörflews ovan kan lönsamheten i vallodling till biogas stärkas.

3.5.3.9 Olika förutsättningar för konventionella respektive ekologiska producenter

Hampa är särskilt intressant för ekologisk odling eftersom den har ett växtsätt som lätt konkurrerar ut ogräs (Paulrud & Laitila, 2007). När det gäller vallodling bedömer Jordbruksverket att förutsättningarna är i stort sett likvärdiga i ekologisk och konventionell odling. Däremot för övriga bioenergiogrödor (till exempel salix) bedömer Jordbruksverket att det saknas kunskap – eller i varje fall kunskapssammanställningar – om bioenergiproduktion utifrån de ekologiska produktionsmetoderna.

I de odlingsanvisningar och försöksresultat som finns tillgängliga för jordbrukarna förutsätts för det mesta att produktionen av bioenergi ska ske med hjälp av mineralgödsel (alternativt rötslam) och kemisk bekämpning av ogräs. Såväl forskare som rådgivare bör beakta det faktum att intresset för att odling av energiogrödor framöver inte bara finns hos konventionella jordbrukare utan även ekologiska producenter.

När det gäller biogas från vall och grön gödselingsogrödor finns ofta ett starkare incitament i ekologisk produktion som hänger samman med hur man värderar rötresten i förhållande till andra tillgängliga gödselmedel.

3.5.3.10 Inverkan på andra miljömål

Vid odling av energiogrödor kan man uppnå fler positiva miljöeffekter än minskade växthusgasutsläpp, exempelvis minskat kväveläckage och minskad användning av växtskyddsmedel. Den positiva effekten beträffande kväveläckaget är främst koppad till fleråriga energiogrödor.

En utökad odling av energiogrödor kan även ha effekter på biologisk mångfald. Med rätt placering – speciellt i slättbygd – kan energiogrödor ge ett positivt bidrag till både variationen i landskapet och biologisk mångfald (Weih, 2006). Däremot kan etablering

av energiskog på mark som tidigare låg i träda eller utgjordes av extensiv vall vara negativt. På samma sätt kan rörlensodlingar som lokaliseras till skogsbygder ge positiv effekt för biologisk mångfald.

Odling av salix kan även bidra till att uppnå målet om Giftfri miljö.

3.5.3.11 Förslag

För att öka arealen bioenergi krävs en översyn av befintliga regelsystem samt informationsspridning kring vilka möjligheter markägarna har.

3.5.3.11.1 Vall till biogas

Det är lämpligt att snarast se över villkoren i dessa vallersättningar i syfte att åtminstone - till att börja med - jämställa användning av vall till biogas med vall till foder. Nästa steg kan vara att designa en särskild ersättningsform för vall till biogas. Det sistnämnda bör utredas i samband med generell översyn av det pågående landsbygdsprogrammet, och/eller framtagande av tekniska underlag inför ett nytt landsbygdsprogram (eller motsvarande) efter 2013.

3.5.3.11.2 Salix

Jordbruksverket avser att förstärka sitt arbete med information om salix till lantbrukare under de kommande åren. Detta skulle kunna kosta i storleksordningen 200 000 kronor. Kostnaden kan anses vara försumbar jämfört med kostnaden för investeringsstöd (se nedan).

Målet i det nuvarande landsbygdsprogrammet 2007–2013 innebär en ökning av arealen energiskog (salix, hybridasp eller poppel) med 4 300 hektar per år. Jordbruksverkets preliminära förslag är en fortsättning på den pågående satsningen – och då framför allt på salix – i det program som kommer efter det nuvarande landsbygdsprogrammet. En grov uppskattning är att 5 000 hektar per år skulle kunna planteras med energiskog. Om stödnivån bibehålls (maximalt 5 000 kronor per hektar för plantor respektive 12 000 kronor per hektar för viltuthägnad) och behov av viltuthägnad föreligger på en femtedel av den areal som planteras blir kostnaden för denna åtgärd under perioden 2014–2016 110 miljoner kronor ($15\,000\text{ hektar} \times 5\,000\text{ kr} + 3\,000\text{ hektar} \times 12\,000\text{ kr} = 110\text{ miljoner kr}$).

Med en genomsnittlig produktion motsvarande 50 MWh per hektar och år (Börjesson & Tufvesson, 2010), och en minskad växthusgasavgång på 300 kg koldioxid per ersatt MWh olja (se ovan), uppgår den totala koldioxidreduktionen vid anläggning av 15 000 hektar salixodling för energiändamål till 225 000 ton koldioxid per år. Reduktionskostnaden per ton koldioxid uppgår då till drygt 490 kronor.

Regeringen bör vidare ge Jordbruksverket i uppdrag att – gärna tillsammans med Energimyndigheten – studera möjligheten att införa ytterligare stöd eller annat styrmedel som tillsammans med investeringsstödet i landsbygdsprogrammet och information, kan öka odlingen av (och efterfrågan på) salix.

3.5.3.11.3 Rörflen

Villkoren för vallersättningar ses över, och möjligheterna att betala ut de högre ersättningar, som i nuläget endast går till vall som används till foder, även till vall som används för bioenergi (se ovan).

Jordbruksverket avser även att aktivt sprida information till lantbrukare och rådgivare om de stöd som finns att söka för odling av rörflen. En informationskampanj av detta slag beräknas kosta i storleksordningen 150 000 kronor.

Även om arealen rörflensodling skulle öka mycket under de kommande åren, bedöms såväl kostnaden för utdelade stöd och information som bidraget till minskad koldioxidavgång orsakad av substitution av fossila bränslen på kortare sikt vara försumbar i förhållande till salix.

3.6 Organogen mark

Organogena jordar är jordar som innehåller minst 20 procent organiskt material (FAO, 2006). Halten organiskt material varierar mellan olika jordarter. Organogena jordar bildas när marken är vattentäkt, genom att organiskt material bryts ned långsammare när syre inte finns tillgängligt. Under 1800-talet rådde brist på åkermark i Sverige och då genomfördes storskalig dikning av våtmarker, för att få tillgång till mer produktiv mark.

I Sverige finns i nuläget i storleksordningen 268 000 hektar organogen jordbruksmark, av vilka 70 000 hektar är gyttjemark (gyttja, lergyttja-gyttjelera) och resten marker med torvtäcke (kärrtorv och mosstorv) (Berglund m.fl., 2009). Gyttjelera och lergyttja innehåller mindre än 20 procent organiskt material (Berglund & Berglund, 2010), och räknas således inte som organogen enligt de flesta definitioner (se exempelvis FAO, 2006). De inkluderades ändå i skattningen eftersom de fortfarande innehåller mycket kol, och liknar organogena jordar på flera sätt (Berglund & Berglund, 2010). Av de 268 000 hektaren nyttjas 30 procent extensivt (betesmark, träda, våtmark med mera), 40 procent för vall och 30 procent för grödor, varav knappt 2 procent radgrödor (tabell 18). Gyttjemark är något mer intensivt odlade än torvjordar, men för båda grupperna används en större andel för vall och bete än snittet för all jordbruksmark i Sverige (Berglund m.fl., 2009). Den organogena jordbruksmarken är alltså mer extensivt brukad.

Tabell 18. Procentuell fördelning av användning av all organogen jord (gyttja, lergyttja-gyttjelera, torvmark) och enbart torvmark (mark med kärr- eller mosstorv, ytligt lager såväl som över 0,5 m tjocklek). Från Berglund m.fl. (2009).

	Betesmark	Ettåriga grödor	Radgrödor	Träda	Vall	Våtmark	Övrigt
Organogen mark	22,1	27,8	1,7	7,1	39,5	1,1	0,5
Torvmark	25,2	21,8	1,5	7,1	42,7	1,0	0,7

Organogena jordar innehåller mycket organiskt material och kan vara stora källor för koldioxid och även för lustgas (se exempelvis Maljanen m.fl., 2009 och referenser däri). Den totala koldioxidavgången från organogen jordbruksmark (gyttejor­dar undantagna) i Sverige skattas till 2,75 M ton (Naturvårdsverket, 2009c). Till detta kommer drygt 3 000 ton lustgas, motsvarande knappt 1 M ton koldioxidekvivalenter (Naturvårdsverket, 2009c). Åtgärder för att minska avgången av växthusgaser från organogena marker kan därmed ha stor betydelse för växthusgasavgången från jordbrukssektorn, nationellt (Naturvårdsverket, 2009c) så väl som globalt (IPCC, 2007).

Växthusgasavgången från organogena marker styrs bland annat av markens syreförhållanden och näringsstatus. Åtgärder som skulle kunna påverka växthusgasflödena från organogen jordbruksmark är därmed vattenreglerande åtgärder, åtgärder som påverkar markbearbetningen och upptaget av koldioxid från grödor.

3.6.1 Vattenreglerande åtgärder

3.6.1.1 Beskrivning av åtgärd

Våtmarker är ofta stora källor för metan. Metan produceras under syrefria förhållanden, och det finns också mikroorganismer i marken som konsumerar metan. När vattenytan sänks blir den zon inom vilken metan produceras mindre och den inom vilken metan konsumeras större. Därmed innebär en dikning av marken att metanavgången minskar. Vidare leder dikningen ofta till en högre tillväxt, och därmed att vegetationen tar upp med koldioxid. Samtidigt ökar avgången av koldioxid och lustgas från marken vid dikning, genom att marken syresätts och det upplagrade organiska materialet blir tillgängligt för nedbrytande organismer. Nettoeffekten blir ofta en ökad avgång av växthusgaser från systemet, även om det ökade koldioxidupptaget från markvegetationen räknas in (se referenser i Maljanen m.fl., 2009). Därför har återföring av organogen jordbruksmark till våtmark diskuterats som en åtgärd för att minska jordbrukets klimatpåverkan (IPCC, 2007). Återskapande av våtmarker kan, förutom att minska växthusavgången från marken, också ge positiva effekter för biodiversitet och rekreation (Freibauer m.fl., 2004). Om våtmarkerna anläggs på ett sådant sätt att de ökar näringsretentionen kan de också vara positiva ur ett växt­närläcks­läckageperspektiv. En höjning av grundvattennivån på organogen mark kan dock öka risken för fosfor­läckage (Meissner m.fl., 2008). Varje våtmarksanläggning bör därför ske med hänsyn till de platsspecifika förhållandena.

Endast ett fåtal studier har gjorts av växthusgasflöden från organogen mark som återförts till våtmark (Hendriks m.fl., 2007; Ström m.fl., 2007; referenser i Maljanen m.fl., 2009). Det finns därmed inte särskilt mycket kunskap om vilken typ av mark som skulle lämpa sig bäst för återföring till våtmark, eller hur våtmarken ska anläggas och skötas för att åtgärden ska leda till största möjliga reduktion i växthusgasavgång från marken. Generellt gäller dock troligtvis att våtmarker som ska ha så liten avgång av växthusgaser som möjligt ska vara vattentäckta året runt. Detta är extra viktigt för att minimera avgången av lustgas, eftersom lustgasproduktionen kan gynnas av de omväxlande torra och fuktiga förhållanden som kan uppstå om vattennivån fluktuerar strax under markytan (Åsa Kasimir Klemedtsson, muntlig uppgift). Även vegetationen

kan i stor utsträckning påverka avgången av såväl metan och lustgas (Ström m.fl., 2007).

3.6.1.2 Teknisk potential

I en studie, där en våtmark anlagts på organogen jordbruksmark, var marken en nettosänka för 9,5 ton koldioxid per hektar och år (Hendriks m.fl., 2007). Metanavgången var runt 415 kg per hektar och år, motsvarande 8,7 ton koldioxidekvivalenter, medan lustgasavgången var försumbar. I en annan studie hade en våtmark för efterbehandling av spillvatten anlagts på en mosse och, baserat på en månads mätningar, skattades den årliga metanavgången till 115 kg per hektar (motsvarande 2,4 ton koldioxidekvivalenter) och lustgasavgången till 3,9 kg per hektar (motsvarande 1,2 ton koldioxidekvivalenter (Ström m.fl., 2007).

En jämförelse kan göras med orörda myrar. Orörda myrar kan vara källor eller sänkor för koldioxid, beroende på om koldioxidavgången från nedbrytningen av det organiska materialet som samlats i marken är högre eller lägre än markvegetationens koldioxidupptag (se referenser i Maljanen m.fl., 2009). Avgången av koldioxid från nedbrytning av organiskt material i marken skattas till 12–17 ton koldioxid per hektar och år (Saarnio m.fl., 2007). Merparten av detta kompenseras av växternas upptag, och till skillnad från jordbruksmark där vegetationen skördas och den inbundna koldioxiden snabbt frigörs och åter hamnar i atmosfären, lämnas vegetationen kvar och bidrar till att bygga upp markens kolförråd. Därmed är det rimligt att för orörda myrar använda data på nettoflödet. I medeltal är näringsrika (minerotrofa) myrar i den boreala zonen nettosänkor på 0,5 ton koldioxid per hektar och år, medan näringsfattiga (ombrotrofa) myrar är nettokällor på 0,5 ton koldioxid per hektar och år (Saarnio m.fl., 2007). Kolinbindningen som uppmättes i den anlagda våtmarken (Henriks m.fl., 2007) är således betydligt större. Det finns dock anledning att anta att en balans mellan inbindning och nedbrytning förr eller senare uppstår, och den initiala nettoinbindningen kommer därmed inte att hålla i sig. Därför är det rimligare att använda värdet på kolinbinding för orörda, näringsrika myrar i beräkningarna.

Årliga medelflöden på 25 till 165 kg metan per hektar och år har uppmätts från myrar med olika vegetation, som visar på olika bördighet (Nilsson m.fl., 2001). De bördigaste områdena hade den högsta metanavgången. Det är rimligt att anta att våtmarker som anläggs på organogen jordbruksmark är näringsrika. Medelvärdet för näringsrika myrar är dessutom i samma storleksordning som det som skattats vid mätningar i en våtmark som anlagts på organogen mark (Ström m.fl., 2007). Det högre värdet för orörda myrar, vilket motsvarar 3,5 ton koldioxidekvivalenter per hektar och år, kan därmed användas för beräkningar av metanavgången från anlagda våtmarker.

Lustgasflödena från orörda myrar är generellt låga (Martikainen m.fl., 1993; Laine m.fl., 1996; Regina m.fl., 1996). Detta var också fallet för den anlagda våtmarken som inte nyttjades för kväverening (Hendriks m.fl., 2007). Lustgasavgången kan dock bli högre för våtmarker, som används för kväverening, och beror på kvävetillförseln (Svensson, 2010). I storleksordningen 0,05–0,1 procent av tillfört kväve kan bli lustgas (Svensson, 2010). I Ström m.fl. (2007) skattas 0,06 procent av det tillförda kvävet avgå från marken i form av lustgas. En lustgasavgång på 3,9 kg per hektar (motsvarande

drygt 1 ton koldioxidekvivalenter) kan därmed användas i beräkningarna, baserat på Ström m.fl. (2007).

Om avgången av växthusgaser från organogen jordbruksmark sätts till 15 ton koldioxidekvivalenter per hektar och år¹⁰ blir den totala årliga avgången från 268 000 hektar 4 Mton. Om hela denna areal omfördes till våtmark, och de skapade våtmarkerna i medeltal hade en nettoavgång på 3 ton koldioxidekvivalenter per hektar och år, skulle de totala emissionerna från arealen uppgå till 0,8 Mton. Därmed skulle åtgärden ha en teknisk potential att minska växthusgasavgången från jordbruket med drygt 3 Mton koldioxidekvivalenter per år. Om all anlagd våtmark också användes för kväveretention, och avgången av växthusgaser då ökade med i medeltal 1 ton koldioxidekvivalenter per hektar, skulle potentialen minska till knappt 3 Mton koldioxidekvivalenter per år.

Det finns dock stora osäkerheter i dessa siffror och mer forskning behövs inom detta område.

3.6.1.3 Beskrivning av åtgärd

Eftersom effekterna av att återföra organogen jordbruksmark till våtmark är dåligt kända, är det inte befogat att verka för en sådan åtgärd i stor skala. Däremot är våtmarker positiva ur andra perspektiv, exempelvis för biodiversitet och näringsretention, och Sveriges riksdag har antagit ett miljökvalitetsmål för våtmarker. I detta är ett av delmålen att minst 12 000 hektar våtmarker och småvatten ska återställas i odlingslandskapet fram till år 2010¹¹. Under perioden 2000–2008 hade knappt 7 000 hektar våtmarker anlagts eller restaurerats i odlingslandskapet. För att uppnå målet ska alltså ytterligare drygt 5 000 hektar våtmark anläggas fram till 2010.

Om alla dessa hamnade på organogen mark, och om en organogen jordbruksmark i medeltal avger 15 ton koldioxidekvivalenter per hektar och år (Naturvårdsverket, 2009c) och en anlagd våtmark 3 ton koldioxidekvivalenter per år (se ovan), skulle effekten bli en minskning av utsläppen från jordbruket med 60 000 ton koldioxidekvivalenter per år (eller 55 000 ton om alla våtmarker också användes för kväveretention).

3.6.1.4 Styrmedel

Anläggning av våtmark innebär en kostnad för markägaren, dels en kostnad för själva anläggningen och dels genom det intäktsbortfall som uppstår för att ingen odling kan bedrivas på marken. Det finns därför några olika möjligheter för ersättning vid anläggning av våtmarker. Anläggning och restaurering av våtmarker i odlingslandskapet finansieras huvudsakligen genom landsbygdsprogrammet och syftet med dessa våtmarker är främst att gynna biodiversiteten och öka näringsretentionen.

¹⁰ Koldioxidavgången beräknas i detta exempel som ett medel från Sveriges nationella rapportering av koldioxid (2,75 Mton koldioxid från 249 800 ha). Lustgasavgången beräknas med IPCCs emissionsfaktor för organogen åkermark (8 kg N₂O-N per hektar och år), vilken också används i den svenska rapporteringen. Koldioxidavgången blir då 11 ton per hektar och år, medan lustgasavgången motsvarar 3,9 ton koldioxidekvivalenter per hektar och år.

¹¹ www.miljomal.nu

Olika områden prioriteras i olika delar av Sverige och det är länsstyrelserna som väljer vilka insatser de vill satsa på. Ersättning för anläggning eller restaurering av våtmarker kan sökas inom utvald miljö i alla län förutom Norrbotten och Jämtland. Den regionala fördelningen av medel för anläggning och restaurering av våtmarker är dock indirekt riktad till känsliga områden. Våtmarken ska ligga på jordbruksmark, eller ha koppling till jordbruksmark.

Ersättning kan betalas ut upp till 90 procent av stödberättigade kostnader (faktiska kostnader, kostnader för eget arbete och material samt offentliga resurser), dock maximalt 100 000 eller 200 000 kronor per hektar (varierar mellan olika länsstyrelser). Det är enbart de faktiska kostnaderna som kan ersättas. Från och med 2010 kommer större våtmarksprojekt att kunna ersättas med upp till 100 procent. Vidare är kostnaderna för förundersökning, prövning i miljödomstol med mera höga och dessa måste genomföras innan ansökan blivit godkänd. Från och med 2010 är det därför möjligt att få 90 procent ersättning för projektkostnader, även om ansökan inte beviljas och våtmarken anläggs. Våtmarken måste vårdas i 20 år efter det att den färdigställts. En miljöersättning kan betalas ut för skötsel av våtmarker. Vissa villkor måste då uppfyllas, exempelvis att dammvallar, brunnar och övriga anläggningar ska underhållas så att de fungerar samt att igenväxningsvegetation ska tas bort. Grundersättningen är 4 000 kronor per hektar och år. År då växtligheten ska slås kan en tilläggsersättning om 800 kronor per hektar betalas ut.

Målsättningen i landsbygdsprogrammet är att i storleksordningen 6 000 hektar våtmark ska anläggas eller restaureras under programperioden 2007–2013. Även om ersättningsmöjligheter har funnits har takten i anläggningen av våtmarker av olika skäl varit lägre än de uppsatta målsättningarna i landsbygdsprogrammet och enligt delmålet för miljö kvalitetsmålet Myllrande våtmarker. Hittills har ansökningar inkommit på 1 050 hektar (Emma Svensson, muntlig uppgift).

3.6.1.5 Skillnad mellan konventionella och ekologiska odlare

Det finns inga skillnader mellan ekologisk eller konventionell produktion med avseende på åtgärden.

3.6.1.6 Inverkan på andra miljömål

Åtgärden ger, som diskuterats ovan, synergieffekter på miljö kvalitetsmålet Myllrande våtmarker och kan vara positivt för så väl Begränsad klimatpåverkan som Ingen övergödning.

3.6.1.7 Förslag

Det kan vara rimligt att ta med minskade utsläpp av växthusgaser som ett kriterium vid prioritering av våtmarksprojekt. Först behöver dock underlag tas fram om hur våtmarker som syftar till att minska växthusgasutsläpp ska utformas för att bli så effektiva som möjligt och vilka marker som lämpar sig för åtgärder. Organogen jordbruksmark har varit våtmark innan den togs i bruk, så om våtmarkerna förlades till dessa områden skulle landskapet få tillbaka mer av sin ursprungliga karaktär. Därför kan troligtvis

marker som är positiva att omvandla till våtmark ur ett klimatperspektiv ofta sammanfaller med våtmarker som gynnar biodiversitet. Däremot kanske inte våtmarksanläggning som är optimala ur kvävereningssperspektiv sammanfaller med våtmarker som är positiva ur ett växthusgasperspektiv. Det finns högt ställda krav på att minska näringsbelastningen. Våtmarksanläggning är viktig åtgärd i detta sammanhang och ambitionen för våtmarksanläggning för näringsretention bör inte sänkas. Men om anslutningstakten fortsätter att vara låg och målsättningen i landsbygdsprogrammet inte ser ut att nås under nuvarande period kan en möjlighet vara att även prioritera våtmarker på organogen mark, ur såväl biodiversitets- som växthusgasperspektiv.

Om ansatsen skulle visa sig falla väl ut bör under nästa landsbygdsperiod ersättning kunna lämnas vid anläggning av våtmarker på organogen jordbruksmark med syfte att minska utsläppen av växthusgaser. Förhoppningsvis kommer mer kunskap då också att finnas om hur våtmarker ska anläggas och skötas för att minimera växthusgasavgången. Det är bättre att då satsa på ett stöd, som också ställer krav på ett ur växthusgasperspektiv optimal anläggning och skötsel. Den areella målsättningen för anläggning av våtmarker bör beakta det samlade behovet av att minska utsläppen av växthusgaser och näringsbelastningen samt att gynna biodiversiteten.

3.6.2 Minskad odlingsintensitet

3.6.2.1 Beskrivning av åtgärd

Ofta antas att koldioxidavgången från marken påverkas av brukningsintensiteten. I en studie presenteras att avgången ökar från 5 till 30 ton kg koldioxid i ordningen betesmarker < vall < ettåriga grödor < radsådda grödor (Berglund, 1989). Detta samband används bland annat i Sveriges nationella rapportering av växthusgaser (Naturvårdsverket, 2009c). Nya mätningar indikerar dock att tidigare funna samband kanske snarare är ett resultat av att olika marktyper och dräneringssystem används för olika ändamål än användningen i sig (Berglund & Berglund i Lundblad m.fl., 2009). En övergång från exempelvis potatisodling till flerårig vall skulle snarare kunna öka koldioxidavgången från systemet (Berglund & Berglund i Lundblad m.fl., 2009). Något entydigt samband mellan vad som odlas och koldioxidavgången har inte heller setts i finska studier. När koldioxidflöden från marker med gräs och korn jämförts var den skattade avgången¹² högre från gräsmarken i den ena studien och från marken som odlats med korn i den andra (Maljanen m.fl., 2001; Maljanen m.fl., 2004). Inom projektet EUROPEAT har växthusgasflödena från olika former av odlingar studerats¹³. Projektet är avslutat, och resultaten förväntas publiceras under det kommande året (Kerstin Berglund, muntlig uppgift).

I en svensk studie var lustgasavgången tio gånger högre från en mark som odlats med korn än från en permanent gräsbevuxen mark (Kasimir Klemedtsson m.fl., 2009). Avgången från gräsmarken var 2 kg lustgas per hektar och år (motsvarande drygt 0,5 ton koldioxidekvivalenter), och 15 kg (drygt 4,5 ton koldioxidekvivalenter) från marken som plöjts och odlas med korn. En ännu högre lustgasavgång, drygt 40 kg lustgas per hektar från juni till november, har uppmätts från morotsodling (Kasimir Klemedtsson,

¹² Nettoprimärproduktion minus skörd.

¹³ www.europeat.alterra.nl

2009). Morotsodlingen fanns på en annan typ av jord än övriga odlingar, vilket också kan ha påverkat lustgasavgången. Maljanen m.fl. (2007) har sammanställt finska lustgasmätdata från organogen mark. Lustgasavgången från gräsmarker var i medeltal 9,0 kg lustgas per hektar och år. Avgången från marker odlade med korn var i medeltal 17,4 kg lustgas per hektar och år. Dessa data stödjer således resultaten som presenteras i Kasimir Klemedtsson m.fl. (2009), att lustgasavgången är högre från mark som odlas med spannmål än från gräsmark, även om skillnaden är betydligt mindre. En sammanställning av mätningar genomförda i nordiska länder visar på en stor spridning på avgången från gräsmark, 0,5–55 kg lustgas per hektar och år (Maljanen m.fl., 2009). Variationen mellan marker med korn är mindre och ligger mellan 13 och 24 kg lustgas per hektar och år (Maljanen m.fl., 2009). Data redovisas även från en potatisodling och den årliga lustgasavgången uppgår till 16 kg lustgas per hektar och år, och är alltså inte så mycket högre än den från odling av korn (Maljanen m.fl., 2009). Det finns således också stor osäkerhet associerade med lustgasavgång från marker som används för olika grödor.

Införande av en miljöersättning för odling av långliggande vall inklusive energigräs på organogen jordbruksmark har diskuterats, och en första skiss på hur ett sådant stöd skulle kunna vara uppbyggt har presenterats (Jordbruksverket, 2008c). Mer kunskap ansågs dock behövas, bland annat om skillnader i utsläpp av växthusgaser från olika grödor och olika typer av organogena jordar, för att stödet skulle kunna utformas till en effektiv åtgärd (Jordbruksverket, 2008c).

Med tanke på de osäkerheter som fortfarande finns kring effekter på avgången av koldioxid och lustgas från marken vid omföring av jordbruksmark till långliggande vall bör ett sådant styrmedel inte införas i nuläget. Om ny kunskap framkommer som visar att en omställning till vall ger positiva effekter kan ett stöd övervägas då.

3.6.3 Odling av energigrödor

3.6.3.1 Beskrivning av åtgärd

Salix och rörfilen är fleråriga energigrödor. En bearbetning av jorden genomförs i samband med anläggningen. När beståndet etablerats sig kan salix vanligtvis sköras var tredje eller fjärde år (Anderson m.fl., 2004) och rörfilen varje år (Pahkala m.fl., 2003). Odlingen avslutas, en salixodling efter 20–25 år (Anderson m.fl., 2004) och en rörfilensodling efter 12 år (Pahkala m.fl., 2003), och ny odling anläggs. Marken får därmed ligga relativt orörd. Organiskt material kan läcka från organogen jordbruksmark. Kväveläcket från organogen jordbruksmark, både organiskt och oorganiskt kväve, har i en studie visats vara i samma storleksordning som från jordbruksmark på mineraljord (Kalbitz & Geyer, 2002), medan läcket av organiskt kol kan vara stort, och påverka omgivande vattendrag (se referenser i Chow m.fl., 2006). Det är möjligt att jordbearbetning påverkar läcket av organiskt kol, men effekterna är osäkra.

Skördenivåerna för salix uppskattas ligga runt 7–10 ton torrsbstans per hektar och år och rörfilen kan ge en avkastning på runt 5–7 ton torrsbstans per hektar och år (se referenser SOU, 2007). Salix växer bättre på mineraljordar än på organogena jordar på

grund av att det ofta är svårare att kontrollera ogräs på organogena jordar samt att organogena jordar ofta finns på frostkänsliga lokaler (Anderson m.fl., 2004). Det finns därmed en del problem associerade med salixodling på organogen mark. Dessa kan eventuellt lösas genom användning av rätt sorter. Studier har visat att rörflen kan vara konkurrenskraftig i norra Sverige och även växer bra på organogen mark (Pahkala m.fl., 2003).

Den höga avkastningen av så väl salix som rörflen torde innebära att koldioxidupptaget från vegetationen till stor del kan kompensera markavgången. En mätning på mark som använts för torvtäkt har visat att odling av rörflen under vissa omständigheter kan leda till att koldioxidupptaget överstiger utsläppen från marken (Shurpali m.fl., 2009). Även lustgasavgången från marken blir förhållandevis låg vid rörflensodling på marker som använts för torvtäkt (Hyvönen m.fl., 2009). Det går dock inte att direkt överföra dessa resultat på organogen jordbruksmark som inte använts för torvbrytning. Dessutom återförs den koldioxid som finns i de skördade delarna till atmosfären när biomassan nyttjas som biobränsle.

I salixodlingar hamnar en hel del av det upptagna kolet i rötterna. Finrötter omsätts snabbt och bidrar på så sätt till att öka mängden kol i marken. De grövre rötterna lämnas kvar vid avverkning och ökar också markens kolförråd. Rörflensodling på organogen mark har studerats och tillförseln var hög, varför slutsatsen drogs att kolinlagringspotentialen var god (Xiong & Kätterer, 2009). Resultat som skattar nettoeffekten på markens kolförråd i odlingar av salix och rörflen på organogen mark har dock hittills inte presenterats.

Befintliga data indikerar således att en ökad användning av organogen jordbruksmark för odling av fleråriga energigrödor skulle kunna vara positivt för klimatet, även om mer forskning behövs för att säkerställa effekterna.

3.6.3.2 Teknisk potential

I Sverige finns totalt 17 000 hektar organogen jordbruksmark som ligger i träda och 93 000 hektar som används för vall (Berglund m.fl., 2009).

Bortodlingshastigheten har skattats till 0,5 cm per år på betesvall (Berglund, 1989), vilket motsvarar knappt 1,6 ton kol per hektar och år (Naturvårdsverket, 2009c). Denna bortodlingshastighet kan vara rimlig att använda som ett medelvärde för mark som ligger i träda. Bortodlingshastigheten är summan av nedbrytning och tillförsel av kol från biomassan. I salixodlingar har upp till 20 procent av biomassan återfunnits under jord vid skörd, och om rötter som dött under tiden räknas in har 40 procent av tillväxten skett i underjordiska delar (Rytter, 2001). Därmed skulle markens kolförråd kunna öka med upp till 3 ton per hektar och år¹⁴ i en salixodling. Biomassan under jord i rörflensodling skattades i slutet av två på varandra följande tillväxtsäsonger motsvara 3 ton kol per hektar, och mängden underjordisk biomassa uppskattades vara 2–7 gånger högre än för andra jordbruksgrödor (Xiong & Kätterer, 2009). Om dessa studier är representativa torde koltillförseln från biomassan i salix- och rörflensodlingar kunna kompensera för nedbrytningen, och odlingen utgöra ett ”nollsummespel” för markens

¹⁴ Förutsatt en ovanjordisk tillväxt på 10 ton per hektar, vilket innebär att drygt 6 ton allokeras under jord, och ett kolinnehåll på 50 %.

kollager. Effekter på lustgas- och metanavgång är dåligt kända, men de kan antas vara små.

Om all den organogena jordbruksmark som ligger i träda och som används för vall nyttjades för odling av fleråriga energigrödor skulle koldioxidavgången från jordbruket kunna minska med 6 ton per hektar och år, och totalt drygt 0,6 Mton per år.

3.6.3.3 Realiserbar potential

Med tanke på de osäkerheter som finns kring lämpligheten av att odla salix på organogen mark bör ingen särskild satsning göras för att öka mängden energiskog på sådan mark. Av den totala arealen jordbruksmark i Sverige är 5,6 procent organogen (Berglund m.fl., 2009). Målet i landsbygdsprogrammet är 30 000 hektar energiskog ska anläggas 2007-2013 (Jordbruksdepartementet, 2008). Om denna areal skulle fördelas jämnt över mineraljord och organogen mark skulle knappt 1 700 hektar hamna på organogen mark. Som en möjlig realiserbar potential kan därmed anges att 1 700 hektar permanent vall överförs till salixodling.

Trots att rörflen kan växa i hela Sverige anses den mer konkurrenskraftig för markägare som vill satsa på grödor som kan användas som biobränsle i norra Sverige. Arealen permanent vall (vall 10 år av 10, 1999–2008) i nordligare delar av Sverige (Norrbotten, Västerbotten, Jämtland, Västernorrland, Gävleborg och Dalarna) på organogen mark är 8 300 hektar (Berglund m.fl., 2009). I de sex länen fanns år 2008, enligt Jordbruksverkets statistikdatabas¹⁵, 235 000 hektar vall. Vall på organogen mark utgör alltså en liten del av den totala arealen. Därmed torde den kunna användas för rörflensodling utan omfattande regionala effekter på djurhållningen.

Om 1 700 hektar vall på organogen jordbruksmark överfördes till salixodling skulle emissionerna från jordbruket kunna minskas med 10 000 ton koldioxid per år. Rörflensodling på den permanenta vällen på organogen jordbruksmark i nordligare delar av Sverige skulle kunna bidra med en reduktion på i storleksordningen ytterligare 50 000 ton koldioxid per år.

3.6.3.4 Styrmedel

Salix omfattas av det stöd för anläggning av energiskog som finns att söka. Vid anläggningen måste hänsyn tas till natur- och kulturmiljövårdens intressen och anpassning bör göras till landskapsbilden. Stöd kan betalas ut för upp till 40 procent av stödberättigande kostnader, dock maximalt 4 000 kronor per hektar. Detta gäller även för salixodling på organogen jordbruksmark.

Eftersom rörflen räknas som ett vallgräs inryms det i det befintliga vallstödet och dessutom kan lantbrukare söka moderniseringsstöd från landsbygdsprogrammet för att ställa i ordning mark för odling (se avsnitt 3.5.3.7.4).

¹⁵ www.jordbruksverket.se

3.6.3.5 Skillnad mellan konventionella och ekologiska odlare

Det finns inga skillnader mellan ekologisk eller konventionell produktion med avseende på åtgärden.

3.6.3.6 Inverkan på andra miljömål

Åtgärden kan ge positiva effekter på miljökvalitetsmålet Ett rikt odlingslandskap genom att skapa ett mer heterogent landskap, energiskogsodlingar i slättbygd och rörfilen i skogsbygd. Detta förutsätter att anläggning av så väl energiskogsodlingar som rörfilensodlingar planeras i ett landskapsperspektiv.

3.6.3.7 Förslag

Med tanke på de osäkerheter som finns kring lämpligheten av att odla salix på organogen mark, bör inget särskilt stöd initieras för sådan odling.

Jordbruksverket bör arbeta aktivt med informationsspridning om de stöd som finns att tillgå vid odling av energigrödor.

3.6.4 Förbättrad användning av övergiven organogen jordbruksmark

3.6.4.1 Beskrivning av åtgärd

Avgången av växthusgaser från mark kan kompenseras av upptaget av koldioxid från vegetationen. Ju större tillväxten är, desto större blir koldioxidinbindning. När grödan skördas och används som föda, eller biobränsle, återförs den inbundna koldioxiden till atmosfären. Därmed erhålls ingen långsiktigt kolinlagringsvinst.

När marken slutar brukas kan så väl upptaget av koldioxid från vegetationen som avgången från marken påverkas. Någon studie av bortodlinghastigheten har inte gjorts, men en studie av nettoutbytet indikerar att marken kan fortsätta att vara en nettokälla för koldioxid (Maljanen m.fl., 2007). Detta innebär alltså att vegetationens upptag av koldioxid inte kan kompensera för avgången från marken. Lustgasavgången kan vara lägre från övergivna marker än från marker odlade med korn, men högre än avgången från gräsmark (Maljanen m.fl., 2007). Övergivna marker kan alltså avge växthusgaser utan att komma till nytta genom att odlas.

På 1940-talet uppgick arealen odlade organogena jordar till drygt 700 000 hektar (Hjerstedt, 1946). Således finns runt 400 000 hektar organogen jordbruksmark som har övergivits. Merparten har troligtvis beskogsats, men det finns sannolikt även organogen mark som inte tagits i anspråk för andra syften. Olika strategier för att använda sådan mark har diskuterats. En möjlighet skulle kunna vara att återföra dem till våtmarker (se avsnitt 3.6.1). En annan är att nyttja dem för odling av energigrödor (se avsnitt 3.6.3).

3.6.4.2 Potential

Se avsnitt 3.6.1 och 3.6.3 för potential av olika åtgärder. Utan arealskattningar kan dock inga beräkningar göras av totala potentialer.

3.6.4.3 Styrmedel

Tidigare beskrivning av styrmedel för att återföra organogen mark till våtmark (se avsnitt 3.6.1) eller gynna användningen av organogen mark för odling av energigrödor (se avsnitt 3.6.3) gäller även för detta.

3.6.4.4 Skillnad mellan konventionella och ekologiska odlare

Det finns inga skillnader mellan ekologisk eller konventionell produktion med avseende på åtgärden.

3.6.4.5 Inverkan på andra miljömål

Kan ge en positiv effekt på Ett rikt odlingslandskap eftersom åtgärderna hindrar övergiven jordbruksmark från att växa igen och beskogas.

3.6.4.6 Förslag

För att kunna bedöma den tekniska och realiserbara potentialen för åtgärder enligt ovan behövs mer kunskap om hur stor areal organogen jordbruksmark som övergivits på senare tid, eftersom det i första hand troligtvis är dessa som kan komma i fråga för olika åtgärder. I syfte att hitta dessa marker behöver en studie finansieras och genomföras.

3.7 Förbättrad jordbruksproduktion ur klimatsynpunkt

3.7.1 Minska lustgasavgången från jordbruksmark

Lustgas beräknas bidra med knappt 15 procent av Sveriges totala utsläpp av växthusgaser. För jordbrukssektorn består runt 60 procent av växthusgasutsläppen av lustgas (Naturvårdsverket, 2009c). Alla flöden av växthusgaser från jordbruket rapporteras dock inte inom jordbrukssektorn, exempelvis återfinns koldioxidavgången från dieselanvändning och koldioxidavgång från organogen jordbruksmark inom andra sektorer. Utsläppen av lustgas bidrar ändå påtagligt till jordbrukets klimatpåverkan. Lustgasen produceras av mikroorganismer i marken, och storleken på utsläppen styrs därmed av faktorer som påverkar mikroorganismernas livsmiljö. Fyra viktiga faktorer är:

- tillgång på mineralkväve

- vattenhalten i marken
- tillgång på organiskt material
- växternas behov av kväve

Mikroorganismer som produceras lustgas behöver ha tillgång till mineralkväve. Mineralkväve kan antingen tillföras i form av mineralgödselmedel eller frigöras vid mineralisering av organiskt material. Därmed kan mängden påverkas av gödsling eller tillförsel av nytt organiskt material. Vidare påverkas mikroorganismerna av markens syreförhållanden och därmed vattenhalten. Avslutningsvis påverkar växternas näringsbehov, eftersom de konkurrerar med mikroorganismerna om det tillgängliga kvävet. Generellt leder alltså en stor tillgång på kväve i marken under perioder när växterna inte behöver kväve till att risken för lustgasbildning blir hög.

Åtgärder för att minska kväveläcket är inriktade på att minimera tillfällena med sådana förutsättningar. Därigenom är åtgärderna också positiva ur klimatsynpunkt genom att lustgasavgången sannolikt minskar. Sådana åtgärder i detta handlingsprogram presenteras under avsnitt 1.6. Tyvärr finns det inte tillräckligt med mätdata för att kvantifiera minskningarna av lustgasavgång vid åtgärder för att minska växtnäringsförluster, men modeller är under utveckling som förhoppningsvis kommer att kunna skatta effekterna av olika åtgärder bättre (Kasimir Klemedtsson, 2009).

Förutom att lustgas avgår från mark kan lustgasemissioner uppstå vid hantering, lagring och spridning av stallgödsel. Åtgärderna under avsnitt 2.3 som rör stallgödselhantering berör också effekten på lustgasavgången.

Vid biogasproduktion rötas stallgödsel och mängden lättillgängliga kolföreningar minskar. Genom detta minskar sannolikt även risken för lustgasavgång från jordbruksmarken från rötad stallgödsel jämfört med orötad. (Kasimir Klemedtsson, 2009).

3.7.2 Öka rötning av gödsel

3.7.2.1 Beskrivning av åtgärden

Biogas bildas när organiskt material bryts ner av mikroorganismer i syrefri miljö, så kallad anaerob nedbrytning. Denna process sker naturligt i många miljöer med begränsad tillgång på syre, till exempel i sumpmarker, risfält och i magen på idisslare. I en biogasanläggning utnyttjas den naturliga processen genom att organiskt material läggs eller pumpas in i en rötchammare, som är en helt lufttät behållare. (SGC m.fl., 2008)

Vid rötning bildas dels biogas och dels en rötrest som ibland kallas biogödsel

Rötrestens växtnäringsinnehåll och övriga egenskaper beror på dels vad som rötas och dels hur röttningsprocessen drivs, dvs. hur väl utrotat materialet blir, hur mycket vatten det innehåller etc. I princip finns all växtnäring som fanns i det ingående materialet kvar i rötresten, möjligen med undantag för kväve där vissa gasformiga förluster kan

förekomma. Det som händer i rötningsprocessen är att organiskt material bryts ner och växtnäringen omvandlas till mer lättillgänglig form (Naturvårdsverket, 2009a). Rötrest från flytgödsel kan återföras till åkern med samma utrustning som man annars använder för spridning av örötad flytgödsel.

Beroende på produktionsförutsättningarna består biogas av 45 – 85 procent metan och 15 – 45 procent koldioxid. Dessutom förekommer bland annat svavelväte, ammoniak och kvävgas i små mängder. (SGC m.fl., 2008). Energin i biogas kan användas till uppvärmning, produktion av el (kraftvärme) eller till fordonsbränsle. För att biogasen ska fungera som fordonsbränsle krävs uppgradering, liksom system för lagring och distribution av gasen. Biogas kan distribueras i separata ledningar eller via naturgasnät, men kan också transporteras som komprimerad gas eller i flytande form.

Den som uppför en biogasanläggning kan behöva söka flera olika tillstånd. De lagrum som är tillämpliga är framför allt biproduktförordningen, miljöbalken och lagen om brandfarliga och explosiva varor. På vissa platser kan det även vara nödvändigt att söka bygglov.

Gårdsbaserad biogasproduktion beskrivs närmare i ett flertal aktuella rapporter och broschyrer, exempelvis ”Gårdsbaserad biogasproduktion – System, ekonomi och klimatpåverkan” (Edström m.fl., 2008) och två informationsmaterial från LRF (2009), ”Biogas på gården – en introduktion” och ”Affärsutveckling för gårdsbaserad biogas”.

3.7.2.2 Teknisk potential

3.7.2.2.1 Hur mycket gödsel finns det?

Linné m.fl. (2008) har på uppdrag av Avfall Sverige, Svenska Biogasföreningen, Svenska Gasföreningen och Svenskt Vatten gjort en omfattande och detaljerad genomgång av den svenska potentialen för biogasproduktion från inhemska restprodukter. Den totala biogaspotentialen från inhemsk råvara (exkl. skogsråvara) uppgår enligt rapporten till drygt 15,2 TWh per år. En beräkning har även gjorts av det man kallar ”den totala biogaspotentialen med begränsningar”, dvs. beräkningar där hänsyn tas till att all råvara inte är tillgänglig pga. hanterings- och lagringsförluster, att djuren går på bete vissa delar av året samt att all halm inte kan bärgas. I det senare fallet bedöms potentialen vara 10,6 TWh per år, varav drygt 4 TWh från stallgödsel.

Jordbruksverket har beräknat den totala potentialen för biogasproduktion från stallgödsel till 4 297 GWh (Jordbruksverket, 2008d), alltså något mer än i den ovan refererade rapporten. Även här har länsvisa beräkningar gjorts. Dessa baseras på antalet djur 2005 och gödselmängder enligt STANK in MIND.

Båda beräkningarna ligger i nedre delen av det intervall som anges i SOU (2007), där bedömningen var att det skulle gå att producera 4-6 TWh biogas från gödsel.

3.7.2.2.2 Hur mycket kan växthusgasutsläppen minska?

Beroende på hur man räknar kan man komma fram till att framställning av biogas som används som fordonsbränsle innebär en reduktion av växthusgasutsläppen med mellan

85 (Naturvårdsverket, 2007) och 180 procent (SOU, 2007). I den högre siffran ingår förutom de direkta utsläppen från fordonen även minskade utsläpp av metan, lustgas och koldioxid från gödselhantering och mineralgödselframställning.

I en bilaga (Brännlund m.fl., 2010) till delrapporten ”Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi” som Energimyndigheten lämnade till regeringen i mars 2010 presenteras en beräkning som indikerar att nettoutsläppen av metan från gödseln inte minskar så mycket som enligt tidigare gjorda beräkningar av bland annat Börjesson och Berglund (2003). Skillnaderna kan dels förklaras av osäkerhetsfaktorer i beräkningarna men även att det faktum att den nyligen gjorda beräkningen utgår från nya mätningar av metanavgången från orötad respektive rötad flytgödsel under specifikt svenska förhållanden, till skillnad från beräkningen från 2003 som baseras på en dansk studie från 2001. Metanavgången är betydligt lägre under kallare förhållanden, vilket förklarar att det kan finnas skillnader mellan Danmark och Sverige men kanske framför allt mellan södra och norra Sverige.

Lustgasreduktionen i samband med rötning av stallgödsel bedöms som mycket osäker (Kasimir Klemedtsson, 2009).

3.7.2.3 Realiserbar potential

Jordbruksverket ser ett tydligt intresse för gårdsbiogas och har tidigare bedömt att det med hjälp av pågående insatser bör vara möjligt att nå denna nivå redan 2013. På grund av de senaste årens kraftigt svängande energipriser samt den osäkerhet som finns i skrivande stund kring vilka ytterligare satsningar som kommer att göras för att främja biogassektorn, är det mycket svårt att uttala sig om hur snabbt utbyggnaden av småskalig biogas egentligen kommer att kunna ske.

I utredningen *Bioenergi från jordbruket - en växande resurs* (SOU, 2007) uppskattas grovt att klimatnyttan från gödselbaserad biogasproduktion kan uppgå till i storleksordningen 150 000 ton koldioxidekvivalenter per år vid en produktion av 0,3 TWh. Detta utgör ungefär 7 procent av den totala potentialen, dvs. biogas från gödsel (Jordbruksverket, 2008d). Den pågående satsningen inom landsbygdsprogrammet tar sikte på ungefär denna nivå till 2013.

Jordbruksverkets håller fast vid den uppfattning som verket presenterade i rapport 2008:8 ”Utformning av stöd till biogas inom landsbygdsprogrammet” (Jordbruksverket 2008d), nämligen att 10-15 procent av den totala potentialen för biogas från gödsel är en realiserbar potential. Något förenklat kan man se det som en fördubbling av den nuvarande satsningen i landsbygdsprogrammet.

3.7.2.4 Styrmedel

I delrapporten ”Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi” (Energimyndigheten, 2010b) finns en aktuell sammanställning över alla styrmedel som lämnas inom biogassektorn. Här följer en mycket kortfattad sammanfattning av statliga stöd och bidrag till biogas:

- Naturvårdsverket har ett särskilt stöd för utbyggnad av tankställen.

- Till och med 2008 fanns möjlighet att söka bidrag hos Naturvårdsverket via Klimatinvesteringsprogrammet ("KLIMP"). En stor del av dessa medel lämnades till investeringar i biogasproduktion, i huvudsak kommunala anläggningar men även några mindre anläggningar där substratet utgörs av gödsel och andra restprodukter från jordbruk. KLIMP pågår t.o.m. 2012 men det är inte längre möjligt att lämna in nya ansökningar.
- Ett investeringsstöd till åtgärder för produktion, distribution och användning av biogas och andra förnybara gaser har införts under slutet av 2009. Stödet hanteras av Energimyndigheten. Stöd kan beviljas med upp till 45 procent av merkostnaderna jämfört med en anläggning med konventionell teknik, utifrån reglerna i den s.k. gruppundantagsförordningen¹⁶. Totalt har 150 miljoner kronor avsatts under perioden 2009-2011.
- Under perioden 2009-2013 har 300 miljoner kronor öronmärkts i landsbygdsprogrammet för biogasproduktion¹⁷. Stöd lämnas med upp till 30 procent av investeringskostnaden. I flera län i norra Sverige får stödnivån höjas upp till 50 procent, på samma sätt som med andra investeringsstöd i landsbygdsprogrammet. Stöd till investeringar beviljas i huvudsak enligt reglerna för stöd av mindre betydelse, även kallat de-minimis-reglerna, vilket innebär att ett företag kan beviljas högst 200 000 € under en treårsperiod. Rötning av stallgödsel har hög prioritet vid fördelning av dessa medel, liksom investeringar i täta rötrestlager. Satsningen har sitt ursprung i ett förslag i bioenergiutredningen (SOU 2007:36) där förslaget kallas stöd till gödselbaserad biogasproduktion.
- Genom landsbygdsprogrammet finansieras även biogasrådgivning riktad till lantbrukare.

Energimyndigheten har fått i uppdrag att i samråd med Jordbruksverket och Naturvårdsverket utveckla en sektorsövergripande strategi som på kort och lång sikt bidrar till ökad användning av biogas. Utredningen har i mars 2010 presenterat en delrapport. I denna första delrapport har biogasens kostnader och samhällsnyttor identifierats, beskrivits och analyserats. Utredningen förslår bland annat att det skapas möjligheter att fullt ut kompensera för de samhällsekonomiska mervärden som uppstår genom rötning av stallgödsel. För närmare skrivningar kring detta förslag hänvisas till Energimyndighetens rapport ER 2010:14 samt utredningens slutrapport som ska lämnas den 12 maj 2010.

3.7.2.5 Kostnader

Kostnaden för att investera i en biogasanläggning på gårdsnivå varierar beroende på förutsättningarna och vad man avser att göra med gasen. Investeringsbehovet för större, gårdsbaserade anläggningar för kraftvärmeproduktion ligger enligt Jansson (2008) oftast i intervallet 200-400 € per m³ aktiv rötkammarvolym. En produktionskostnad för gasen på i medeltal 40 öre per kWh bedöms enligt samma författare som realistisk.

¹⁶ Kommissionens förordning (EG) nr 800/2008 genom vilken vissa kategorier av stöd förklaras förenliga med den gemensamma marknaden enligt artikel 87 och 88 i fördraget.

¹⁷ Av dessa medel är 100 miljoner kronor "nya" pengar från år 2010, som även får gå till andra investeringar inom området förnybar energi.

Edström m.fl. (2008) drar slutsatsen - utifrån de kalkyler som man presenterar som handlar om kraftvärme från biogas - att för att balansera utgifterna med kostnaderna måste medelintäkten för nettoenergi öka med ca 20 öre per kWh såld energi. Som exempel visar samma författare att ett investeringsstöd på 30 procent av investeringskostnaderna motsvarar ungefär 15 öre per kWh. Det innebär det fortfarande ”fattas” 5 öre per kWh för att produktionen ska uppvisa ett ekonomiskt nollresultat (dvs. för att få det att gå ihop, dock utan vinst).

3.7.2.6 Skillnader mellan konventionell och ekologisk produktion

När det gäller biogasframställning från gödsel och andra restprodukter från den egna gården finns det inga avgörande skillnader mellan konventionella och ekologiska lantbrukare.

Stallgödsel och växtmaterial från ekologisk produktion kan användas som substrat och rötresten kan sen spridas i ekologisk odling. Det är också i de flesta fall förenligt med EU:s regler för ekologisk produktion att utnyttja stallgödsel från konventionell produktion som substrat, men det kan variera från fall till fall beroende på vilken typ av konventionell djurhållning gödseln kommer från, samt hur växtnäringsbehovet ser ut på gården. Däremot är det inte förenligt med reglerna att blanda in till exempel animaliskt avfall av andra slag, till exempel slaktavfall, och sedan sprida rötresten i ekologisk odling.

Ekologiska producenter som ska sprida rötrest där matavfall (även kallat hushållsavfall) ingår finns med i substratet måste begära ett godkännande från Jordbruksverket som gäller insamlingsystemet för matavfallet. Dessutom måste kontrollorganet godkänna användning av rötresten.

Att kvävet i stallgödseln blir mer lättillgängligt har i allmänhet större betydelse för ekologiska producenter än för konventionella producenter, eftersom man i ekologisk produktion inte kan tillgodose behovet av lättillgängligt kväve genom tillförsel av mineralgödselkväve.

3.7.2.7 Påverkan på andra miljömål

Biogasens största positiva miljöeffekter finns utan tvivel på klimatområdet, men rötning av stallgödsel har positiva effekter också från utlakningssynpunkt (Naturvårdsverket, 2009a). Försök och studier i Sverige och i andra länder visar att andelen ammoniumkväve och pH-värdet ökar vid rötning av flytgödsel (Sørensen & Birkmose, 2002; Baky m.fl., 2006; Möller m.fl., 2008). Jämfört med flytgödsel innehåller rötrest en större andel mineralkväve och har lägre ts-halt, dvs. är mer lättflytande. Därmed blir den lättare att sprida med god precision. Det blir också lättare att anpassa givan till grödans behov i både tid och rum. Ett högt växtnäringsutnyttjande som ger små mängder restkväve i marken efter skörd minskar risken för kväveutlakning påföljande höst och vinter.

I och med att stallgödseln ger en högre kväveeffekt skapas förutsättningar för mindre förbrukning av mineralgödsel.

Risken för utlakning efter spridning av rötrest ligger troligen någonstans mitt emellan flytgödsel och mineralgödsel, något som bekräftas av danska mätningar (Sørensen & Birkmose, 2002).

Ett högre pH-värde och en större andel ammoniumkväve än i orötad gödsel innebär en ökad risk för ammoniakavgång vid lagring och spridning. Å andra sidan tränger rötresten snabbare ner i marken efter spridning, eftersom den är mer lättflytande än flytgödsel, vilket talar för att risken för ökad ammoniakavgång inte är så överhängande. I fältförsök har det enligt Bergström Nilsson (2008) uppmätts lika stora ammoniakförluster från spridning av rötrest som för nötflytgödsel. Amon m.fl. (2006) pekar på vikten av att lagra rötresten i täckta behållare för att minska ammoniakavgången vid lagring.

Rötad gödsel luktar betydligt mindre än färsk gödsel när den sprids, vilket kan vara betydelsefullt för de lantbrukare som behöver sprida sin stallgödsel nära bebyggelse.

I röttningsprocessen minskar grobarheten hos frön (Sørensen & Birkmose, 2002). Detta kan leda till mindre behov av användning av kemisk ogräsbekämpning.

3.7.2.8 Förslag

Jordbruksverket har för avsikt att se över villkoren för stöd till biogasanläggningar inom ramen för landsbygdsprogrammet, och föreslår att man även gör motsvarande översyn i samband med förarbeten till kommande landsbygdsprogram eller motsvarande efter 2013. Preliminärt föreslår Jordbruksverket att man efter 2013 bibehåller och eventuellt också förstärker den nuvarande satsningen på investeringsstöd till gödselbaserad biogas.

Investeringsstöd ligger i linje med strategi ett.

Genom en förlängning och förstärkning av investeringsstödet till biogas skulle man lämpligen kunna sikta en fördubbling jämfört med målet för den pågående satsningen i landsbygdsprogrammet, fast på kortare tid. Det skulle i så fall kunna handla om att avsätta ca 75 miljoner kronor per år från och med år 2014 till biogasinvesteringar, dvs. sammanlagt omkring 225 miljoner kronor under perioden 2014-2016, enligt nedan (tabell 19).

Tabell 19. Nuvarande medel till investeringar i biogasproduktion inom landsbygdsprogrammet (2009-2013), samt föreslagna medel efter landsbygdsprogrammets slut (2014-2016).

Period	2009-2013	2014-2016
Periodens längd (antal år)	5	3
Ökad tillgång på biogas efter periodens slut (TWh/år)	0,3	0,3
Minskade växthusgasutsläpp efter utbyggnaden (ton CO ₂ /år)	150 000	150 000
Kostnad (årligen)	40-65 Mkr	75 Mkr
Kostnad (totalt)	200-300 Mkr	225 Mkr

För övrigt hänvisar Jordbruksverket till det förslag till sektorsövergripande biogasstrategi som Energimyndigheten, Jordbruksverket och Naturvårdsverket ska lämna till regeringen senast den 12 maj 2010.

3.7.3 Välj mineralgödsel med lägre klimatpåverkan

3.7.3.1 Beskrivning av åtgärden

Vid produktion av mineralgödsel avgår betydande mängder lustgas och koldioxid. Genom att välja mineralgödsel som är producerad i en anläggning med katalytisk lustgasrening kan utsläppen reduceras avsevärt.

3.7.3.2 Teknisk potential

När mineralgödsel tillverkad med bästa tillgängliga teknik väljs istället för mineralgödsel tillverkad med sämre teknik minskar klimatpåverkan från den mineralgödsel som används i den svenska produktionen. Huruvida klimatpåverkan från mineralgödselproduktionen minskar beror på vilken effekt den minskade svenska efterfrågan på annan mineralgödsel har på marknaden. Det är alltså inte säkert att den minskade efterfrågan i Sverige innebär att tillverkningen av mineralgödsel med sämre teknik minskar i samma omfattning. För att få en säkrare uppfattning om detta krävs det en ingående analys av olika marknader för insatsvaror. Eftersom potentialen i åtgärden är beräknad i avsaknad av en sådan analys representerar den uppskattade potentialen endast hur klimatpåverkan minskar från den mineralgödsel som används i den svenska produktionen och inte hur klimatpåverkan från den globala produktionen av mineralgödsel påverkas.

Enligt den europeiska mineralgödselindustrin kan produktionen av mineralgödsel delas in i tre olika tekniknivåer: 30 år gammal teknik, genomsnittlig europeisk teknik 2006 och bästa tillgängliga teknik idag (Brentrup & Pallière 2008; Jenssen & Kongshaug 2003). Produktion av mineralgödsel med olika tekniker innebär skillnader i utsläpp av växthusgaser, genom att energiförbrukningen och utsläppen av lustgas varierar. För ammoniumnitrat kan utsläppen reduceras med över 60 procent om bästa tillgängliga teknik används istället för gammal teknik (tabell 20). Eftersom merparten av den mineralgödsel som säljs i Sverige är i form av ammoniumnitrat så är siffrorna användbara för att beskriva utsläppen för hela produktionen för den svenska marknaden. När all mineralgödsel som säljs i Sverige är producerad med bästa tillgängliga teknik så är den tekniska potentialen i åtgärden fullt utnyttjad. På längre sikt kan bästa tillgängliga teknik bli ännu bättre och innebära att utsläppen från produktionen minskar ytterligare.

Tabell 20. Skillnader i utsläpp av växthusgaser mellan olika tekniknivåer på produktionsanläggningar för ammoniumnitrat (Brentrup & Pallière 2008).

Tekniknivå på produktionen	30 år gammal teknik	Genomsnittlig europeisk teknik	Bästa tillgängliga teknik idag
Kg koldioxidekv. per kg N	7,8	6,2	2,8

I Sverige gödselåret 2006/2007 var ca 11 procent av såld mineralgödsel tillverkad med 30 år gammal teknik och ca 89 procent med en genomsnittlig europeisk teknik (tabell 21).

Tabell 21. Försålda kvantiteter mineralgödselkväve i Sverige 2006/2007, kton kväve.

Tekniknivå vid produktionen	30 år gammal teknik	Genomsnittlig europeisk teknik	Bästa tillgängliga teknik 2006	Total
Enkla gödselmedel, Ton N	8	91	0	99
Sammansatta gödselmedel Ton N	10	58	0	68
Total	18	149	0	167

Utsläpp av växthusgaser från produktion av mineralgödsel som används i Sverige under gödselåret 2006/2007 var ca 1 miljon ton koldioxidekvivalenter (Jordbruksverket, 2008e), men skulle minska till knappt 0,5 miljon ton koldioxidekvivalenter om all mineralgödsel hade tillverkats med bästa tillgängliga teknik (Brentrup & Pallière, 2008). Den största leverantören av mineralgödsel till den svenska marknaden kommer under 2010 att ha installerat katalytisk lustgasrening på alla sina fabriker som levererar mineralgödsel till Sverige. Det innebär att ca två tredjedelar av mineralgödseln som används i Sverige kommer att vara producerad med teknik motsvarande bästa tillgängliga. Eftersom andelen mineralgödsel som är producerad utanför Europa har ökat sin marknadsandel under de senaste två åren, är det osäkert hur mycket av mineralgödseln som används i Sverige under åren 2011-2016, som är producerad med bästa tillgängliga teknik. Om två tredjedelar av den mineralgödsel som säljs i Sverige år 2011 är producerad med lustgasrening så innebär det att det fortfarande finns ca 150 000 koldioxidekvivalenter att spara på att även den resterande delen av mineralgödseln produceras med bästa tillgängliga teknik.

3.7.3.3 Realiserbar potential

Prisfördelar har gjort att en ökande mängd mineralgödsel producerad med gammal teknik importerar till Sverige. Samtidigt räknar branschen med att all europeisk tillverkning av mineralgödsel kommer att ske med bästa tillgängliga teknik i mitten på 2010-talet. Eftersom utbudet av mineralgödsel producerad med lägre klimatpåverkan ökar finns det, utöver prisnackdelen, inga hinder för att den tekniska potentialen ska uppnås. Rådgivning kring klimatpåverkan från mineralgödsel producerad med olika teknik bedöms få litet genomslag så länge det finns en merkostnad förknippad med mineralgödsel med lägre klimatpåverkan. För att kunna välja mineralgödsel med lägre klimatpåverkan så behöver lantbrukaren få information om vilka utsläpp av växthusgaser som produktionen har orsakat. Det kan finnas konflikter gentemot handelsregler att införa obligatorisk deklaration av klimatpåverkan på mineralgödsel som säljs i Sverige. Den potentiella utsläppsminskning som kan tillgodoräknas begränsas också av att lustgasutsläppen från tillverkning av salpetersyra är inkluderade i EU:s system för handel med utsläppsrätter från 2013. Därigenom regleras utsläppen från tillverkningen av utsläppstaket för handelssystemet. I Holland och Österrike är lustgas inkluderad redan under den här handelsperioden (2008-2012). Detta gäller dock endast för mineralgödsel tillverkad inom EU och det är komplext att bedöma hur marknaden kommer att utvecklas och därmed vilka utsläppsminskningar som kan tillgodoräknas.

3.7.3.4 Styrmedel

Det är främst informativa styrmedel som är tillgängliga för att styra användningen av mineralgödsel mot sådan med lägre klimatpåverkan. Det handlar om information till lantbrukaren om skillnader i klimatpåverkan hos olika mineralgödselmedel.

3.7.3.5 Kostnader

På den svenska marknaden är mineralgödseln med lägre klimatpåverkan något dyrare men detta beror på att leverantören av den mineralgödseln är dominerande på marknaden och inte på kostnader för reningstekniken. På den svenska marknaden just nu innebär det ändå en merkostnad för lantbrukaren att välja en klimatvänligare mineralgödsel. Vid en antagen gödselgiva på 125 kg kväve per hektar och en merkostnad på 0,40 kronor per kg kväve för mineralgödseln med lägre växthusgasutsläpp så blir det en total merkostnad för lantbrukaren på 50 kronor per hektar.

3.7.3.6 Skillnader mellan ekologiskt och konventionellt

Eftersom mineralgödsel inte är tillåten inom ekologisk produktion finns inga implikationer för ekologiska producenter.

3.7.3.7 Påverkan på andra miljömål

Inga

3.7.3.8 Förslag till styrmedel

Inriktningen på styrmedlen kan vara antingen mot det svenska jordbruket, som användare av mineralgödsel, eller mot tillverkarna av mineralgödsel.

3.7.3.8.1 Rådgivning

I rådgivning kring växtnäring och klimat som utförs av rådgivarorganisationer och liknande bör klimatförändelarna med mineralgödsel som tillverkats med bästa tillgängliga teknik understrykas. Rådgivningen kan göras vid ett ordinarie rådgivningsbesök och behöver inte innebära annat än försumbara merkostnader. Effekten får bedömas vara liten så länge det inte finns lönsamhet i att följa rådet.

Exempel: Om rådgivning kring val av mineralgödsel med lägre klimatpåverkan medför att en procent av den årligen sålda mineralgödseln byts ut mot mineralgödsel tillverkad med bästa tillgängliga teknik så medför det en utsläppsminskning med 1500 ton koldioxidekvivalenter. Om kostnaden för att nå ut med information till rådgivare om rekommendationer kring mineralgödsel med lägre klimatpåverkan uppskattas till 100 000 kronor innebär det kostnaden per ton koldioxidekvivalent blir 67 kronor.

Rådgivning föreslås ingå i strategi ett.

3.7.3.8.2 Obligatorisk produktdeklaration

Obligatorisk deklARATION av växthusgasutsläppen på mineralgödsel som säljs på den svenska marknaden. En klimatdeklaration är ett informativt styrmedel till konsumenterna, men bördan och kostnaderna läggs på producenter och återförsäljare. Märkningen kan antingen göras genom att koldioxidavtrycket från produktionen redovisas på produkten s.k. carbon footprint. En förenklad variant kan vara att en gräns sätts vid ett värde motsvarande bästa tillgängliga teknik och att all mineralgödsel med lägre värde märks med positiv märkning. Detta är ett viktigt steg för att lantbrukaren ska kunna göra ett val baserat på korrekt information.

Exempel: Om en obligatorisk produktdeklaration medför att två procent av den årligen sålda mineralgödseln byts ut mot mineralgödsel tillverkad med bästa tillgängliga teknik så medför det en utsläppsminskning med 3000 ton koldioxidekvivalenter. Kostnaden för en sådan klimatdeklaration kan skattas genom en jämförelse med de klimatdeklarationer av fodermedel som har gjorts. En klimatdeklaration av tre fodermedel kostade ca 500 000 kronor i utvecklingskostnader och därefter cirka 100 000 kronor per år i driftskostnader bland annat för att göra beräkningar för nya råvarupartier, leverantörer med mera (Margareta Helander, muntlig uppgift). De ingående råvarorna i ett fodermedel är betydligt fler och kan också bytas ut oftare än råvarorna i mineralgödsel, därför bör kostnaden för att klimatdeklarera mineralgödselprodukter understiga den för fodermedel. Om kostnaden antas vara hälften så stor för att underhålla en klimatdeklaration för mineralgödsel jämfört med fodermedel så innebär detta att det kostar ca 17 000 kronor per år och fodermedel. Det finns i storleksordningen omkring 40 olika kvävegödselmedel på marknaden och detta ger alltså en kostnad på ca 680 000 kronor per år för att klimatdeklarera dem. Kostnaden för fem år blir då ca 3,4 miljoner och per ton koldioxidekvivalenter blir det 1 133 kronor.

Utredning av obligatorisk produktdeklaration föreslås ingå i strategi två.

3.7.3.8.3 Miljöersättning

Krav på mineralgödsel som tillverkats med bästa tillgängliga teknik finns redan inom Klimatmärkningen av mat som KRAV och svenskt Sigill arbetar fram. Att stödja ett klimatvänligare jordbruk genom att utforma en miljöersättning för att stödja klimatåtgärder på gården bör utredas av Jordbruksverket.

Utredning av miljöersättning för klimatåtgärder på gården föreslås ingå i strategi ett.

3.7.4 Ny miljöersättning för klimatåtgärder

Sedan 2007 pågår ett arbete med att ta fram ett system för klimatcertifiering för mat. Arbetet utförs i samarbete mellan flera aktörer i näringen, bland annat KRAV och Svenskt Sigill, och målet är att kunna erbjuda en frivillig tilläggs-certifiering till andra befintliga certifieringssystem för hållbar utveckling.

Reglerna tas fram i nära samarbete med ledande forskare och baseras på vetenskapliga underlagsrapporter som finns publicerade på projektets webbplats, www.klimatmarkningen.se. Fokus ligger på att hitta förbättringsåtgärder i alla led i produktionskedjan inom alla produktionsinriktningar. Projektet har redan levererat regler för växtodling och mjölkproduktion, och kommer under 2010 att leverera regler för fler animalieprodukter.

I likhet med hur man från statsmakternas sida har stimulerat en ökning av den ekologiska produktionen genom miljöersättning till ekologiska produktionsformer kan man tänka sig att i nästa landsbygdsprogram (2014-) stödja klimatförbättringar i jordbruket genom att skapa en särskild ersättningsform som utgår från reglerna för klimatcertifiering. En sådan ersättningsform skulle på ett bra sätt kunna möta det behov av ekonomisk uppbackning som sannolikt behövs för att man ska få ett större genomslag av de åtskilliga förbättringsåtgärder som krävs på gårdsnivå för att växthusgasutsläppen från sektorn jordbruk ska minska.

3.7.4.1 Förslag

Jordbruksverket föreslår att man inom ramen för arbetet med nästa landsbygdsprogram eller motsvarande närmare utreder möjligheten att stödja klimatåtgärder i jordbruket genom en ny miljöersättning.

Utredning av ny miljö alternativt omarbetad miljöersättning för klimatåtgärder föreslås till strategi ett.

3.8 Förändringar i produktionen av mjölk och kött

3.8.1 Ökad avkastning (produktivitet) i mjölk- och nötköttproduktionen

3.8.1.1 Beskrivning av åtgärden

Generellt sett och på en global nivå framhålls en ökad produktivitet som den viktigaste åtgärden för att minska utsläppen av växthusgaser från mjölk och köttproduktionen. Mjölk och köttproduktion i kombination är också generellt mer klimateffektiv än där produktionen bedrivs var för sig ofta med raser specialiserade för antingen mjölk- eller köttproduktion.

Ett exempel på detta kan hämtas från en jämförelse mellan köttproduktionen i Brasilien och europeisk produktion (Cederberg m.fl., 2009a) där utsläppen i den brasilianska köttproduktionen är 30-40 procent högre. Skillnaden beror på högre slaktålder och längre kalvningsintervall samt att en mycket stor andel av köttproduktionen sker i specialiserad köttproduktion, dvs. inte i kombination med mjölkproduktion.

Utvecklingen i svensk mjölk och nötköttproduktion från 1990 till 2005 presenteras i en rapport från SIK (Cederberg m.fl., 2009b). I rapporten konstateras att de totala utsläppen av växthusgaser från mjölk- och nötköttproduktionen reducerats från 7 miljoner ton koldioxidekvivalenter 1990 till 6 miljoner ton koldioxidekvivalenter 2005. 60 procent av utsläppsreduktionen bedöms bero på effektiviserad produktion och 40 procent på minskad total produktion. Utsläppsminskningen i mjölkproduktionen uppskattades till nära 20 procent framför allt beroende på den ökade mjölkproduktionen per ko och år (6,1-8,2 ton). Utsläppen från nötköttproduktionen ökade samtidigt främst beroende på att en större andel av nötköttproduktionen kom från självrekryterande köttbesättningar 2005. Trots dessa ökade utsläpp har det skett en total minskning av utsläppen från nötkreaturen vilket visar att en intensifiering av mjölkproduktionen har varit positiv ur klimatsynpunkt också när de förändringar som skett inom nötköttproduktionen räknas in.

Resultatet av utvecklingen i Sverige kan jämföras med de resultat som presenteras i en rapport från EU-kommissionen (Eder & Delgado, 2008). I denna rapport analyseras konsekvenserna av en produktionsökning från en genomsnittlig EU-nivå på 5 900 till dansk eller svensk nivå på 8 500 kg mjölk per ko och år. Förändringen beräknas medföra en reduktion av koantalet med 18 miljoner kor och en minskning av metanutsläppen från mjölkproduktionen med 24 procent. Förändringen skulle emellertid också medföra ett ökat behov av foder och areal vilket leder till ökade totala växthusgasutsläpp. Om den minskade köttproduktionen från mjölkkraserna skulle ersättas med en ökning av antalet am- och dikor reduceras klimatvinsten ytterligare och den samlade nettoeffekten blir försumbar eller till och med negativ.

En möjlig förklaring till dessa olika resultat av jämförbara produktionsförändringar är att produktionen av grovfoder och bete i Sverige i ökande grad kommer från vallar och naturbetesmarker med låg eller ingen användning av mineralgödsel. Genom de olika

ersättningsformerna i landsbygdsprogrammet har speciellt nötköttproduktionen kommit att baseras på detta slag av foder.

En effektiv mjölkproduktion kan således bedömas som viktig och möjligheter till ytterligare förbättringar är möjliga även om den svenska mjölkproduktionen per ko och år är bland de högsta i världen, drygt 8 300 kg enligt siffror för 2009 från Svensk Mjolk. Flera faktorer än hög produktionskapacitet hos korna påverkar effektiviteten och härmed produktionen av växthusgaser per kg mjölk. Här kan bl.a. nämnas faktorer som dödlighet (kor, kvigor och kalvar), rekryteringsprocent, inkalvningsålder, fertilitet, kalvningsintervall, antal laktationer och djurhälsa.

En åtgärd som relativt snabbt skulle kunna minska de totala växthusgasutsläppen från svensk mjölk- och köttproduktion är att öka användningen av kötttrastjurar vid betäckning av mjölkkor. Tekniken med könseparering av sperma har ökat förutsättningarna för att använda semineringar på ett strategiskt sätt så att seminering med kötttras kan öka utan att rekryteringen av mjölkraskkvigor äventyras. Även för kötttrassemineringar ser det ut att kunna bli möjligt att könseparerad sperma i syfte att få önskat kön (hankön) på kalven. Utvecklingsarbete pågår.

Inkalvningsåldern för de kvigor som sätts in i mjölkproduktionen har de senaste åren gått ner från att ha legat på drygt 29 månader fram till år 2000 till drygt 28 månader från och med 2006 enligt statistik från Svensk Mjolk. Lägre inkalvningsålder på kvigor (till som lägst 24 månader) är som regel en lönsam åtgärd. Hushållningssällskapets produktionsgrenskalkyler för husdjur (efterkalkyler för år 2009-södra Sverige) visar bl.a. detta. Ur miljösynpunkt förefaller situationen inte lika entydig utan beror mycket på uppfödningmodell och vilka fodermedel som används. I Hushållningssällskapets kalkyler förbrukar kvigor som kalvar in vid 24 respektive 30 månaders ålder nästan exakt lika mycket energi (drygt 30 000 MJ) från konserverat foder (ensilage, spannmål, kraftfoder och koncentrat). Den stora skillnaden ligger i beteskonsumtionen där 24- och 30 månaderskvigor utnyttjar 1 500 respektive 1 900 kg ts bete. Betet antas ske på naturbetesmark vilket positivt bidrar till att nå andra miljömål. 30-månaderskvigan förbrukar dessutom mer grovfoder och mindre spannmål än 24-månaderskvigan. Det som ytterligare talar emot 24-månaderskvigan i detta sammanhang är att det är tveksamt om man kan räkna med att kvigor som hålls på naturbetesmarker har en tillväxt under betesperioden som möjliggör kalvning vid 24 månaders ålder.

3.8.1.2 Teknisk potential

Det finns en stor potential att inom den befintliga populationen av mjölkkor öka effektiviteten och därmed minska klimat och miljöpåverkan per kg producerad mjölk och kött. Samlade åtgärder på många områden är det som kan ge resultat. Inom Svensk Mjolk, husdjursföreningarna m.fl. pågår ett kontinuerligt arbete för att utveckla kunskaper och skapa redskap för att omsätta detta i praktiken.

Svensk Mjolk har i sitt beräkningsunderlag för ”Hälsopaket mjölk” uppskattat kostnaden för ett antal sjukdomar och annan ohälsa. Många sjukdomar har en negativ inverkan på kons mjölkproduktion vilket blir negativt ur effektivitetssynpunkt. Juverinflammation är den vanligaste sjukdomen och drabbar årligen cirka 20 procent av alla mjölkkor. Produktionsbortfallet i form av minskad avkastning uppskattas till 650 kg

mjölk och den ”kastade” mjölken till 180 kg, totalt 830 kg. Totalt för svensk mjölkproduktion motsvarar detta produktionen från 7 000 kor. Enligt den svenska klimatrapporteringen (Naturvårdsverket 2009c) producerar varje ko 132 kg metan per år. Omräknat i koldioxidekvivalenter motsvarar detta 2 772 kg. Totala reduktionen i växthusgasutsläpp från animalieproduktionen blir cirka 19 000 ton koldioxidekvivalenter.

Motsvarande uppskattningar kan göras t.ex. för klövhälsa, fruktsamhet och utfodringsjukdomar.

Cirka 2,5 procent av semineringarna i mjölkproduktionen utgörs i dag av kötrassperma enligt siffror från Viking Genetics. I Finland är motsvarande siffra 7 procent. 1997/98 var siffran knappt 4 procent (Krüger, 1998). Könseparerad sperma finns i dagsläget endast tillgänglig från mjölkkraser och endast för seminering i syfte att producera en kvigkalv. Rekommendationen är också att i första hand använda könseparerad sperma vid seminering av kvigor och förstakalvare för att få ett gott dräktighetsresultat. Seminering med kötrass rekommenderas i första hand till äldre kor. På kort sikt är således seminering med könseparerad kötrassperma inte något alternativ, däremot är seminering av äldre kor med ”vanlig” kötrassperma ett alternativ. Upp till 10 procent kötrassemin bedöms som möjlig vid en rekrytering på 40 procent. Vid rekrytering på 20-30 procent ökar möjligheten till 20 procent (Krüger, 1998).

Kötraskorsningar anses ha ett lägre energibehov per kg tillväxt än renrasiga mjölkkraskalvar. Energitillbehovet för korsning med tung kötrass är 85 procent och för lätt kötrass 95 procent av behovet för mjölkkras. Dessutom är tillväxt och slaktutbyte bättre för kötraskorsningarna. Detta leder till att mer kött (cirka 5 procent) kan produceras med lägre insats av foder (drygt 400 kg ts ensilage och 180 kg spannmål) vid uppfödning av en korsningstjur (tung kötrass x mjölkkras) jämfört med en tjur av ren mjölkkras (Carin Clason, muntlig uppgift). Med utgångspunkt från SIK:s beräkningar av olika fodermedels bidrag till växthusgasutsläppen (Flysjö m.fl., 2008) kan växthusgasutsläppen från ett kg ts ensilage och ett kg spannmål uppskattas till 356 respektive 400 gram koldioxidekvivalenter. För varje mjölkkrasungtjur som ersätts med en kötraskorsningstjur skulle då växthusgasutsläppen från produktionen av foder minska med 214 kg koldioxidekvivalenter. Metanproduktion från omsättningen av motsvarande mängd foder kan grovt uppskattas till cirka 16 kg (336 kg koldioxidekvivalenter) och baseras på att en kötrastjur har två månaders kortare uppfödningstid. Den totala utsläppsminskningen per djur blir då 550 kg koldioxidekvivalenter. Utöver detta tillkommer den positiva effekten av mindre mängd stallgödsel.

3.8.1.3 Realiserbar potential

En uppskattning av hur mycket av den tekniska potentialen som kan förverkligas bygger på antaganden. Om andelen kor med juverinflammation halveras (från 20 procent till 10 procent) skulle det i dagsläget innebära en utsläppsminskning på 9 500 ton koldioxidekvivalenter per år.

En ökning av antalet kor som semineras med kötrass från 2,5 procent till 10 procent skulle ge cirka 13 000 fler tjurkalvar av kötrass och en reduktion av

växthusgasutsläppen med 7 200 ton koldioxidekvivalenter som en funktion av mindre åtgång av foder.

3.8.1.4 Styrmedel

Rådgivningsprogram kring hälsa, fruktsamhet, hållbarhet, stallmiljö med mera i mjölkproduktionen finns men behöver kontinuerligt utvecklas och marknadsföras för att leda till konkreta förbättringar i produktionen.

Rådgivning i avelsplanering för att på ett optimalt sätt att kunna använda kötttrassemineringar utan att äventyra rekryteringen.

Satsning på forskning om hur hälsa, fruktsamhet, hållbarheten m.m. hos mjölkorna kan förbättras.

Utvecklingsarbete (forskning och uppföljning i praktiken) i syfte att öka kunskapen om uppfödning av kötttraskorsningskalvar.

3.8.1.5 Kostnader

Kostnader finns för rådgivning, forskning och utvecklingsarbete. Föreslagen rådgivning och utvecklingsarbete bedöms kunna rymmas inom befintligt landsbygdsprogram genom nationella eller länsvisa projekt.

3.8.1.6 ”Ekologisk och konventionell produktion”

Föreslagna åtgärder är ändamålsenliga i båda produktionsformerna. Könssorterad sperma är tillåten (inte reglerad) i EU-reglerna för ekologisk produktion. Däremot tillåter inte KRAV:s regler detta. Då all ekologisk mjölkproduktion i Sverige i dagsläget är certifierad enligt KRAV:s regler kommer användningen av könssorterad sperma inte att vara möjlig i ekologisk produktion.

3.8.1.7 Inverkan på andra miljömål

Förslagen är i praktiken neutrala i förhållande till andra miljömål.

3.8.1.8 Förslag

Fortsatt satsning på forskning och utveckling samt kompetensutveckling av lantbrukare.

Kostnaden för kompetensutveckling finansieras inom landsbygdsprogrammet.

Bättre juverhälsa uppskattas minska det årliga utsläppet med 9 500 ton koldioxidekvivalenter och ökad användning av kötttrassperma med 7 200 ton, totalt 16 700 ton.

3.8.2 Ökad effektivitet i utfodring av mjölkkor

3.8.2.1 Beskrivning av åtgärder

3.8.2.1.1 Bakgrund

Utgångsläget när det gäller att bestämma växthusgasproduktionen från idisslarnas ämnesomsättning är att det saknas uppgifter på hur mycket metan en mjölkko som hålls under nuvarande skandinaviska förhållanden producerar och på vilka sätt denna produktion kan påverkas av utfodringen. Data finns från försök i andra delar av världen, från laborieförsök samt från teoretiska modellberäkningar. Danska modellberäkningar indikerar att produktionen av metan kan variera mellan 200 och 450 gram metan per ko och dag för kor på en hög utfodringsnivå under danska förhållanden.

Med bättre kunskap och teknik förväntas nötkreaturens bidrag till metanproduktionen kunna bestämmas mer exakt samt kunna reduceras betydligt.

I Olesen (2005) finns en presentation av olika modeller för beräkning av metanproduktion vid olika foderstater till mjölkkor. En jämförelse görs av modellerna enligt IPCC (1997), Kirchgessner m.fl. (1995) och Danfær (2003). Av dessa tre modeller bedöms Kirchgessnermodellen vara den som bäst beskriver hur foderstatens sammansättning påverkar metanproduktionen. Enligt den modellen så finns det stora möjligheter att reducera metanproduktionen med tillsats av fett i foderstaten.

Liljeholm (2009) gör en jämförelse av sju olika modeller för beräkning av metanemissioner från mjölkkor. Av dessa var det modellen enligt Kirchgessner m.fl. (1995) som gav den största variationen i mängd metan per ko och år utifrån beräkningar av 57 olika foderstater. Denna beräkningsmodell är en linjär ekvation som baseras på den totala mängden näring i foderstaten. Man konstaterar att den allra viktigaste kunskapen för att bedöma beräkningsmodellernas tillförlitlighet, att de stämmer med faktiska mätdata under svenska förhållanden, ännu saknas. Arbete med att ta fram sådana data har påbörjats både i Sverige och i Danmark. Inom de närmaste åren kommer det därför att finnas ett bättre underlag för att utvärdera olika beräkningsmodeller.

Med bättre data och grundkunskap om fysiologiska samband blir möjligheten större att genom val av foder och utfodringsteknik vidta åtgärder som minskar idisslarnas utsläpp av växthusgaser.

3.8.2.1.2 Foderstatens sammansättning

I studier utförda vid Sveriges lantbruksuniversitet jämfördes kornas bildning av metan vid tre olika foderstater, 50 procent grovfoder och 50 procent kraftfoder, 70 procent grovfoder och 30 procent kraftfoder respektive 90 procent grovfoder och 10 procent kraftfoder. Grovfodret utgjordes av gräsensilage baserat på timotej och ängssvingel (omsättbar energi 11,5 MJ per kg torrsbstans) vilket är ett vanligt fodermedel i svensk mjölkproduktion. Mätningen gjordes med SF₆ spårgasteknik på sex stycken vomfistulerade kor.

Signifikanta skillnader på låg nivå fanns i metanproduktion mellan den höga grovfodernivån och den låga där foderstaten med 90 procent grovfoder orsakade en högre metanproduktion än den med 50 procent grovfoder. Mellan 50 procent och 70 procent grovfoder fanns inga skillnader. (Danielsson, 2009). De flesta svenska mjölkkor har en grovfoderandel mellan 50-70 procent i sin foderstat.

Ett projekt med huvudsyfte att utveckla utfodringsstrategier som minskar metanemissionen från mjölkkor har inletts vid Institut for Husdyrsundhed, Velfaerd og Ernaering vid Det Jordbrugsvidenskablige Fakultet på Århus universitet i Danmark. Metanemissionen kommer att mätas både i djur- och laboratorieförsök. Undersökningen ska dessutom omfatta sambandet mellan metanproduktion, fodermedlens smältbarhet och mjölkproduktionen. Projektet förväntas kunna föreslå utfodringsstrategier som kan medverka till en möjlig reduktion av kornas metanproduktion med 20 procent och som ska kunna genomföras i praktiken. Projektet kommer att pågå 2009-2012.

En generell utfodringsrekommendation i syfte att minska nötkreaturs metanemission sedan lång tid tillbaka är att öka andelen kraftfoder i foderstaten. Pågående studier tyder dock på att under de förhållanden som råder i svensk mjölkproduktion så är detta inte en relevant åtgärd. Det som kan vara viktigt att notera är att de svenska studierna så här långt gjorts med grovfoder av hög kvalitet och på en produktionsnivå där mängden kraftfoder och fodrets passagehastighet i vommen jämförelsevis får anses vara hög.

3.8.2.1.3 Effektiv användning av foder

Dagens svenska mjölkproduktion är beroende av grovfoder av hög kvalitet både näringsmässigt och hygieniskt. Detta blir än mer tydligt när också klimatpåverkan tas med i beräkningen.

Grovfodret är också som regel ett ”närproducerat” foder med de fördelar ur transport och kretsloppssynpunkt som detta för med sig. En utveckling av det ”närproducerade” eller hemodlade fodret för att i än högre grad än vad som i dag är vanligt täcka djurens behov förefaller möjlig. Ett intressant exempel från praktiken presenteras i tidningen LAND nr 5, 2010 där en utfodringsmodell med extra proteinrikt vallfoder till kötraskalvar presenteras.

Ett forskningsprojekt (HQ-vall) där vall odlas både för foder och energiändamål har under 2010 inletts som ett samarbete mellan SLU och JTI. Syftet är att effektivisera resursutnyttjandet i vallodlingen genom att använda de bästa kvaliteterna till foder och övrigt till biogasproduktion. Att använda vall med hög kvalitet är en möjlig strategi för att kunna minska behovet av kraftfoder.

I en rapport (Wallman m.fl., 2010) görs en jämförelse mellan fem olika foderstater till mjölkkor enligt tabell 22:

Tabell 22. Jämförelse av fem olika foderstater. Källa: Wallman m.fl. (2010)

Fodermedel	Utgångsläge	Agrodrank	Mer och bättre vall	HP-massa och majs	Raps, ärter, klöverensilage
Gräsensilage, 2 skördar, kg ts	3367	3346		1601	
Gräsensilage, 3 skördar, kg ts			4499		
Blandvallsensilage, kg ts					2989
Majsensilage, kg ts				549	
HP-massa, ts				427	488
Spannmål, kg	1620	1373	1007	1818	1278
Agrodrank, kg		459			
Betför, kg	275	275			
Rapsmjöl, kg					204
Rapskaka, kg					400
Ärter, kg					881
Sojamjöl, kg				85	
Koncentrat (Unik 52), kg	1196	924	726	1473	
Foderegenskaper					
Kg ts foder	6090	6095	6020	5542	5736
Grovfoderandel, procent	57	57	75	47	61
Kg ingående soja	239	185	145	380	0
Relativ miljöpåverkan i jämförelse med utgångsläget					
Energi		97	83	101	74
Mark		96	103	93	111
Klimat		100	99	98	89
Försurning		101	114	88	94
Övergödning		98	106	92	114

En analys av dessa foderstater utifrån de ingående fodermedlen visade att foderstaten med enbart närproducerat proteinfoder och ensilage från kvävefixerande blandvallar (raps, ärter och klöverensilage) har miljö fördelar i form av lägre energianvändning och mindre klimatpåverkan än utgångsläget. Emellertid är det också den foderstat som riskerar ge det största bidraget till övergödningen. Med åtgärder för att minska övergödande utsläpp så bedöms dock denna foderstat vara den bästa av de fem alternativen.

Effektivitet i alla led i foderkedjan från odling till utfodring är av betydelse för att minska foderproduktionens klimatpåverkan mätt som kg växthusgasutsläpp per energi- eller proteinenhet i fodret. Så lite förlust som möjligt av näring och mängd samt begränsad energiförbrukning i alla led från odling till utfodring måste vara målet.

Energiförbrukningen och möjlighet till att minska denna i svenskt jordbruk presenteras i Energimyndighetens rapport (Energimyndigheten, 2010a).

Ett nytt redskap för planering av utfodring och beräkning av foderstater till mjölkkor "Norfor" är under introduktion och används i dagsläget i cirka 30 procent av all utfodringsrådgivning. Under 2010/2011 kommer man att via Norfor kunna få ett mått på utfodringens klimatpåverkan (Maria Åkerlind, muntlig uppgift). Norfor ger möjlighet till en bättre anpassning av utfodringen till kons behov under olika laktationsstadier vilket kan leda till ett bättre proteinutnyttjande och härmed lägre kvävehalter i urin och träck. Detta leder i sin tur till minskad avgång av ammoniak och minskad risk för kväveläckage från stallgödselhanteringen. "Norfor" som verktyg i rådgivningen bör kompletteras med möjlighet att göra totalfoderstater som åskådliggör årsförbrukningen av olika fodermedel. Detta skulle förbättra möjligheterna att analysera och reducera både kväve- och växthusgasutsläppen från mjölkproduktionen.

Mjölkdiransken har sedan länge uppmärksammat behovet av att förbättra proteinutnyttjandet och kväveeffektiviteten i mjölkproduktionen. Inom bl.a. Greppa Näringen finns möjlighet för mjölkproducenterna att få rådgivning. Med hjälp av Norfor finns nu ytterligare möjligheter till utveckling och förbättring av denna rådgivning vilket bör kunna leda till en ökning av kväveeffektiviteten i mjölkproduktionen.

3.8.2.1.4 Val av fodermedel

I en rapport från SIK (Flysjö m.fl., 2008) presenteras en LCA-databas för konventionella fodermedel. Miljöpåverkan uttryckt i gram koldioxidekvivalenter var cirka 360 för ensilage från ren gräsvall, cirka 280 för ensilage från en klöver-gräsvall, 850 för sojamjöl och 250 för ärter för att ta några exempel. SIK:s beräkningar tyder på att det finns stor potential att påverka djurhållningens klimatpåverkan genom val av fodermedel. Denna möjlighet bör utnyttjas t.ex. inom foderhandeln och utfodringsrådgivningen.

Inom foderindustrin har företagen börjat klimatdeklarera sina produkter. Lantmännen presenterar sin klimatvärdering på följande sätt på sin webbplats:

"Klimatvärdet anger utsläppen av växthusgaser, uttryckt som koldioxidekvivalenter. Av det totala utsläppet av växthusgaser, per kilo foder, uppstår huvudparten vid odling. Det kan vara tio gånger större än bidraget från transport.

Tillverkning står för en mindre andel av det totala utsläppet i form av den energi som används inom fabriken för att transportera råvaror, blanda, ångbehandla blandningar, pelletera, kyla, samt lagra råvarorna. Det slutliga klimatvärdet bestäms av utsläppen varje råvara orsakar i hela ledet och hur stor dess andel är i fodret"

3.8.2.2 Teknisk potential

Beräkningar utförda vid Institutionen för husdjurens utfodring och vård vid Sveriges Lantbruksuniversitet 1997 visade på att effektiviteten i kväveutnyttjandet i mjölkproduktionen i Mellansverige var ca 28 procent och i Halland 25 procent. Den ekonomiska effektiviteten var lika. Med en anpassning till den officiella proteinnormen skulle kväveeffektiviteten kunna ökas till cirka 31 procent. I kg kväve motsvarade detta 14 kg per ko och år i Mellansverige och 37 kg per ko och år i Halland.

I en rapport från Svensk Mjök (Gustafsson, 2001) analyseras möjligheterna till förbättrat kväveutnyttjande i mjölkproduktionen. En reducering av kvävemängden i träck och urin på 10-20 procent utan negativa effekter på mjölkproduktionen anses vara möjlig. En kväveeffektivitet på 28-30 procent anses vara ett realistiskt mål. Studier (endags utfodringskontroll) på 20 gårdar i Halland 2004 (Danielsson, 2004) visar på en variation i kväveeffektivitet i utfodringen mellan 21-35 procent. Ett starkt samband ser ut att finnas mellan lågt proteinutnyttjande och allmän överutfodring.

Resultaten tyder på att möjligheter finns att förbättra kväveeffektiviteten i utfodringen till mjölkkor. Aktuella data saknas dock för att på ett tillfredställande sätt kunna göra en kvantitativ uppskattning. Om den förbättringspotential som beräknades 1997 fortfarande finns, vilket inte verkar osannolikt, skulle totala kvävemängden i gödsel och urin kunna minska med i storleksordningen 5 000 ton (14 kg x 350 000 kor).

Vilka möjligheter som finns att minska utsläppen av växthusgaser från mjölkorna genom bättre anpassade foderstater studeras för närvarande inom forskningen. I avvaktan på resultat därifrån blir en uppskattning av möjliga utsläppsminskningar ytterst osäker. Växthusgasdeklarerade fodermedel och ett utvecklat Norfor förväntas bli värdefulla redskap. I den svenska klimatrapporteringen anges den dagliga metanproduktionen från en mjölkko till 362 gram. Danska modellberäkningar anger ett intervall på 200-450 gram. Om förbättrad utfodring leder till en minskning av metanproduktionen på 10 procent, (36 gram) skulle detta resultera i en utsläppsminskning på drygt 13 kg metan eller 273 kg koldioxidekvivalenter per ko och år. Om alla mjölkkor räknas in blir den potentiella utsläppsminskningen drygt 95 000 ton koldioxidekvivalenter. Cirka en tredjedel av detta, 30 000 ton, kan vara realiserbart fram till 2016.

3.8.2.3 Styrmedel

Rådgivning baserad på forskning och utveckling är det viktigaste styrmedlet samt att en ökad produktivitet och effektivitet för det mesta är lönsam.

Inom ”Greppa Näringen” finns en rådgivningsmodul (41 C) som analyserar utfodringseffektiviteten vid ett visst specifikt tillfälle (endags utfodringskontroll) samt modulen (41 A) som är inriktad på att anpassa utfodringen i syfte att optimera kväve- och fosforutnyttjande. Dessa båda moduler bör utvecklas så att de kan ge svar på hur effektiv utfodringen i mjölk och köttproduktionen är vad gäller kväveutnyttjande och klimatpåverkan. Den senare bör också utvecklas till ett planeringsinstrument som kan ligga till grund för klimat- och växtnäringseffektiva utfodringsstrategier och foderplaner för längre perioder, t.ex. en stallfoderperiod.

3.8.2.4 *Kostnader*

Rådgivningsmodulen ”Kontroll foderstat mjölkkor” (41 A) i ”Greppa näringen” beräknas ta 10-12 timmar i anspråk. En ny, alternativt utvecklad och omarbetad, rådgivningsmodul som innehåller beräkning av kväveeffektivitet och klimatpåverkan uppskattas ta motsvarande tid under förutsättning att program och övrigt underlag finns tillgängligt. Kostnaden kan uppskattas till 8 000-9 000 kronor per gård. Denna kostnad kan helt eller delvis finansieras inom ramen för landsbygdsprogrammets kompetensutveckling. Kostnaden för lantbrukaren kommer då att utgöras av den tid som rådgivningsbesöket tar i anspråk samt kostnader för att vidta de effektiviseringsåtgärder och förändringar som rådgivningen kommer fram till. Om målsättningen är att nå 200 mjölkproducenter per år blir den årliga kostnaden 1,7 miljoner kronor, lantbrukarens tid oräknad.

Lantmännen uppskattar att kostnaden för att klimatdeklarera sina foderprodukter uppgår till cirka 500 000 kronor i utvecklingskostnader och därefter cirka 100 000 kronor per år i driftskostnader bl.a. för att göra beräkningar för nya råvarupartier, leverantörer m.m. (Margareta Helander, muntlig uppgift).

En utveckling av ”Norfor” som ger möjlighet att beräkna totala förbrukningen av alla fodermedel som ingår i foderstaten under en längre period t.ex. en stallperiod bedöms av näringen som allt för kostsam att genomföra på egen hand. En diskussion bör därför inledas t.ex. bland aktörerna inom Greppa Neringen om ambitionsnivå och finansieringsmöjligheter.

3.8.2.5 *”Ekologisk och konventionell produktion”*

Föreslagna åtgärder är ändamålsenliga i båda produktionsformerna. Foderstaten med de största klimat och energifördelarna (raps, ärter och klöverensilage) är den som mest liknar utfodringen i ekologisk mjölkproduktion.

3.8.2.6 *Inverkan på andra miljömål*

Föreslagna åtgärder har i huvudsak betydelse för växtnäringsläckaget och utsläppen av växthusgaser. Förslagen bedöms inte ha någon negativ inverkan på andra miljömål. I den mån förslagen leder till en ökad vallodling kan detta vara positivt för den biologiska mångfalden. En mer omfattande odling av baljväxter kan öka risken för utlakning av växtnäring.

3.8.2.7 *Förslag till åtgärder*

Betydelsen av ökad effektivitet i utfodringen (bättre närings- och energiutnyttjande, minimera överutfodring med mera) bör betonas i rådgivningen.

Alla mjölkproducenter bör ha en plan för sin utfodring som gör det möjligt att beräkna foderstatens påverkan på metanemissionen. ”Norfor”-systemet kommer att ge denna möjlighet under 2010/2011.

Ett redskap baserat på Norfor-systemet motsvarande tidigare ”Foderplan mjölk” och de beräkningar av foderbehov för längre perioder, t.ex. en stallfoderperiod, som fanns där bör skapas. Målet är att kunna teoretiskt beräkna den totala miljöpåverkan från mjölk- och köttproduktionen baserad på både växtodlingens och djurhållningens växthusgasutsläpp. Detta redskap skulle sedan kunna användas i rådgivningen t.ex. inom ”Greppa Näringen”. En utbildning av rådgivare bör också genomföras .

Foderhandeln bör utveckla en växthusgasdeklaration för sina produkter med tydlig information om vad som ligger till grund för beräkningen (systemgränser).

Effektivare utfodring uppskattas successivt kunna nå upp till en årlig utsläppsminskning från mjölkorna på 30 000 ton koldioxidekvivalenter år 2016. Kostnaden för den ytterligare rådgivning som behövs för detta uppskattas till 1,7 miljoner kronor per år.

Motsvarande effektiviseringar vad gäller kväveutnyttjandet uppskattas kunna leda till en sänkning av kväveinnehållet i stallgödseln på 10-20 procent

Kostnaden för att underhålla ett program för klimatdeklaration av foder uppskattas till 100 000 kronor per år.

Utvecklingskostnaden för det foderberäkningsprogram som föreslagits har inte varit möjlig att uppskatta.

3.8.3 Välj fodermedel med lägre klimatpåverkan

3.8.3.1 Påverkan på klimatet

Det finns stora skillnader i klimatpåverkan från proteinfoder beroende på vilket fodermedel som djurhållaren väljer. År 2007 importerade Sverige ca 250 000 ton soja, se tabell 1 (Jordbruksverket, 2009c). Enligt studier från Institutet för livsmedel och bioteknik (SIK) kan ett proteinfodermedel baserat på soja odlad i Brasilien ha dubbelt så stor klimatpåverkan per kg som ett proteinfodermedel baserat på ärter eller åkerböner odlade i Sverige (Davis m.fl., 2006). Det är inte samma proteinsammansättning i ärt och åkerböna som i sojaböna och det gör att de inte är rakt utbytbara i en foderstat. För att få en rättvisande bild av den förändrade klimatpåverkan som valet av foder kan innebära bör hela foderstatens klimatpåverkan beräknas. Klimatpåverkan består både av växthusgaser som avges vid primärproduktionen och från de långa transporterna. I livscykelanalyserna av fodermedlens klimatpåverkan ingår utsläpp vid primärproduktionen inklusive användning av insatsvaror och transporter. Utsläpp från förändrade kolförråd i mark ingår i analysen av sojaproduktionen, men inte för produktion av fodermedel i Europa. Detta beror på att omvandlingen från regnskog till åkermark innebär att kolförråden i mark förändras kraftigt genom ökad koldioxidavgång, medan kolförråden i Europas minerogena åkermarker anses relativt stabila. Förändringen i kolinnehåll som orsakas genom själva avverkningen, dvs. att kolet som finns bundet i den levande biomassen i regnskogen frigörs räknas dock inte in p.g.a. svårigheter att koppla den direkt till en viss produktion. Sojaodlingen är en stor drivkraft bakom avskogningen i Brasilien och därför underskattas klimatpåverkan från sojan när inte utsläppen från levande biomassa belastar sojan alls i livscykelanalyserna (Wallman m.fl., 2010).

Sojaodlingen i Brasilien är även hårt kritiserad av andra skäl än den direkta klimatpåverkan från produktionen. Sojaodlingen i Brasilien innebär att biologiskt värdefulla gräsmarker (cerrados) ersätts med ensidig sojaodling med hög användning av bekämpningsmedel (Klink & Machado, 2005). På senare år har sojaodlingarna även expanderat in på regnskogsmark.

Tabell 23. Urval av råvaror för proteinfoder, sammanställning efter foderkontrollen 2008 (Jordbruksverket, 2009c) och skördestatistiken (Jordbruksverket, 2010a) samt emissionsfaktorer från lca-databasen för konventionella fodermedel (Flysjö m.fl., 2008).

Kvantitet	Soja	Palmkärn a	Foderärt/åkerbön a
Import, kton	247	67	1
Nöt	118	67	
Svin	34		0,6
Fjäderfä	95		0,4
Inhemskt			43
tonCO₂- ekvivalenter/to n	0,8	0,8	0,2
tonCO₂- ekvivalenter totalt	198	54	9

3.8.3.2 Påverkan på näringsläckaget

Totalt sett sker det ingen ökning av näringsläckaget, men det sker i Sverige där odlingen av raps, foderärt och åkerböna sker istället för i Brasilien där odlingen av soja finns (Davis m.fl., 2006). Om odlingen av ärt och åkerböna ersätter spannmål så innebär det en ökning av kväveförluster till vatten med ca 30 procent. Enligt FAO: s statistik¹⁸ så är skördenivån för soja i Brasilien ca 2,8 ton per hektar och enligt Jordbruksverkets skördestatistik så är genomsnittsskörden av ärter ca 2,8 ton per hektar medan genomsnittlig skörd av åkerböna är ca 2,2 ton per hektar (Jordbruksverket, 2010a). Skördarna per hektar är alltså jämförbara mellan soja och inhemska alternativ. Men eftersom sammansättningen av proteiner varierar mellan proteindråvarorna så förändrar utbytet av soja också sammansättningen av foderstaten. Vid en jämförelse mellan foderstaten så krävde foderstaten utan soja ca 10 procent mer areal jämfört med den konventionella (Wallman m.fl., 2010). Detta innebär att arealen som krävs för att odla 250 000 ton soja är ca 90 000 hektar och att motsvarande areal i Sverige för att producera ärt och åkerböna hamnar runt 100 000 hektar. Om odlingen av ärt och åkerböna ersätter spannmål så innebär det en ökning av kväveförluster till vatten med ca 30 procent. Om genomsnittlig grundutlakning vid spannmålsodling är ca 24 kg så innebär det en ökning med ca 7 kg kväve per hektar i genomsnitt, denna siffra varierar

¹⁸ www.faostat.org 2010-03-10

beroende på var odlingen hamnar. Om arealen är 100 000 hektar så innebär detta en total ökning av kväveförluster till vatten med 700 ton kväve.

3.8.3.3 Potential

När importerad soja från Brasilien byts ut mot alternativa proteinväxter odlade i Sverige eller Europa minskar klimatpåverkan från det foder som används i den svenska produktionen. Huruvida klimatpåverkan från den brasilianska produktionen minskar beror på vilken effekt den minskade svenska efterfrågan på soja från Brasilien har på sojamarknaden. Även om Sverige köper nästan uteslutande från Brasilien är det inte säkert att det är där produktionen minskar och därmed är det osäkert vad den slutgiltiga klimateffekten är. För att få en säkrare uppfattning om detta krävs det en ingående analys av hur olika marknader för jordbruksprodukter är kopplade sinsemellan. Eftersom potentialen i åtgärden är beräknad i avsaknad av en sådan analys representerar den uppskattade potentialen endast hur klimatpåverkan minskar från det foder som används i den svenska produktionen och inte hur klimatpåverkan från den globala foderproduktionen påverkas.

Sammanlagt finns det en potential inom svin-, kyckling- och mjölkproduktionen att minska växthusgasutsläppen med 300 000 ton koldioxidekvivalenter per år, genom att välja foderstater med lägre klimatpåverkan. Tre fjärdedelar av den möjliga minskningen finns inom mjölkproduktionen. Om hela den potentialen utnyttjas kan rotzonsutlakningen av kväve öka med 700 ton per år. Hur stort läckaget verkligen blir beror på var odlingen av baljväxter lokaliseras.

Foderärt och åkerböna kan inte rakt av ersätta soja eftersom de innehåller mer stärkelse i förhållande till protein än vad soja gör. I en studie i Västra Götaland (Davis m.fl., 2006) har alternativa foderstater med lågt innehåll av soja och högt innehåll av raps, foderärt och åkerböna använts. Foderstaterna till mjölkkor är ursprungligen framtagna i en studie av närodlat foder till mjölkkor (Bertilsson m.fl., 2003). Foderstaterna till griskötsproduktionen är från forskningsprogrammet MAT 21 (Cederberg & Flysjö, 2004). Foderstaterna till slaktkycklingarna är framtagna under studien av lokal produktion och konsumtion av proteinfoder i Västra Götaland i samarbete med Foderexpert vid SLU (Davis m.fl., 2006). Dessa alternativa foderstater till mjölk, svin och kyckling ger 5 procent lägre klimatpåverkan, det är foder till kyckling och svin som står för skillnaden. Framst pga. att andelen spannmål kan minskas när soja ersätts med foderärt eller åkerböna. En grov uppskattning utifrån sojakonsumtionen i Västra Götaland jämfört med totalt i Sverige är att den femprocentiga minskningen av klimatpåverkan – som i Västra Götaland innebär 10 000 ton koldioxidekvivalenter lägre växthusgasutsläpp – skulle innebära en minskning av jordbrukets totala växthusgasutsläpp med ca 56 000 ton koldioxidekvivalenter. Minskningen sker då främst inom svin- och kycklingproduktionen.

En jämförelse från SLU mellan fem olika foderstater till mjölkkor visade att en foderstat baserad på raps, ärter och klöverensilage har ca 10 procent lägre klimatpåverkan än normalfoderstaten (Wallman m.fl., 2010). Detta beror till största delen på inblandningen av baljväxter i vallen, som gör att behovet av tillförd mineralgödsel minskar, men även att växthusgasutsläpp från långväga transporter och processning av fodermedel är mindre. Detta innebär att växthusgasutsläppen från en mjölkko kan minska med ca 700

kg koldioxidekvivalenter per år på om foderstaten baserad på raps ärt åkerböna väljs. Det finns ca 350 000 mjölkkor i Sverige vilket ger en total potential att minska växthusgasutsläppen genom foderval till mjölkkor om 245 000 ton koldioxidekvivalenter per år.

3.8.3.4 Styrmedel

Det första steget mot en ökad produktion av inhemska proteinfodermedel kan vara att informera lantbrukarna om den skillnad i klimatpåverkan som finns mellan att välja ett fodermedel baserat på soja respektive ärt eller åkerböna. För att lantbrukaren ska kunna göra en bedömning av ett fodermedels klimatpåverkan så behöver det framgå av produktdeklarationen hur stora utsläppen av växthusgaser har varit vid produktionen. Därför bör en uppmaning till lantbrukare att välja fodermedel med låg påverkan kombineras med en uppmaning till foderproducenter att redovisa fodermedlens klimatpåverkan. En sådan rådgivningsinsats kan inkluderas i den befintliga rådgivningen och kräver inget särskilt rådgivningsbesök. Rådgivningen kan skapa en större efterfrågan på fodermedel med lägre klimatpåverkan. Rådgivning har i första hand effekt när det handlar om åtgärder som är lönsamma för mottagaren att utföra.

Det finns även möjlighet att införa krav på deklaration av fodermedlens klimatpåverkan. Detta är ett sätt att snabbt få fram såna produkter på marknaden och innebär att kostnaden läggs på de företag som säljer fodermedel. Svårigheter kan finnas i att utforma regler för deklarationen och att följa upp att dessa följs av producenterna. Det kan även förekomma konflikter gentemot att ha sådana tvingande regler på nationell nivå och eventuellt även på EU-nivå. Kostnaden för detta läggs på producenter eller grossister, men kan i slutändan läggas på produkternas pris, om så sker eller inte beror på konkurrenssituationen på fodermarknaden.

För att alternativ till soja ska bli konkurrenskraftiga kan det krävas ett samarbete mellan många aktörer inom näringen. Det kan handla om stora delar av kedjan mellan växtförädlare, odlare, foderproducenter, djurhållare och konsumenter. Detta bör kunna ge möjligheter för tillgång och efterfrågan på inhemska proteinfoderråvaror att öka samtidigt med att produktionen förbättras.

3.8.3.5 Kostnader

Produktionskostnaden är beroende både på kostnader för foder och på den avkastning som olika foderalternativ ger. Alternativ till soja är konkurrenskraftiga om både foderpriset är attraktivt för lantbrukaren och avkastningen är tillfredsställande. Priserna på foderråvaror som soja och raps fluktuerar och just nu (april 2010) är proteinkoncentrat baserade på raps billigare än koncentrat baserade på soja. Eftersom soja har en fördelaktig sammansättning av aminosyror – jämfört med alternativa proteinkällor – innebär ofta alternativen att det ställs högre krav på grovfodrets kvalitet. Det blir också viktigare med analys av grovfodret för att kunna komplettera det med rätt koncentrat och bibehålla en hög avkastning. Om avkastningen behålls på en tillfredsställande nivå genom grovfoder av hög kvalitet som kompletteras med inhemska proteinfoder behöver detta inte innebära någon kostnad för lantbrukaren.

3.8.3.6 Skillnader mellan ekologiskt och konventionellt

Ekologisk produktion strävar mot ett lokalt kretslopp av näringsämnen, och där ingår även en hög andel egenproducerat foder. Eftersom användning av mineralgödsel inte är tillåten inom ekologisk produktion så är det redan vanligare med baljväxter i växtföljden. Detta bör innebära att det finns kunskap och erfarenheter kring den odlingen inom ekologisk produktion som kan tas till vara vid en ökad produktion av inhemska proteingrödor.

3.8.3.7 Påverkan på andra miljömål

Det finns omfattande problem med hög användning av växtskyddsmedel vid ensidig sojaodling och dessutom används ofta preparat som är förbjudna i EU och Sverige (Bartholdson m.fl., 2010). Att minska efterfrågan på ny odlingsmark i Brasilien är angeläget för att skydda den biologiska mångfalden i de naturliga ekosystemen, som riskerar att uppodlas vid en ökande efterfrågan på soja.

3.8.3.8 Förslag till styrmedel

3.8.3.8.1 Rådgivning

Den rådgivning som utförs inom utfodring bör innehålla både information om klimatpåverkan från olika fodermedel samt visa hur lantbrukaren behåller en hög avkastning i produktionen vid val av alternativa proteinkällor. Till viss del kan detta vara en del av den rådgivning som redan utförs, men ytterligare resurser krävs när nya frågor ska inkluderas. Det kommer troligen att behövas både en ökad omfattning av rådgivningen och ett förändrat innehåll. Det kan därmed också behövas en satsning på kompetensutveckling av rådgivare. En sådan kompetensutveckling kan ingå i ett större projekt som det som föreslås nedan. Det anses svårare att byta ut sojan mot alternativa proteinkällor i mjölkproduktionen än i köttproduktionen och samtidigt används en stor del av sojan i mjölkproduktionen. Därmed kan det största behovet av rådgivning för att klara en omställning finnas i mjölkproduktionen.

Exempel: Om rådgivningskostnaden antas vara 700 kronor per timme och det genomförs fyra timmars rådgivning till 6 000 mjölkproducenter så innebär det en total rådgivningskostnad på 16,8 miljoner kronor. Om effekten av detta är att 10 procent av den teoretiska potentialen att minska utsläppen genom att välja ett alternativ till soja i mjölkproduktionen realiserar innebär detta en utsläppsminskning på ca 30 000 ton koldioxidekvivalenter per år. Kostnaden per ton koldioxidekvivalenter per år blir då ca 560 kronor.

Utökad rådgivning kring ersättning av soja med alternativa proteinråvaror föreslås till strategi ett.

3.8.3.8.2 Produktdeklaration

Det finns även möjlighet att införa krav på deklaration av fodermedlens klimatpåverkan. Detta är ett sätt att snabbt få fram såna produkter på marknaden och innebär att

kostnaden läggs på de företag som säljer fodermedel. Svårigheter kan finnas i att utforma regler för deklarationen och att följa upp att dessa följs av producenterna. Det kan även förekomma konflikter gentemot att ha sådana tvingande regler på nationell nivå och eventuellt även på EU-nivå. Kostnaden för detta läggs på producenter eller grossister, men kan i slutändan läggas på produkternas pris, om så sker eller inte beror på konkurrenssituationen på fodermarknaden. Lantmännen uppskattar att kostnaden för att klimatdeklarera tre av sina foderprodukter uppgår till cirka 500 000 kronor i utvecklingskostnader och därefter cirka 100 000 kronor per år i driftskostnader bland annat för att göra beräkningar för nya råvarupartier, leverantörer med mera (Margareta Helander, muntlig uppgift). Kostnaden i det fallet har alltså dels bestått av en initial kostnad på 500 000 kronor och dels av en årlig kostnad på ca 33 000 kronor per fodermedel. Uppgifter om foderråvarors miljöpåverkan och där ibland klimatpåverkan finns sammanställd i en databas över konventionella fodermedel (Flysjö m.fl., 2008). Detta underlag och eventuella andra liknande initiativ bör kunna nyttjas för att beräkna ett fodermedels klimatpåverkan. Ju fler fodermedel som klimatberäknas desto billigare blir det troligen per fodermedel.

Exempel: Om tio fodermedel klimatdeklareras till en kostnad av sammanlagt 1 670 000 kronor för att uppdatera systemet under fem år och detta leder till att två procent av den teoretiska potentialen att minska utsläppen av växthusgaser realiserats blir kostnaden ca 280 kronor per ton koldioxidekvivalenter ($1\,670\,000\text{ kr} / (0,02 \cdot 300\,000)\text{ ton koldioxidekvivalenter}$). I exemplet minskar utsläppen med 6 000 ton koldioxidekvivalenter. Detta är att betrakta som ett exempel att utgå ifrån när eventuella regler för klimatdeklaration ska utformas och inte som ett realistiskt scenario.

Utredning av obligatorisk klimatdeklaration av fodermedel föreslås till strategi två.

3.8.3.8.3 Miljöersättning

Det finns ett första steg mot skapandet av en efterfrågan på alternativ till soja genom begränsningar av mängden tillåten soja som finns i det regelverk för klimatmärkning av mat som KRAV och Svenskt Sigill arbetar fram. Att stödja ett klimatvänligare jordbruk genom att utforma en miljöersättning i nästa landsbygdsprogram som stödjer klimatåtgärder på gården bör utredas av Jordbruksverket.

Utredning av miljöersättning för klimatåtgärder på gården föreslås ingå i strategi ett.

3.8.3.8.4 Projekt för att öka tillgång och efterfrågan på alternativa proteinfoder

Ett mer integrerat angreppssätt för att göra alternativ till soja mer konkurrenskraftiga är att genomföra ett projekt där aktörer inom produktion och användning av foder samt rådgivarsektorn samverkar. Syftet är att öka både tillgång och efterfrågan på alternativa proteinfoder och minska sojanvändningen. Om denna strategi leder till att 10 procent av den importerade sojan ersätts av inhemska proteinråvaror som ärt och åkerböna så kan det leda till en minskning av utsläppen av växthusgaser med sammanlagt ca 30 000 ton koldioxidekvivalenter. Om kostnaden för ett sådant projekt uppskattas till 10 miljoner kronor så blir kostnaden per ton koldioxidekvivalent 333 kronor. Det bör vara möjligt att stödja ett sådant projekt genom landsbygdsprogrammet redan nu.

Projekt för att öka tillgång och efterfrågan på alternativa proteinfoder föreslås till strategi ett.

3.8.4 Fodertillsatser

3.8.4.1 Beskrivning av åtgärden

Möjligheten att påverka idisslarnas ämnesomsättning i syfte att minska bildningen och avgången av metan har beskrivits i en tidigare rapport från Jordbruksverket (2008c). Några framsteg av betydelse förefaller inte ha gjorts inom detta område sedan denna rapport skrevs. I dagsläget finns inget som tyder på att användningen av fodertillsatser skulle vara en framkomlig väg för att minska idisslarnas utsläpp av växthusgaser.

I en rapport från Skottland (Eder & Delgado, 2008) till ”The Committee on Climate Change” presenteras följande tre slag av fodertillsatser med potential att minska metangasbildningen i vommen.

3.8.4.2 Vätebindande föreningar

Det är vätet som produceras i vommen som utgör en av byggstenarna när metan bildas. Genom tillsats av föreningar som binder väte till exempel fumarat bildas i stället propionat. I Jordbruksverkets rapport 2008:11 avsnitt 6.4.6 redovisas studier av denna teknik genomförda av Rowett Research Institute. Fortsatta studier på detta område har dock visat att den teknik med inkapsling och långsam utsöndring av syran som gav goda resultat på lamm inte fungerade på mjölkkor. Ingen fortsatt forskning pågår för tillfället. Vad gäller fodertillsatser tror man mer på växtextrakt till exempel ”garlic acid” och kombinerade behandlingar (John Wallace, muntlig uppgift).

3.8.4.3 Probiotika

Genom tillsats av mikroorganismer förväntas vommetabolismen kunna påverkas så att acetat bildas i stället för metan. Tillsatserna kan användas i spannmålsrika foderstater. Resultaten varierar från studie till studie.

3.8.4.4 Jonofora föreningar

Användning av dessa föreningar till exempel monensin har en sedan länge känd effekt men användningen är förbjuden i EU.

3.9 Kollagring i jordbruksmark

3.9.1 Öka kolinlagringen i åkermark

3.9.1.1 Beskrivning av åtgärd

I svensk jordbruksmark finns i storleksordningen 94 ton kol per hektar i de översta 25 cm av marken (Andrén m.fl., 2008). Eftersom det finns runt 3 miljoner hektar jordbruksmark blir det totala kolförrådet 270 Mton (Andrén m.fl., 2008).

Förändringar i markens kollager har skattats baserat på data från Riksskogstaxeringen (Lundblad m.fl., 2009). Enligt dessa skattningar avger Sveriges åkermark i medeltal i storleksordningen 1,0 Mton C, eller runt 3,6 Mton koldioxid, varje år i form av koldioxid (tabell 23). Av detta kommer 3,4 Mton koldioxid från organogen mark och 0,2 Mton från åkermark på mineraljord. Betsmark på mineraljord är tvärt om en sänka för koldioxid (se avsnitt 3.9.3).

Tabell 23. Koldioxidflöden från olika typer av mark.

	Koldioxidflöde ¹ (ton/ha)	Areal ² (ha)	Total koldioxidavgång ³ (Mton CO ₂)
Åker på mineraljord	0,09	2 436 617	0,2
Åker på organogen mark	15,5	219 624	3,4
Bete på mineraljord	-0,1	423 622	0,0
Bete på organogen mark	5,1	44 273	0,2
Totalt		3 124 136	3,8

¹ Uträknat genom att den totala koldioxidavgången i den sista kolumnen dividerats med arealen.

² Muntlig uppgift från Mattias Lundblad, SLU. Gäller arealen 2008.

³ Medel för år 1994-2008.

Det skattade totala flödet på 3,8 Mton koldioxid, eller drygt 1 Mton kol, utgör mindre än 0,5 procent av det totala kolförrådet. Flödena är således små i förhållande till det totala förrådet, men de är ändå viktiga ur ett klimatperspektiv.

Ur ett globalt perspektiv har en ökad kollagring i mark en stor potential. Den tekniska globala potentialen för minskad växthusgasavgång från jordbruket skattas till runt 6 000 Mton koldioxidekvivalenter per år, och av detta står en ökad kollagring i marken för 89 procent (IPCC, 2007).

FAO menar att det finns goda synergier mellan att öka säkerheten i matproduktionen och att öka kolinlagringen i mark (FAO, 2009a). Om anpassningar i jordbruket görs för

att öka avkastningen leder de även till större kolinlagring i marken. En ökad mängd organiskt material förbättrar markens vattenhållande förmåga, struktur och näringsbalans, och leder därmed till en ökad produktivitet. Således finns en potential att minska koldioxidkoncentrationerna i atmosfären med åtgärder som även kan ge positiva effekter på produktionen.

Markens kollager är mer stabila än kollager i ovanjordisk biomassa. Kolet kan dock frigöras, exempelvis vid brand. När kollagring i mark diskuteras är det även viktigt att ha i åtanke att upplagringen troligtvis kommer att avta med tiden. Förr eller senare uppnås en balans mellan upplagring och nedbrytning. Vidare kan åtgärder som vidtas innebära en reversibel kolinlagring. Exempelvis tyder resultat från norrländska vallförsök på kraftig förlust av kol från vallbrott (Lundblad m.fl., 2009). Detta visar vikten av att de åtgärder som vidtas i syfte att öka kolinlagringen i marken också måste vara långsiktigt hållbara ur ett ekonomiskt och socialt perspektiv. Annars är det möjligt att de uppbyggda kollagren börjar brytas ned så snart ett styrmedel ändras. Avslutningsvis bör åtgärderna som vidtas för att öka markens kollager ses ur ett större perspektiv. Restprodukter från jordbruket kan exempelvis göra större nytta för klimatet genom att användas för framställning av bioenergi, och på så sätt ersätta fossila bränslen, än om den plöjs ned och ökar markens kollager (Powlson m.fl., 2008). Gödsling eller andra produktionshöjande åtgärder som genomförs för att öka markens kollager, kan också ha andra negativa effekter på miljön, exempelvis ett ökat läckage av näringsämnen, vilket bör vägas in.

3.9.1.1.1 Ökad tillförsel av kol

Mängden kol i mark styrs av balansen mellan inflödet av kol och nedbrytningen. För att öka markens förråd av kol kan åtgärder vidtas för att öka tillförseln eller för att minska avgången.

Ju högre produktionen är, desto större blir tillförseln av kol till marken. Gödsling är en åtgärd som ökar produktionen och således har bedömts kunna leda till att storleken på markens kollager ökar. Vidare kan en ökad mängd kväve minska nedbrytningshastigheten genom att mer svårnedbrytbara kolföreningar bildas. En genomgång av ett antal olika studier visar att en ökad kvävetillförsel endast gav effekt på markens kollager om grödrester lämnades kvar, och slutsatsen var att effekten troligtvis berodde på en ökad tillförsel av organiskt material, orsakad av den ökade tillväxten (Alvarez, 2005). Det finns dock försök som visar på en motsatt effekt, genom att en tillförsel av kväve även ökar nedbrytningen av organiskt material (Khan m.fl., 2007).

Nedplöjning av restprodukter, exempelvis halm eller stallgödsel, kan också öka markens kolinnehåll. Danska försök där man under en period om 29–36 år hade vårbruk och handelsgödsel samt antingen bortförde halmen, brände den eller myllade ned den visar på ett kontinuerligt minskande kolinnehåll i alla behandlingarna (se referens i Christensen, 2005). Högst kolinnehåll vid försökens slut hade dock den mark där halmen hade plöjts ned. I en annan studie kombinerades halmbehandlingarna med en eftergröda av rajgräs, som även den myllades ned, i vissa fall i kombination med gödsel (Thomsen & Christensen, 2004). Ju mer halm som lämnades kvar, desto högre blev markens kolinnehåll, och efter 18 års tillförsel fanns runt 15 procent av det tillförda kolet kvar i marken (vilket anges vara i samma storleksordning som i andra studier).

Nedplöjning av rajgräs ökade ytterligare markens kollager, medan det inte blev några effekter av gödslet (koltillförseln med gödselmedlet motsvarade ungefär hälften av den med den lägsta halmmängden på 4 ton per hektar).

Även mer extrema åtgärder kan vidtas, som att tillföra svårnedbrytbar kol till jordbruksmark (se avsnitt 3.9.2).

För betesmark finns globalt sett en stor kollagringspotential (se avsnitt 3.9.3). Genom att förbättra skötsel, exempelvis genom minskad överbetningen, kan både betesdjuren gynnas och kollagringen i marken öka (FAO, 2009b). Även om en ny balans uppstår efter 25 år bedöms kollagringspotentialen vara betydande (FAO, 2009b). Det är dock svårt att se några lämpliga åtgärder som skulle kunna öka kolinlagringen i svensk betesmark.

3.9.1.1.2 Minskad koldioxidavgång från marken

Åtgärder för att minska nedbrytningshastigheten kan exempelvis vara reducerad jordbearbetning (se avsnitt 3.2.2). Medan markens kollager minskar vid konventionell plöjning kan det bevaras vid reducerad plöjning eller om plöjning inte genomförs alls (Alvarez, 2005). En ny balans i marken kollager har angetts uppstå efter 20-30 år (Alvarez, 2005).

Organogen mark kan utgöra stora källor för koldioxid och därför kan åtgärder som vidtas för att minska markens koldioxidavgång, exempelvis att återföra marken till våtmark, ge stor effekt (se avsnitt 3.6.1).

3.9.1.2 Potential

Mer kunskap behövs om de olika möjliga åtgärderna för att bedöma deras tekniska så väl som realiserbara potential.

3.9.1.3 Styrmedel

Styrmedel i syfte att öka kollager i åkermark bedöms för närvarande inte vara befogade att införa.

3.9.1.4 Skillnad mellan konventionella och ekologiska odlare

En produktion där djurhållningen och växtodlingen bedrivs integrerat har goda förutsättningar att höja markens kolinnehåll (Naturvårdsverket, 1997). Sådan produktion är en grundsten i den ekologiska produktionen, även om också konventionell produktion kan bedrivas på detta sätt. Samtidigt används inte mineralgödsel i ekologisk produktion och reducerad jordbearbetning anses mindre lämpligt, och båda dessa åtgärder anses kunna öka kolinlagringen (se ovan).

Soil Association, en organisation som arbetar för ekologisk odling i Storbritannien, har gjort en sammanställning av 39 studier (Azeez, 2009). I dessa har jordbruksmark med ekologisk produktion jämförts med jordbruksmark konventionell produktion och i 32 av studierna redovisas ett högre kolinnehåll i mark som brukats med ekologiska metoder. I

15 av studierna är skillnaden signifikant. Kollagringen är enligt sammanställningen i medeltal 28 procent högre vid ekologisk odling för de åtta studier som genomförts i norra Europa.

3.9.2 Tillförsel av biokol

Vid förbränning av biomassa under syrefattiga förhållanden (så kallad pyrolys eller termisk förgasning) produceras en gas, bestående av bland annat vätgas, metan och kolmonoxid, samt en stabil kolform. Den stabila kolformen kallas biokol.

Biokol som återförs till jordbruksmark kan förbättra jordens fysikaliska och biologiska egenskaper, och därmed främja tillväxten av jordbruksgrödor, samt minska läckage av näringsämnen från marken (se referenser i Lehmann m.fl., 2006). Dessutom är biokol svårt att bryta ned och skulle därmed kunna bidra till att långsiktigt öka markens kollager. Spridning av biokol på jordbruksmark har därför föreslagits som en åtgärd som skulle kunna binda in atmosfäriskt koldioxid till marken och samtidigt ge positiva effekter för jordbruket. Åtgärden kan även ge upphov till minskade emissioner av metan och lustgas från marken (se referenser i Lehmann m.fl., 2006).

Effekterna av att sprida biokol på svensk jordbruksmark är dåligt kända. En fråga som diskuteras är påverkan på nedbrytning av befintligt kol i marken. En studie genomförd i skogsområden i norra Sverige visar att biokolet kan öka nedbrytningshastigheten för humus, vilket skulle innebära att uppbyggnaden av markens kollager reduceras (Wardle m.fl., 2008). Samtidigt indikerar resultat från svensk jordbruksmark att en tillförsel av biokol tvärt om kan minska koldioxidavgången från marken (Olof Andrén, muntlig uppgift). Nettoeffekten på markens kollager av en tillförsel av biokol är därmed svåra att bestämma, och mer kunskap behövs inom detta område.

I nuläget pågår forskning om biokol. Det finns även företag som arbetar med tillverkning och spridning av biokol mer praktiskt. Termisk förgasning i syfte att producera drivmedel förekommer i begränsad omfattning. I Regeringens klimat- och energiproposition (2009b) anges att dock termisk förgasning av förnybara bränslen är en teknologi som prioriteras högt. Om produktion av drivmedel genom förgasning blir vanligare framöver kommer biokol att finnas som en restprodukt i större omfattning. Biokolet kan brännas och på så sätt komma till användning. Det kan dock vara positivt för klimatet att istället bränna andra former av biobränsle, och återföra det stabila biokolet till jordbruksmarken. Mer kunskap behövs dock om effekter av att sprida biokol på jordbruksmark innan någon mer storskalig verksamhet påbörjas.

3.9.3 Ökad kolinlagring i betesmarker och andra gräsmarker

3.9.3.1 Bakgrund

Gräsmarkernas förmåga att binda in kol har uppmärksammats under de senaste åren. Det europeiska samarbetsprojektet Greengrass har presenterat ett flertal studier som gäller europeiska förhållanden (Soussana m.fl., 2007a) och det är väl belagt att betesmarker och andra permanenta gräsmarker globalt sett har stor betydelse som kolsänkor (sammanställning i FAO, 2009b). Gräsmarker upptar mer än en fjärdedel av

jordens landyta (FAO, 2009b) och mer än 10 procent av allt kol i biosfären är bundet i gräsmarker (Jones & Donnelly, 2004). Inlagringskapaciteten varierar dock mellan olika klimatområden och mellan olika gräsmarkstyper inom dessa. Soussana m.fl. (2007b) har beräknat att gräsmarker i Europa i genomsnitt binder in 1,0 ton kol per hektar och år. Andra beräkningar från tempererade områden över hela jorden varierar mellan 0,2 och 0,6 ton per hektar och år (Jones & Donnelly, 2004). Dessa beräkningar, som enbart avser inlagring i mark – inte inlagring i levande biomassa, är avsevärt högre än motsvarande siffror för betesmark i den svenska klimatrapporeringen (Lundblad m.fl., 2009). Jordbruksverket har påtalat denna diskrepans (Jordbruksverket, 2008c) och har låtit verifiera den svenska metoden för skattning av kolförändringar i betesmark (Jordbruksverket, under bearbetning). Verifieringen som bygger på en oberoende metod har utförts av Institutionen för mark och miljö vid SLU. I verifieringsuppdraget har också ingått att analysera eventuella skillnader i kolinlagring mellan olika typer av betesmarker. I arbetet med dessa analyser har även Centrum för biologisk mångfald och ArtDatabanken medverkat.

3.9.3.2 Vad menas med gräsmark?

Diskrepansen mellan den svenska klimatrapporeringen och de internationella studierna handlar till stor del om begreppsförvirring och skilda traditioner när det gäller synen på gräsmark. Det omfattande Greengrass-projektet (jfr. ovan; Soussana m.fl., 2007a, b) utgår från öppna och mer eller mindre kultiverade gräsmarker. Visserligen görs en uppdelning i *semi-natural grasslands*, *intensively managed permanent grasslands* och *recently sown grass-clover swards*, men gödsling förekommer i samtliga kategorier. I vetenskaplig litteratur med inriktning mot biologisk mångfald brukar *semi-natural grasslands* motsvara naturbetesmarker och slåtterängar, det vill säga marker som vanligtvis har hävdats kontinuerligt genom bete eller slåtter under hundratals år och som inte utsatts för några former av produktionshöjande åtgärder under de senaste decennierna. I Sverige är dessa marker dessutom ofta rika på träd- och buskar. Till kategorin gräsmark i den svenska klimatrapporeringen räknas "...mark som väsentligen används till bete och som inte plöjs regelmässigt. Ägoslaget kännetecknas ofta av tuvor, sten, viss buskvegetation eller hög markfuktighet" (Lundblad m.fl., 2009). Det motsvarar i princip naturbetesmark. Slåtteräng kan också ingå. Andelen slåtteräng är dock försumbar. Betesvall och slåttervall räknas som åkermark. Varken Greengrass-projektet eller några andra internationella studier av kolinlagring i gräsmarker har analyserat naturbetesmarker och slåtterängar så som vi känner dem i Sverige och i jämförbara grannländer som Norge, Finland och Ryssland.

3.9.3.3 Skattning av kolinlagring i svenska naturbetesmarker

Den svenska klimatrapporeringen av kolförrädsförändringar i mark utgår från upprepade mätningar i fasta provytor fördelade över hela landet och på alla markslag. Provytorna, som ingår i Riksinventeringen av skog (RIS, 2003) har en radie på 7 eller 10 meter och återinventeras med 5-10 års intervall. Antalet provytor på naturbetesmark är dock relativt begränsat (ca 250 per omdrev). Vidare bygger siffrorna från provytorna på extrapolering av mätningar i enskilda provpunkter inom varje provyta. Förändringarna av kol i provpunkterna är små och svåra att detektera. Verifieringsmetoden som Jordbruksverket låtit utföra utgår istället från kvävetillförsel,

med antagandet att allt kväve (kompenserat för eventuella förluster) binds till organiskt material och att kvävet står i ett konstant förhållande till det inlagrade kolet. Metoden har beskrivits av de Vries m.fl. (2006) och har i Sverige prövats på skogsmark av Akselsson m.fl. (2007). All nödvändig data finns att tillgå via Riksinventeringen av skog samt via SMHI:s databaser (se Jordbruksverket, under bearbetning, för vidare metodbeskrivning).

Den alternativa metoden för skattning av kolförrådsförändringar gav upphov till ungefär samma värden som den ordinarie metoden. Även om verifieringsmetoden är en indirekt metod som bygger på flera antaganden finns det alltså skäl att förmoda att siffrorna som ligger till grund för den svenska klimatrapporteringen är rimliga. Kolinlagringen i svenska naturbetesmarker är enligt dessa båda metoder mellan 0,03 och 0,06 ton per hektar och år, det vill säga knappt en tiondel av de värden som rapporterats från gräsmarker i Europa. Den totala arealen naturbetesmark i Sverige är enligt klimatrapporteringens definition drygt 450 000 hektar (Lundblad m.fl., 2009). Enligt Sveriges officiella statistik är arealen permanent betesmark ca 500 000 hektar (Jordbruksverket, 2009d). I den siffran ingår även mark som ställts om från betesvall till naturbete under de senaste decennierna. Om man räknar på 500 000 hektar får man en inbindning på mellan 0,06 och 0,1 Mton koldioxid per år. Som jämförelse är metanemissionerna från den svenska animalieproduktionen närmare 3 Mton koldioxidekvivalenter per år (Jordbruksverket, 2008c).

Analyserna av kolinlagring i olika typer av svenska naturbetesmarker gjordes utifrån klimatrapporteringens data. Som indelningsparametrar användes geografi, markfuktighet, historisk markanvändning, krontäckning och biologisk mångfald (floristiska värden). Skillnaderna mellan marker var i allmänhet små. Endast parametern historisk markanvändning resulterade i signifikanta skillnader mellan marker: Kolförrådet var högre i marker som någon gång varit uppodlade (en tredjedel av alla marker) än i marker som aldrig varit uppodlade. Mark som varit uppodlad i sen tid, det vill säga under de senaste decennierna, ingick inte i analyserna (åkermark enligt klimatrapporteringen). Implikationen är att inlagringspotentialen är högre i bördiga marker än i magra. Det återstår emellertid att kvantifiera de årliga förändringarna i kolförråd. I nuläget är det statistiska underlaget för litet för att kunna analysera årliga skillnader mellan olika typer av provytor. Först 2014 kommer antalet ominventerade rutor vara tillräckligt stort. Jämför dock avsnittet 3.9.3.5 om vall nedan. Analyserna har inte har fångat upp skillnader mellan arealmässigt begränsade typer av betesmarkslag. Så kan man till exempel förmoda att produktiva strandängar i södra Sverige är goda kolsänkor med inlagringssiffror av samma storleksordning som kultiverad gräsmark, medan torra alvarmarker sannolikt ligger betydligt under genomsnittsvärdet för svenska naturbetesmarker.

Även om ackumuleringen av kol i de svenska naturbetesmarkerna generellt sett är relativt begränsad är slutsatsen att det verkligen sker en inbindning värd att beakta. Med tanke på att markerna endast i begränsad omfattning har utsatts för produktionshöjande åtgärder och till övervägande del har hävdats i hundratals år är det i viss mån anmärkningsvärt att det överhuvudtaget sker en inlagring. Naturbetesmarker kan alltså fungera som kolsänkor under mycket lång tid innan det uppstår någon form av jämvikt mellan tillförsel av kol och nedbrytning (jfr. Ågren & Bosatta, 1996). Vissa forskare argumenterar för att kolinlagring i mark kan fortgå under obegränsad tid och endast avbrytas av störningar som brand eller jordbearbetning (Berg m.fl., 1995; Six m.fl.

2002; Soussana m.fl. 2007b). Att kolinlagring kan fortgå i marken under lång tid beror på att en viss andel av förnan kan omvandlas till stabila, svårnedbrytbara kolföreningar. Inlagringen avtar dock med tiden. Ojämförligt högst inlagring finner man i före detta uppodlad mark som under de allra senaste åren ställts om till gräsmark (Kätterer m.fl., 2008).

3.9.3.4 Betydelsen av träd och buskar

Det bör noteras att den svenska klimatrapporteringen utöver kolinlagring i mark, som enligt rapporteringsnomenklaturen är summan av poolerna ”markkol” och ”dött organiskt material” (d.v.s. de pooler som har diskuterats ovan) även anger ”levande biomassa” som en särskild pool. När det gäller naturbetesmark är den årliga ackumuleringen av kol upp till tio gånger högre i träd och buskar än i mark (Lundblad m.fl., 2009). Igenplantering eller igenväxning skulle på kort sikt öka ackumuleringen av kol i levande biomassa ytterligare och därmed leda till en sammanlagd ökning av kolinbindningen. En förutsättning för att träd ska kunna räknas som långsiktiga kolsänkor är dock att de varken avverkas eller bryts ner. En omställning av betesdrift till skogsproduktion innebär endast att man skapar en temporär kolsänka. Hagmarksträd utan produktionsvärde kan i en sådan jämförelse fungera som kolsänkor under betydligt längre tid. Vad beträffar kolförråd i marken finns det inga signifikanta skillnader mellan trädrika och trädlösa naturbetesmarker (jfr. föregående stycke). Sett till total kolinbindning i såväl mark som levande biomassa är trädrika naturbetesmarker goda kolsänkor. Den totala inbindningen i svenska naturbetesmarker är minst 0,5 Mton koldioxidekvivalenter per år.

3.9.3.5 Betydelsen av vall

Om kolinlagringen i naturbetesmark (exklusive levande biomassa) är förhållandevis låg så är inlagringen i vall desto högre. Kätterer m.fl. (2008) har för långliggande vall i mellersta Sverige beräknat inlagringen till ca 0,4 ton kol per hektar och år, det vill säga en siffra som är jämförbar med de värden som rapporterats från andra håll i Europa (till exempel Soussana m.fl., 2007b). Problemställningar som dock behöver utredas vidare är hur mycket av kollagret som går förlorat när vallen bryts och sås om – samt hur förlusten kan minimeras. Soussana m.fl. (2007b) redovisar exempel på såväl kraftiga nettoförluster som exempel på ackumulering, om än i dämpad takt, också under år då vallen bryts och sås om. Även om mekanismerna och principerna för hur inlagringen kan optimeras behöver analyseras närmare står det klart att vallar har en mycket stor potential som kolsänka. I Sverige är arealen slåtter- och betesvall drygt en miljon hektar (Jordbruksverket, 2009d). Med en inbindning på 0,4 ton kol per hektar och år motsvarar det 1,5 Mton koldioxidekvivalenter per år – alltså ungefär hälften av den svenska animalieproduktionens emissioner av metan, omräknat i koldioxidekvivalenter.

3.9.3.6 Slutsatser och förslag

De höga siffror på kolinlagring i gräsmarker som har rapporterats från andra delar av Europa avser kultiverade gräsmarker. Kolinlagring gynnas av produktionshöjande åtgärder. Kategorin gräsmark i den svenska klimatrapporteringen omfattar endast

naturbetesmarker. Med tanke på den biologiska mångfalden är det uteslutet att gödsla naturbetesmarker. Sett till total kolinbindning i såväl mark som levande biomassa är trädrika naturbetesmarker goda kolsänkor. Hagmarksträd utan produktionsvärde kan fungera som kolsänkor under lång tid – betydligt längre tid än träd som är avsedda för skogsproduktion. Vad gäller kolförråd i marken finns det inga signifikanta skillnader mellan trädrika och trädlösa naturbetesmarker. Även om biologisk mångfald bör vara huvudskälet för stöd till naturbetesmarker, finns det ett visst fog för att också anföra klimatnyttan (dvs. kompensation för metanemissioner) som ett motiv. Ett sådant motiv bör gälla i högre grad för trädrika än för trädfattiga naturbetesmarker. Sett enbart till inlagring i marken har vallar en mycket stor potential som kolsänka. Det återstår dock att hitta en optimal balans mellan skötselmetoder som gynnar inlagringsförmåga och skötselmetoder som gynnar foderkvalitet. Här kan utveckling av mer långlivade vallgrödor komma att spela en viktig roll. Likafullt är det inte oskäligt att redan utifrån dagens kunskapsläge anföra klimatnyttan som motiv för långliggande vall.

3.10 Forskningsbehov - växthusgasutsläpp

Inom flera områden finns inte tillräcklig kunskap för att förbättringsåtgärder ska kunna föreslås. Forskningsprogram behövs i vilka både växtnäring och klimat studeras, exempelvis intensitetsförsök med utlakningsmätningar kombinerat med mätningar av lustgas- och ammoniakavgång (lustgasavgången skulle bland annat kunna mätas på observtionsfält för utlakning) och studier av näringsläckage vid odling av olika energigrödor. Mer specifika forskningsområden som bedömts vara extra viktiga listats nedan.

Det finns stor teoretisk potential att öka kolinlagringen i mark globalt, men det råder osäkerhet om vilka åtgärder som ska tillämpas i Sverige för att utnyttja den potentialen. Fler långsiktiga, riktade uppföljningar av förändringar i markens halt av kol och kväve, spridda över landet, är önskvärt. Mer kunskap behövs framför allt om vallar, såväl långliggande som kortliggande och med olika gödselgivor, och hur stor kolsänka sådana skulle kunna utgöra i Sverige. I studier av effekten på markens kollager av olika gödselgivor bör även lustgasavgången från marken studeras. Behöver grödvalet anpassas och mer långlivade grödor användas för att vallen ska vara produktiv på längre sikt? Utveckling av långliggande, kostnadseffektiva vallar kan vara en strategiskt viktig åtgärd för att möta konkurrensen från system med högre klimatbelastning, som odling av ettåriga fodergrödor. Växtförädling med syfte att utveckla mer långlivade livsmedelsgrödor, liksom andra former av teknisk utveckling som leder till reducerad markbearbetning, kan också eventuellt bidra till ökad kolinlagring i marken.

Kunskapen om hur olika bruksåtgärder och gödslingsstrategier påverkar förlusten av växthusgaser från olika typer av jordar vid olika temperatur och nederbördsförutsättningar är mycket bristfällig. Generellt behövs mer kunskap om koldioxid- och lustgasavgång från olika odlingssystem, och specifikt kunskap om gödslings påverkan på lustgasavgång. Studier av hur givan, marktypen, tidpunkten för gödning, geografisk lokalisering av marken och vattenförhållanden samt kombinationer av olika gödselmedel påverkar lustgasavgången behövs.

En noggrannare genomgång av skördestatistiken bör göras. Statistiska Centralbyrån genomför undersökningar av vilka typer av gödselmedel som används och Jordbruksverket undersöker skördeutfall. I viss utsträckning sammanfaller gårdarna och därmed skulle detta kunna utnyttjas i större utsträckning för att följa upp kväveeffektiviteten i odlingen.

Förbättring av metodiken för uppföljning av faktorer som har betydelse för klimatpåverkan behövs på gårdsnivå. Det handlar till exempel om hur många prover man behöver ta på eget foder för att få en rättvisande analys av näringsinnehåll, hur ofta behöver man väga sina djur, hur många prover behöver man ta på stallgödsel etc.

Olika djurhållningssystem behöver kartläggas ur ett växthusgasperspektiv, och helhetsperspektivet (inkluderande djurens välfärd) studeras. En viktig del i detta är gödselhantering. Mer mätningar av växthusgasflöden från lagring och spridning av stallgödsel och rötrest på olika jordar under svenska förhållanden behövs. En annan viktig del är foder. Utveckling av proteingrödor som kan ersätta soja som kraftfoder behövs, liksom fördjupade studier av olika sätt att främja förändrad kraftfoderanvändning i djurproduktionen.

Åtgärder för att minska förbrukningen av fossila bränslen i samband med körning är prioriterade. Det råder i nuläget brist på lämpliga maskiner för alternativa drivmedel, varför utveckling av sådana behövs. Vidare behövs mer kunskap om körbeteenden samt hur dessa kan påverkas.

4 Synergier och målkonflikter mellan åtgärder

Det finns många synergier mellan minskad klimatpåverkan och minskat växtnäringsläckage, men också vissa målkonflikter. För att ge en överskådlig bild av detta är alla åtgärder som vi har utrett sammanställda i det här kapitlet, och synergier och målkonflikter är redovisade. I den här sammanställningen förekommer därför även sådana åtgärder som inte finns med i de två strategier som vi presenterar i rapportens kapitel fyra. Åtgärdernas sammantagna effekt på växtnäringsförluster och växthusgasutsläpp är tillsammans med kostnaden grunden för utformningen av strategierna i förslaget, se rapporten kapitel 5. Åtgärderna i det här kapitlet är indelade i tre huvudkategorier:

- åtgärder som innebär positiva synergier mellan minskade växtnäringsförluster och minskade växthusgasutsläpp,
- åtgärder som minskar växtnäringsförluster men är neutrala ur klimatsynpunkt respektive åtgärder som minskar växthusgasutsläpp men är neutrala ur växtnäringsynpunkt,

och

- åtgärder som innebär en målkonflikt mellan växtnäringsförluster och växthusgasutsläpp.

Under varje huvudkategori är åtgärderna indelade i samma tre huvudområden som åtgärdsbilagan:

- åtgärder som huvudsakligen syftar till att minska de vattenburna kväve- och fosforförlusterna,
- åtgärder som huvudsakligen syftar till att minska ammoniakavgången

och

- åtgärder som huvudsakligen syftar till att minska utsläppen av växthusgaser.

4.1 Åtgärder som minskar både växtnäringsförluster och växthusgasutsläpp

Detta är åtgärder som innebär positiva synergier mellan minskade växtnäringsförluster och minskade växthusgasutsläpp.

4.1.1 Åtgärder för att minska kväve- och fosforförluster till vatten

Behovsanpassad kvävegödning och effektivt kväveutnyttjande för att minska kväveförluster till vatten och luft samt för att minska risken för fosforläckage. Minskar också risken för lustgasavgång.

Odling av fånggrödor för att minska näringsläckaget, minskar sannolikt också lustgasavgången, men kan öka användningen av bekämpningsmedel.

Vårbearbetning för att minska näringsläckaget, minskar sannolikt också lustgasavgången.

Kvävetillförsel under ekonomiskt optimal giva för att minska kväveutlakningen och risken för lustgasavgång.

Reducerad jordbearbetning både för att minska kväveförlusterna från åkermark och för att spara energi i form av drivmedel, men kan öka användningen av växtskyddsmedel.

4.1.2 Åtgärder för att minska ammoniakavgången

Surgörning av flytgödsel för att minska ammoniakavgången, minskar även metanavgången, men motverkar satsningen på biogasproduktion.

Täckning av lagringsbehållare för flytgödsel, urin och rötrest med betonglock eller tak för att minska ammoniakavgången och spara energi vid omrörning, transport och spridning av gödsel.

Rening av frånluft från djurstallar med kemisk rening för att minska ammoniakutsläppen. Ammoniaken som renas bort kan återanvändas och ersätta mineralgödsel, vilket minskar växthusgasutsläppen från produktionen av mineralgödsel. Kräver dock mekanisk ventilation och ökar därmed energiförbrukningen jämfört med naturlig ventilation.

Rening av frånluft från djurstallar med Regenerativ Termisk Oxidering (RTO) för att minska ammoniakutsläppen. Renar även bort metan ur stalluften. Kräver dock mekanisk ventilation och ökar därmed energiförbrukningen jämfört med naturlig ventilation.

Spridning av stallgödsel med bandspridning för att minska ammoniakavgången. Innebär åtminstone i vissa fall ett effektivare kväveutnyttjande och ett minskat behov av mineralgödsel, vilket innebär minskade växthusgasutsläpp från produktionen av mineralgödsel.

Spridning av stallgödsel med släpfotsramp för att minska ammoniakavgången. Innebär ett effektivare kväveutnyttjande och ett minskat behov av mineralgödsel, vilket innebär minskade växthusgasutsläpp från produktionen av mineralgödsel.

Snabb nedbrukning av stallgödsel efter spridning för att minska ammoniakavgången. Kan även minska den indirekta lustgasavgången och behovet av inköpt mineralgödsel.

4.1.3 Åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser

Ökad produktion av grödor till biogas – vall, fånggröda. Ökar produktionen av förnybar energi och minskar sannolikt kväve- och fosforläckaget jämfört med grüngödsling eller spannmålsodling.

Ökad produktion av grödor till fasta biobränslen – salix. Ökar produktionen av förnybar energi och minskar sannolikt kväve- och fosforläckaget jämfört med annuella grödor. Det finns dock risk för ökat fosforläckage vid gödsling med avloppsslam.

Ökad produktion av grödor till fasta biobränslen – rörflen. Ökar produktionen av förnybar energi och minskar sannolikt kväve- och fosforläckaget jämfört med annuella grödor.

Odling av (fleråriga) energigrödor på organogen mark. Ökar produktionen av förnybar energi och minskar sannolikt kväve- och fosforläckaget jämfört med annuella grödor.

Öka rötning av gödsel till biogas. Ökar produktionen av förnybar energi, minskar växthusgasavgången från gödsel samt minskar i viss mån risken för kväveläckage till vatten. Genom att kvävet blir mer lättillgängligt i stallgödseln efter rötningen så minskar risken för kväveläckage och sannolikt minskar även lustgasavgången. Vid lagring och i viss mån även vid spridning av rötrest finns dock en ökad risk för ammoniakavgång om inga åtgärder vidtas.

Ny miljöersättning för klimatåtgärder Paket av åtgärder på gårdsnivå för en klimatvänligare produktion. Bör innehålla mest åtgärder som är positiva ur växtnäringssynpunkt alternativt åtgärder som är neutrala för växtnäring förluster.

4.2 Positivt för det ena, neutralt för det andra

Detta är åtgärder som minskar växtnäring förluster men är neutrala ur klimatsynpunkt alternativt åtgärder som minskar växthusgasutsläpp men är neutrala ur växtnäringssynpunkt.

4.2.1 Åtgärder för att minska kväve- och fosfor förluster till vatten

Skydds zoner utmed vattendrag och på erosionskänslig mark för att minska läckage av fosfor.

Kalkfilter för avskiljning av fosfor från dräneringsvatten från jordbruket.

Kalkfilterdiken för avskiljning av fosfor från dräneringsvatten från jordbruket.

4.2.2 Åtgärder för att minska ammoniakavgången

Täckning av lagringsbehållare för flytgödsel, urin och rötrest med annan flytande täckning än svämtäcke för att minska ammoniakavgången. Kan även minska metanavgången.

4.2.3 Åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser

Effektivare användning av direkt energi, minskar klimatpåverkan genom minskade koldioxidutsläpp i jordbruket.

Effektivare indirekt energianvändning, minskar klimatpåverkan genom minskade koldioxidutsläpp i sektorer utanför jordbruket där insatsvarorna produceras.

Byte till förnybara energikällor i jordbruket minskar klimatpåverkan genom minskade koldioxidutsläpp i jordbruket.

Ökad produktion av grödor till fasta biobränslen – halm – minskar klimatpåverkan genom ersättning av fossila bränslen

Ökad produktion av grödor till fasta biobränslen – hampa – minskar klimatpåverkan genom ersättning av fossila bränslen

Välj mineralgödsel med lägre klimatpåverkan. Minskar klimatpåverkan genom att lustgasrening används vid produktionen.

Ökad avkastning i mjölk- och nötköttproduktionen för att minska klimatpåverkan per kg produkt.

Öka kolinlagringen i åkermark.

Minskad koldioxidavgång från jordbruksmark genom åtgärder som minskar nedbrytningen.

Tillförsel av biokol till jordbruksmark för att lagra kol på längre sikt.

Ökad kolinlagring i betesmarker och andra gräsmarker.

Utfodringsåtgärder för att minska metanutsläppen från mjölk- och nötköttproduktion.

4.3 Åtgärder som innebär och växthusgasutsläpp

Om dessa åtgärder genomförs så kan det innebära en målkonflikt mellan minskade växtnäring förluster och minskade växthusgasutsläpp.

4.3.1 Åtgärder för att minska kväve- och fosforförluster till vatten

Våtmarker för näringsretention. Minskar näringsläckaget men kan öka både metan- och lustgasavgången.

Reglerbar dränering för att minska kväveutlakningen, kan eventuellt öka lustgasavgång och fosforutlakning.

Dammar för fosforavskiljning från dräneringsvatten från jordbruket. Kan öka både metan- och lustgasavgången.

Strukturkalkning för att minska fosforutlakningen från lerjordar. Ger samtidigt vissa koldioxidutsläpp.

4.3.2 Åtgärder för att minska ammoniakavgången

Rening av frånluft från djurstallar med biofilter för att minska ammoniakavgången, kan öka lustgasbildningen avsevärt.

Användning av torv som strömedel för att minska ammoniakavgången, kan ge ökad klimatpåverkan genom ökad torvproduktion.

Spridning av stallgödsel med myllningsaggregat för att minska ammoniakavgången, ökar koldioxidutsläppen från traktorn och kan även öka lustgasavgången.

Täckning av lagringsbehållare för flytgödsel, urin och rötrest med svämtäcke för att minska ammoniakavgången kan ge ökad lustgasavgång.

4.3.3 Åtgärder för att minska utsläppen av växthusgaser

Ökad produktion av grödor till biogas – andra grödor än vall och fånggröda – minskar klimatpåverkan genom ersättning av fossila bränslen. Men beroende på vad odlingen

ersätter så kan det i vissa fall ge ett ökat näringsläckage, vanligast är dock att det är oförändrat.

Ökad produktion av grödor till flytande biobränslen – minskar klimatpåverkan genom ersättning av fossila bränslen, men beroende på vad odlingen ersätter så kan det i vissa fall ge ett ökat näringsläckage, vanligast är dock att det är oförändrat.

Vattenreglerande åtgärder på organogen mark för att minska koldioxidavgången, kan öka fosforutlakningen.

Välj fodermedel med lägre klimatpåverkan för att minska klimatpåverkan från odling av foderråvara. En ökad produktion av raps och baljväxter kan orsaka ökat näringsläckage i Sverige.

4.4 Åtgärder med osäker effekt eller forskningsbehov

Minskad odlingsintensitet på organogen mark, har tidigare varit en föreslagen åtgärd för att minska koldioxidavgången, men uppgifter under 2009 visar att effekterna är osäkra.

Förbättra användningen av övergiven organogen jordbruksmark. De organogena jordarna avger koldioxid och lustgas även när de inte odlas. Mer forskning behövs för att kunna hantera dem på ett bättre sätt ur klimatperspektiv.

Fodertillsatser för att minska metanutsläppen från nötkreatur, har provats i olika försök men det är tveksamt hur stora effekterna är och om tillsatserna är förenliga med god djuromsorg.

4.5 Forskningsbehov – ekonomisk och samhällsvetenskaplig forskning

Det finns ett behov av kostnadseffektivitetsberäkningar för olika åtgärder baserat på svenska förhållanden. Beräkningar behövs på såväl kort som lång sikt och av ekonomiska konsekvenser både på företagsnivå och ur samhällsperspektiv.

Vidare behövs mer kunskap om olika former av utsläppsrättsystem som kan tillämpas inom den areella näringen, samt analyser av nya typer av styrmedel.

5 Referenser

Ahlgren S., Baky A., Bernesson S., Nordberg Å., Norén O. & Hansson P-A. (2009) Det svenska lantbrukets framtida drivmedelsförsörjning. JTI-rapport Lantbruk & Industri 392, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Akselsson C., Westling O., Sverdrup H. & Gundersen, P. (2007) Nutrient and carbon budgets in forest soils as decision support in sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 238: 167-174.

Alvarez R. (2005) A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* 21: 38–52.

Amon B., Kryvoruchko V. & Amon T. (2006) Influence of different methods of covering slurry stores on greenhouse gas and ammonia emissions. *International Congress Series* 1293: 315-318.

Anderson C., Gilbertsson M., Rogstrand G. & Thylén L. (2004) Skördekartering av salix. JTI-rapport Lantbruk & Industri 328, JTI- Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Andrén O., Kätterer T., Karlsson T. & Eriksson J. (2008) Soil C balances in Swedish agricultural soils 1990-2004, with preliminary projections. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81: 129-144.

Azeez G. (2009) Soil carbon and organic farming. Soil Association, Bristol.

Bach R., Brakerud B.C. & Eggestad H.O. (2003) Tilbakeholding av fosfor og jordpartiklar i fangdammar rundt Akersvannet. *Jordforsk rapport 30*, Jordforsk, Ås.

Baky A., Nordberg Å., Palm O., Rodhe L. & Salomon E. (2006) Rötrest från biogasanläggningar – användning i lantbruket. JTI informerar nr 115, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Baky A., Brown N. & Olsson J. (2008) Klimatåtgärder för det svenska jordbruket. Ett projekt utfört på uppdrag av LRF. Uppdragsrapport, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Baky A., Brown N. & Rodhe L. (2009) Litteraturinventering av lösningar som kan leda till minskade utsläpp av metan och lustgas från djurstallar och gödsellager. Ett projekt utfört på uppdrag av LRF. Uppdragsrapport, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Baky A., Sundberg M. & Brown N. (2010) Kartläggning av jordbrukets energianvändning. Ett projekt utfört på uppdrag av Jordbruksverket. Ppdragsrapport, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Bartholdson Ö., Brandao Jönsson H. & Brydolf J. (2010) Mer kött och soja – mindre regnskog. *Swedwatch rapport nr 34*, Swedwatch, Stockholm.

Berg B., McClaugherty C., DeSanto A.V., Johansson M.B. & Ekbohm G. (1995). Decomposition of Litter and Soil Organic-Matter - Can We Distinguish A Mechanism for Soil Organic-Matter Buildup. *Scandinavian Journal of Forest Research* 10: 108-119.

Berglund K. (1989) Ytsänkning på mosstorvjord. *Avdelningsmeddelande* 89:3, Avdelningen för Lantbrukets hydroteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Berglund K., Berglund Ö. i Lundblad M., Petersson H., Karlton E., Lundström A., Duvemo K., Ortiz C, Wikberg P. E. & Svensson M. (2009) Flöden av växthusgaser från skog och annan markanvändning. Slutrapport av regeringsuppdrag Jo 2008/3958. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Berglund Ö., Berglund K. & Sohlenius G. (2009) Organogen jordbruksmark i Sverige 1999-2008. Rapport 12, Avdelningen för hydroteknik, Institutionen för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Berglund Ö. & Berglund K. (2010) Distribution and cultivation intensity of agricultural peat and gyttja soils in Sweden and estimation of greenhousegas emissions from cultivated peat soils. *Geoderma* 154: 173-180.

Bergström Nilsson S. (2008) Behandling av gödseln påverkar förlusterna av ammoniak och växthusgaser. *Landsbygd i Norr* 5: 14-15.

Bertilsson J., Cederberg C., Emanuelsson M., Jonasson L., Rosenqvist H., Salomonsson M. & Swensson C. (2003) Närproducerat foder – Möjligheter och konsekvenser av en ökad användning av närproducerat foder till mjölkkor. Rapport nr 7017-P, Svensk Mjolk, Stockholm.

Birk Domino H. (2007) FarmTest af kemisk luftrensning til fjerkræstalde. www.landbrugsinfo.dk/Miljoe/Ammoniak-og-lugt/Sider/Kemiskbiologisk_rensning_af_luft_fra_sta.aspx

Braskerud B.C. & Hauge A. (2008) Fangdammer for partikkel- og fosforrensning. *Bioforsk FOKUS* 3, nr 12.

Brentrup F. & Pallière C. (2008) GHG emissions and energy efficiency in european nitrogen fertiliser production and use. Yara International ASA, Dülmen. European Fertilizer Manufacturers Association, Brussels.

Brännlund R., Nilsson I. & Söderholm P. (2010) Samhällsekonoiska värden av olika miljöeffekter vid ett ökat utnyttjande av biogas. Bilaga till delrapporten Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi, Energimyndigheten, Eskilstuna.

Bubholz M., Forsberg M., Gunnarsson C., Rönnbäck M. & Olsson J. (2010) Syntes av Värmeforsks forskningsprogram ”Grödor från energi till åker”. Projektnummer E06-655, Värmeforsk, Stockholm.

Böjesson P. (2007a) Förädling och avsättning av jordbruksbaserade biobränslen. Bilagedel till Bioenergi från jordbruket – en växande resurs, SOU 2007:36, Regeringskansliet, Stockholm.

- Börjesson P. (2007b) Produktionsförutsättningar för biobränsle inom svenskt jordbruk. Bilagedel till Bioenergi från jordbruket – en växande resurs, SOU 2007:36, Regeringskansliet, Stockholm.
- Börjesson P. & Berglund M. (2003) Miljöanalys av biogassystem. Rapport 45, Lunds tekniska högskola, Lund.
- Börjesson P. & Tufvesson L.M. (2010) Agricultural crop-based biofuels – resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production*, doi:10.1016/j.jclepro.2010.01.001
- Cederberg C. (2009) Hur har miljöersättningen till ekologisk produktion påverkat växthusgasutsläppen från det svenska jordbrukssystemet? Opublicerad rapport, Jordbruksverket, Jönköping.
- Cederberg C. & Flysjö A. (2004) Environmental assessment of future pig farming systems – quantifications of three scenarios from the FOODS 21 synthesis work. SIK rapport 723, SIK – Institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg.
- Cederberg C., Meyer D. & Flysjö A. (2009a) Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. SIK rapport 792, SIK – Institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg.
- Cederberg C., Sonesson U., Henriksson M., Sund V. & Davis J. (2009b) Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat, milk and eggs 1990 and 2005. SIK rapport 793, SIK – Institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg.
- Chow A.T., Tanji K.K., Gao S. & Dahlgren R.A. (2006) Temperature, water content and wet-dry cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 477-488.
- Christensen B.T. (2005) Kulstof i dyrket jord – vurdering af potentiale for øget lagring. I *Drivhusgasser fra jordbruget - Reduktionsmuligheder* (ed: Olesen J.E.). DJF rapport Markbrug nr. 113, Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Christensen I. & Larsson G. (2010) *Energianvändning i trädgårdsnäringen*. Grön kompetens AB, Alnarp.
- Clemens J. & Cuhls C. (2002) Greenhouse gas emissions from mechanical and biological waste treatment of municipal waste. *Environmental technology* 24: 745-754.
- Dalgaard T., Dalgaard R. & Nielsen A.H. (2002) *Energiforbrug på økologiske og konventionelle landbrug*. Grøn viden, Markbrug nr. 260, Aarhus universitet, Tjele.
- Danfær A. (2003) *Karoline, Dynamisk mekanistisk model af en malkeko. Model under udarbejdelse i nordisk samarbejde*. Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Danielsson H. (2004) *Fosfor i praktiken – en studie på 20 mjölkbesättningar med fullfoder i Halland, underlagsmaterial*. Greppa Näringen

Danielsson R. (2009) Metanproduktion hos mjölkkor utfodrade med hög andel grovfoder. Examensarbete 282, Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Davis J., Sonesson U. & Flysjö A. (2006) Lokal produktion och konsumtion av baljväxter i Västra Götaland. SIK rapport 756, SIK – Institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg.

de Vries W., Reinds G.J., Gundersen P. & Sterba H. (2006) The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology* 12: 1151-1173.

Du Plessis C. A., Strauss J. M., Sebalalo E. M. T. & Reidel K-H. J. (2003) Empirical model for methane oxidation using composted pine bark biofilter. *Fuel* 82: 1359-1365.

Eder P. & Delgado L. (2008) Environmental improvement potentials of meat and dairy products. European Commission, Sevilla.

Edström M., Pettersson O., Nilsson L. & Hörndahl T. (2005) Jordbrukssektorns energianvändning. JTI-rapport Lantbruk & Industri 342, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala

Edström M., Jansson L-E., Lantz M., Johansson L-G., Nordberg U. & Nordberg Å. (2008) Gårdsbaserad biogasproduktion – System, ekonomi och klimatpåverkan. JTI-rapport Kretslopp & Avfall 42, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Eliasson K., Gustafsson I., Karlsson B. & Alsén I. (2009) Hushålla med krafterna-Fakta. Hushållningssällskapet.

Energimyndigheten (2008) Energiläget 2008. Energimyndigheten, Eskilstuna.

Energimyndigheten (2009) FOKUS III Energimyndighetens strategi för forskning, utveckling, demonstration, innovation och kommersialisering (EFUDIK) för perioden 2011-2014. ER 2009:32, Energimyndigheten, Eskilstuna.

Energimyndigheten (2010a) Energikartläggning av de areella näringarna. Redovisning av Energimyndighetens Skogsstyrelsens Jordbruksverkets, fiskeriverkets och Sametingets regeringsuppdrag Jo 2009/1596 enligt regeringsbeslut 10 genom jordbruksdepartementet. ER 2010:12, Energimyndigheten, Eskilstuna.

Energimyndigheten (2010b) Förslag till en sektorsövergripande biogasstrategi. Delrapport ER 2010:14, Energimyndigheten, Eskilstuna.

FAO (2006) World reference base for soil resources 2006 A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports No. 103, FAO, Rom.

FAO (2009a) Food Security and Agricultural Mitigation in Developing Countries: Options for Capturing Synergies. FAO, Rom.

FAO (2009b) Review of evidence on drylands pastoral systems and climate change. FAO, Rom.

- Flysjö A., Cederberg C. & Strid I. (2008) LCA-databas för konventionella fodermedel. SIK rapport 772, SIK – Institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg.
- Fogelberg F., Baky A., Salomon E. & Westlin H. (2007) Energibesparing i lantbruket 2020. Ett projekt utfört på uppdrag av Statens naturvårdsverk. Uppdragsrapport, JTI – Institutet för jordbruks och miljöteknik, Uppsala.
- Frandsen T. & Schelde K.M. (2007) Gylleforsuring Infarm A/S. FarmTest Bygninger nr 41, Dansk landbrugsrådgivning, Landscentret, Århus.
- Freibauer A., Rounsevell M.D.A., Smith P. & Verhagen J. (2004) Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122: 1-23.
- Fuentes C. & Carlsson-Kanyama A. (2006) Environmental information in the food supply system. Rapport FOI-R-1903-SE, FOI – Totalförsvarets forskningsinstitut, Stockholm.
- Germundsson C. (2006) Strötorvsanvändning i djurstallar – en litteraturgenomgång. Examensarbete inom lantmästarprogrammet. Projektrapport nr 6, Institutionen för jordbrukets biosystem och teknologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp.
- Grønkjær Hansen A. (2002) Hvad er biofiltre og hvordan virker de?
www.landbrugsinfo.dk/Miljoe/Ammoniak-og-lugt/Sider/Hvad_er_biofiltre_og_hvordan_virker_de.aspx
- Grønkjær Hansen A. (2006) Kemisk luftvasker med desinficerende stoffer.
www.landbrugsinfo.dk/Miljoe/Ammoniak-og-lugt/Sider/Kemiskbiologisk_rensning_af_luft_fra_sta.aspx
- Gustafsson A. (2001) Högre kväveeffektivitet i mjölkproduktionen genom ändrad utfodring – vad är möjligt att uppnå? Rapport nr 4999, Svensk Mjölk, Stockholm.
- Hagberg L. & Holmgren K. (2008) The climate impact of future energy peat production. Rapport B1796, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Hadders G. (2004) Minska elanvändningen! Framtagen av JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik på uppdrag av Skogs- och Lantarbetsgivareförbundet (SLA).
- Hansen M.J. (2007) Kemisk luftrensning fra ScanAirclean.
www.landbrugsinfo.dk/Miljoe/Ammoniak-og-lugt/Sider/Kemiskbiologisk_rensning_af_luft_fra_sta.aspx
- Hansen M.J. (2008) Kemisk luftrensning ved en slagtekyllingestald.
www.landbrugsinfo.dk/Miljoe/Ammoniak-og-lugt/Sider/Kemiskbiologisk_rensning_af_luft_fra_sta.aspx
- Hendriks D.M.D., van Huissteden J., Dolman A.J. & van der Molen M.K. (2007) The full greenhouse gas balance of an abandoned peat meadow. *Biogeosciences* 4: 411-424.
- Hjertstedt H. (1946) De organogena odlingsjordarnas beskaffenhet i olika län med avseende på torvslag, förmultningsgrad och reaktion samt innehåll av kalk och kväve,

kali och fosforsyra organisk substans, seskvioxider och svavelsyra. Svenska Vall- och Mosskulturföreningens Kvartalsskrift 8: 255-277.

Hyvönen N. P., Huttunen J. T., Shurpali N. J., Tavi N. M., Repo M. E. & Martikainen P. J. (2009) Fluxes of nitrous oxide and methane on an abandoned peat extraction site: Effect of reed canary grass cultivation. *Bioresource Technology* 100: 4723-4730.

Hästnäringens Nationella Stiftelse (2008) Hästen i kommunen. Praktisk guide 1, Hästnäringens Nationella Stiftelse, Stockholm.

IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html

IPCC (1997) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference manual. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/guidelin/>.

IPCC (2007) *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change*. B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds) [Cambridge University Press](http://www.cambridge.org/9780521859366), Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Jansson L.-E. (2008) *Biogas på gården - en introduktion*. LRF Konsult, Stockholm.

Jenssen T. & Kongshaug G. (2003) *Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertilizer production*. Hydro Agri, York.

Joel A., Wesström I. & Linnér H. (2003) *Reglerad dränering. Topografiska och hydrologiska förutsättningar i södra Sveriges kustområden*. Avdelningsmeddelande 3:1, Avdelningen för hydroteknik, Institutionen för mark- och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Joel A. & Wesström I. (2004) *Kartläggning av förutsättningarna för reglerad dränering i södra Sveriges kustnära jordbruksområden*. Slutredovisning av projekt 25-2216/02. Avdelningen för hydroteknik, Institutionen för mark- och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

Johnsson H., Mårtensson K., Larsson M. & Mattsson L. (2005) *Beräkning av kväveutlakningen vid förändrad gödsling för höstvetete och vårkorn*. Teknisk rapport 106, Avdelningen för vattenvårdslära, Institutionen för mark- och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Johnsson H., Larsson M., Lindsjö A., Mårtensson K., Persson K. & Torstensson G. (2008) *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark*. Rapport 5823, Naturvårdsverket, Stockholm.

Johnsson H., Lindsjö A., Mårtensson K. & Persson K. (2009) *Modellberäkningar av kväve- och fosforbelastning vid scenarier med olika åtgärder*. Opublicerad rapport, Jordbruksverket, Jönköping.

- Jones M.B. & Donnelly A. (2004) Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist* 164: 423-439.
- Jonsson Å., Paulrud S. & Laitila T. (2009) Betydelsen av olika handlingsalternativ för ökat intresse hos lantbrukare att odla salix och rörflen. Projektnummer E06-626, Värmeforsk, Stockholm.
- Jordbruksdepartementet (2008) Landsbygdsprogram för Sverige år 2007-2013. Jordbruksdepartementet, Stockholm.
- Jordbruksverket (1996) Översyn av bestämmelserna kring höst- och vinterbevuxen mark. Opublicerad rapport, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2005) Kartläggning och analys av hästverksamheten i Sverige. Rapport 2005:5, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2008a) Reducerad jordbearbetning. Jordbruksinformation 28-2008, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2008b) Kartläggning av mark som tagits ur produktion. Rapport 2008:7, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2008c) Minska jordbrukets klimatpåverkan! Rapport 2008:11, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2008d) Utformning av stöd till biogas inom landsbygdsprogrammet. Rapport 2008:8, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2008e) Försäljning av mineralgödsel 2006/2007. Statistikrapport 2008:4, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2009a) Nya utmaningar – Översyn och anpassning av landsbygdsprogrammet. Rapport 2009:6, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2009b) Jordbruk, bioenergi och miljö. Rapport 2009:22, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2009c) Jordbruksverkets foderkontroll 2008. Rapport 2009:14, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2009d) Jordbruksstatistisk årsbok 2009. Sveriges officiella statistik. Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket (2010a) JO 19 SM 0902, Skörd av spannmål, trindsäd och oljevaxter 2009. Jordbruksverket, Jönköping.
- Kai P., Strøm J. S. & Jensen B-E. (2007) Delrensning av ammoniak i staldluft. *Grøn Viden, Husdyrbrug* 47, Århus universitet, Århus.

- Kai P., Pedersen P., Jensen J.E., Hansen M.N. & Sommer S.G. (2008) A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28: 148-154.
- Kalbitz K. & Geyer S. (2002) Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Organic Geochemistry* 33: 319-326.
- Karlsson S. & Rodhe L. (2002) Översikt av Statistiska centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket. Uppdragsrapport, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Karlsson S. & Torstensson G. (2003) Strängkompostering av hästgödsel. JTI-rapport Lantbruk & Industri 313, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Kasimir Klemedtsson Å. (2009) Lustgasavgång från jordbruksmark. Opublicerad rapport, Jordbruksverket, Jönköping.
- Kasimir Klemedtsson Å., Weslien P. & Klemedtsson L. (2009) Methane and nitrous oxide fluxes from a farmed Swedish Histosol. *European Journal of Soil Science* 60: 321-331.
- Kimming M. (2008) Investigating potential contract models to stimulate commercial production of energy crops. IIIIEE Thesies 2008:10, Lunds universitet, Lund.
- Kirchgessner M., Windisch W. & Müller H.L. (1995) Nutritional factors for the quantification of methane production. I Ruminant Physiology: Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction. Proceedings VIII International Symp. on Ruminant Physiology. (eds: Engelhardt W.V., Leonhard-Marek S., Breves G. & Giesecke D.). CABI Publishing, New York.
- Kling M. (2007) Delvis rening av stallluft ger bra effekt. Nyhet från Greppa Näringen 12/11 2007.
- Kling M. (2009) Sur gödsel till glädje för bönder och miljön. Nyhet från Greppa Näringen 6/2 2009.
- Klink C. A. & Machado R. B. (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19: 707-713.
- Krüger M. (1998) Projekt köttrassemin i mjölkbesättningar. Svensk Mjölk, Stockholm.
- Kätterer T., Andersson L., Anderén O. & Persson J. (2008) Long-term impact of chronosequential land use change on soil carbon stocks on a Swedish farm. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81:145–155.
- Laine J., Silvola J., Tolonen K., Alm J., Nykänen H., Vasander H., Sallantausta T., Savolainen I. Sinisalo J. & Martikainen P.J. (1996) Effect of water-level drawdown on global climatic warming: Northern peatlands. *Ambio* 25: 179-184.
- Langdahl Riis B., Ladegård Jensen T. & Birk Domino H. (2005) Halmfilters effekt överför ammoniak- og lugtemission fra slagtsvinestald. Farm Test Bygninger nr 14, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Århus.

- Lantbruksstyrelsen (1990) Grön mark Utvidgad höst- och vinterbevuxen mark. Lantbruksstyrelsens rapport 1990:3, Lantbruksstyrelsen, Stockholm.
- Lantz M. & Börjesson P. (2010) Kostnader och potential för biogas i Sverige. Lunds tekniska högskola, Lund.
- Larsson K., Rodhe L. & Svensson L. (2000) Torvströ i smågrisproduktionen. Teknik för lantbruket 81, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Larsson S., Örberg H., Kalén G. & Thyrel M. (2006) Rörflen som energigröda Erfarenheter från fullskaleförsök vid Biobränsletekniskt Centrum (BTC) i Umeå under åren 2000-2004. BTK-rapport 2006:11, Sveriges lantbruksuniversitet, Enheten för Biomassateknologi och kemi, Umeå.
- Lehmann J., Gaunt J. & Rondon M. (2006) Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11: 403-427.
- Liljeholm M. (2009) Närproducerat foder till svenska mjölkkor – miljöpåverkan från djur. Rapport 273, Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lindström J. & Ulén B. (2003) Effekter av kalk i täckdikensåterfyllningen på fosforförluster från jordbruksmark. Opublicerad rapport, Jordbruksverket, Jönköping.
- Linné M., Ekstrandh A., Englesson R., Persson E., Björnsson L. & Lantz M. (2008) Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter. BioMil AB och Envirum AB, Lund.
- LRF (2009) Affärsutveckling för gårdsbaserad biogas. LRF, Stockholm.
- Lundblad M., Petersson H., Karlton E., Lundström A., Duvemo K., Ortiz C, Wikberg P. E. & Svensson M. (2009) Flöden av växthusgaser från skog och annan markanvändning. Slutrapport av regeringsuppdrag Jo 2008/3958, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Malgeryd J. & Karlsson S. (1996) Minska ammoniakförlusterna vid hantering av fast- och flytgödsel. Teknik för lantbruket 56, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Maljanen M., Martikainen P.J., Walden J. & Silvola J. (2001) CO₂ exchange in an organic field growing barley or grass in eastern Finland. *Global Change Biology* 7: 679-692.
- Maljanen M., Komulainen V.-M., Hytönen J., Martikainen P.J. & Laine J. (2004) Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil Biology & Biochemistry* 36: 1801-1808.
- Maljanen M., Hytönen J., Mäkiranta P., Alm J., Minkkinene K., Laine J. & Martikainen P.J. (2007) Greenhouse gas emissions from cultivated and abandoned organic croplands in Finland. *Boreal Environmental Research* 12: 133-140.

- Maljanen M., Sigurdsson B.D., Guðmundsson J., Óskarsson H., Huttunen J.T. & Martikainen P.J. (2009) Land-use and greenhouse gas balances of peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. *Biogeosciences Discussions* 6: 6271-6338.
- Martikainen P.J., Nykänen H., Crill P. & Silvola J. (1993) Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366: 51-53.
- Meissner R., Leinweber P., Rupp H., Shenker M., Litaor M.I., Robinson S., Schlichting A. & Koehn J. (2008) Mitigation of diffuse phosphorus pollution during rewetting of fen peat soils: a Trans-European case study. *Water, Air and Soil Pollution* 188: 111–126.
- Melse R. W. & van der Werf A. (2005) Biofiltration for mitigation of methane emission from animal husbandry. *Environmental Science and Technology* 39: 5640-5648.
- Möller K., Stinner W., Deuker A. & Leithold G. (2008) Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on nitrogen cycle and crop yield in mixed organic dairy farming systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82: 209-232.
- Naturvårdsverket (1997) Kollagring i mark. Rapport 4782, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (1999) Åkermarkens matjordstyper. Rapport 4955, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2004) Rikare mångfald och mindre kväve. Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och med landsbygdsutvecklingsstöd. Rapport 5362, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2007) Index över nya bilars klimatpåverkan 2006. Rapport 5719, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2009a) Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – Förslag till nationell åtgärdsplan. Rapport 5985, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2009b) Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan – Konsekvensanalyser. Rapport 5984, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2009c) National Inventory Report 2009. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Nilsson M., Mikkilä C., Sundh I., Granberg G. Svensson B.H. & Ranneby B. (2001) Methane emission from Swedish mires: National and regional budgets and dependence on mire vegetation. *Journal of Geophysical Research* 106: 20847-20860.
- NIRAS Konsulenterne (2009) Forudsætninger for de økonomiske beregninger af BAT teknologier. Revidering av økonomiske oplysninger i BAT blade.
- Nørregaard Hansen M., Sommer S.G., Hutchings N.J. & Sørensen P. (2008) Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning. DJF rapport Husdyrbrug nr. 84, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus universitet, Århus.

- Olesen J.E. (2005) Drivhusgasser fra jordbruget - Reduktionsmuligheder. DJF rapport Markbrug nr. 113, Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Pahkala K., Partala A., Suokannas A., Klemola E., Kalliomäki T., Kirkkari A.M., Sahramaa M., Isolahti M., Lindh T. & Flyktman M. (2003) Odling och skörd av rörlan för energiproduktion. Jordbruk och livsmedelsekonomi 1, Forskningscentralen för jordbruk och livsmedelsekonomi, Jockis.
- Paulrud S. & Laitila T. (2007) Lantbrukarnas attityder till odling av energigrödor – värderingsstudie med choice experiment. Rapport B1746, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.
- Pedersen P. (2004) Svovlsyrebehandling af gylle i slagtesvinestald med drænet gulv. Meddelelse nr. 683, Dansk Svineproduktion, Den Rullende Afprøvning.
- Powelson D.S., Riche A.B., Coleman K., Glendinning M.J. & Whitmore A.P. (2008) Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: Limitations and alternatives. *Water Management* 28: 741-746.
- Regeringen (2008) Landsbygdsprogram för Sverige år 2007-2013. Jo 08.007, Regeringskansliet, Stockholm.
- Regeringen (2009a) Budgetpropositionen för 2010. Regeringens proposition 2009/10:1, Regeringskansliet, Stockholm.
- Regeringen (2009b) En sammanhållen klimat- och energipolitik Energi. Regeringens proposition 2008/09:163, Regeringskansliet, Stockholm.
- Regina K., Nykänen H., Silvola J. & Martikainen P.J. (1996) Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry* 35: 401-418.
- Riis A.L. & Jensen T.L. (2007) BIO-REX Hartmann Bio-Filter afprøvet ved en slagtesvinestald. Meddelelse nr 807, Dansk Svineproduktion, Den Rullende Afprøvning.
- Riis L.A., Lyngbye M. & Feilberg A. (2008) Afprøvning av vertikalt biofilter efter amerikansk princip. Meddelelse nr 819, Dansk Svineproduktion, Den Rullende Afprøvning.
- Riksdagen (2009) En strategi för att stärka utvecklingskraften i Sveriges landsbygder. RS 2008/09:167, Riksdagens skrivelse, mars 2009.
- RIS (2003) Riksinventeringen av skog. <http://www-ris.slu.se/RIS-folder.pdf>.
- Rodhe L. & Pell M. (2005) Täckt ytmullning av flytgödsel i vall – teknikutveckling, ammoniakavgång, växthusgaser och avkastning. JTI-rapport Lantbruk & Industri 337, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rodhe L., Mathisen B., Wikberg A. & Malgeryd J. (2005) Tillsatsmedel för flytgödsel – litteraturoversikt och utveckling av testmetod. JTI-rapport Lantbruk & industri 333, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

- Rodhe L., Ascue J., Tersmeden M., Ringmar A. & Nordberg Å. (2008) Växthusgas-emissioner från lager med nötflytgödsel. Förhållanden i gårdsbehållare, metodikutveckling av gasmätning samt bestämning av emissioner från nötflytgödsel. JTI-rapport Lantbruk & industri 370, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rogstrand G., Tersmeden M., Bergström J. & Rodhe L. (2005) Åtgärder för minskad ammoniakavgång från fastgödsellager. JTI-rapport Lantbruk & industri 344, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Rosenqvist H. (2009) Kalkylmetodik för lönsamhetsjämförelser mellan olika markanvändning - Med fokus på jämförelser mellan energigrödor och traditionella grödor. Projekt E06-620, Värmeforsk, Stockholm.
- Rytter R.M. (2001) Biomass production and allocation, including fine-root turnover, and annual N uptake in lysimeter-grown basket willows. *Forest Ecology and Management* 140: 177-192.
- Saarnio S., Morero M., Shurpali N.J., Tuittila E.S., Mäkilä M. & Alm J. (2007) Annual CO₂ and CH₄ fluxes of pristine boreal mires as a background for the lifecycle analyses of peat energy. *Boreal Environment Research* 12: 101-113.
- Sannö J-O., Cederberg C., Gustafsson G., Hultgren J, Jeppsson K-H., Karlsson S. & Nadeau E. (2003) LIFE Ammoniak. Bärkraftig mjölkproduktion genom minskning av ammoniakförluster på gårdsnivå. Rapport 5, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, Sveriges lantbruksuniversitet, Skara.
- Schmidt D., Janni K. & Nicolai R. (2004) Biofilter design information. Biosystems and agricultural engineering update. Department of biosystems and agricultural engineering, College of agricultural, food and environmental sciences, University of Minnesota, Minneapolis, St. Paul.
- SGC, SBGF & Svenska Gasföreningen (2008) Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter – goda svenska exempel. Rapport från Svenskt Gastekniskt Center, Svenska Biogasföreningen och Svenska Gasföreningen.
- Shurpali N. J., Hyvönen N. P., Huttunen J. T., Clement R. J., Reichstein M., Nykänen H., Biasi C. & Martikainen P. J. (2009) Cultivation of a perennial grass for bioenergy on a boreal organic soil – carbon sink or source? *Global Change Biology Bioenergy* 1: 25-50.
- Six J., Conant R.T., Paul E.A. & Paustian K. (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241: 155-176.
- Six J., Ogle S.M., Beidt F.J., Conant R.T., Mosiers A.R. & Paustian K. (2004) The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology* 10: 155–160.
- Sly L. I., Bryant L. J., Cox J. M. & Andersson J. M. (1993) Development of a biofilter for the removal of methane from coal mine ventilation atmospheres. *Applied Microbiology and Biotechnology* 39: 400-404.

SOU (2003) Skatt på handelsgödsel och bekämpningsmedel? Betänkande av HOBS-utredningen. Statens offentliga utredningar 2003:9, Regeringskansliet, Stockholm.

SOU (2007) Bioenergi från jordbruket – en växande resurs. Statens offentliga utredningar 2007:36, Regeringskansliet, Stockholm.

Soussana J.F., Fuhrer J., Jones M. & Van Amstel A. (2007a) The greenhouse gas balance of grasslands in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 1-4.

Soussana J.F., Allard V., Pilegaard K., Ambus P., Amman C., Campbell C., Ceschia E., Clifton-Brown J., Czobel S., Domingues R., Flechard C., Fuhrer J., Hensen A., Horvath L., Jones M., Kasper G., Martin C., Nagy Z., Neftel A., Raschi A., Baronti S., Rees R.M., Skiba U., Stefani P., Manca G., Sutton M., Tubaf Z. & Valentini, R. (2007b) Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture Ecosystems and Environment* 121: 121-134.

Statistiska centralbyrån (1986) Jordbruksstatistisk årsbok 1986. Statistiska centralbyrån, Stockholm.

Statistiska centralbyrån (2000) Utsläpp till luft av ammoniak i Sverige 1999. Statistiska meddelanden MI 37 SM 0001, Statistiska centralbyrån, Stockholm.

Statistiska centralbyrån (2002) Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige 2001. Statistiska meddelanden MI 37 SM 0201, Statistiska centralbyrån.

Statistiska centralbyrån (2004) Hästar och anläggningar med hästar 2004. Statistiska meddelanden JO 24 SM 0501, Statistiska centralbyrån, Stockholm.

Statistiska centralbyrån (2007) Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige 2005. Statistiska meddelanden MI 37 SM 0701, Statistiska centralbyrån, Stockholm.

Statistiska centralbyrån (2008) Gödselmedel i jordbruket 2006/07. Statistiska meddelanden MI 30 SM 0803, Statistiska centralbyrån, Stockholm.

Statistiska centralbyrån (2009a) Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige 2007. Statistiska meddelanden MI 37 SM 0901, Statistiska centralbyrån, Stockholm.

Statistiska centralbyrån (2009b) Torv 2008. Statistiska meddelanden MI 25 SM 0901, Statistiska centralbyrån, Stockholm.

Statistiska centralbyrån (2009c) Odlingsåtgärder i jordbruket 2008. Statistiska meddelanden MI 30 SM 0901, Statistiska centralbyrån, Stockholm.

Statistiska centralbyrån och Energimyndigheten (2008) Energianvändning inom jordbruket 2007, Sveriges officiella statistik Statistiska centralbyrån på uppdrag av Energimyndigheten.

Steineck S., Svensson L., Jakobsson C., Karlsson S. & Tersmeden M. (2000) Hästar – gödselhantering. Teknik för lantbruket 82, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

- Stenkvist M., Widmark A., Wiklund S.E. & Liljeblad A. (2009) Styrmedel för ett ökat utbud av biobränsle. Projektnummer E06-649, Värmeforsk, Stockholm.
- Ström L., Lamma A. & Christensen T.R. (2007) Greenhouse gas emissions from a constructed wetland in southern Sweden. *Wetlands Ecology and Management* 15: 43-50.
- Svensson B. (2010) Växthusgasemissioner från anlagda våtmarker och lämpligheten att förlägga dem på marker med organogena jord. Opublicerad rapport, Jordbruksverket, Jönköping.
- Svensson L. & Lindén B. (1998) Utnyttjande och förluster av kväve vid ytmyllning av flytgödsel. Teknik för lantbruket 65, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Sørensen P. & Birkmose T. (2002) Kvælstofudvaskning efter gödskning med afgasset gylle. Grøn Viden, Markbrug nr. 266, Aarhus universitet, Telje.
- Thiere G. Stadmark J. & Weisner S. E. B. (2009) Nitrogen retention versus methane emission: Environmental benefits and risks of large-scale wetland creation. *Ecological Engineering*, In Press, Corrected Proof, Available online 14 May 2009.
- Thomsen I.K. & Christensen B.T. (2004) Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use and Management* 20: 432-438.
- Tonderski K., Pers C., & Thorén A-K. (2009) Kväveavskiljning i jordbruksvåtmarker. Opublicerad rapport, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Törner L. & Norup S. (2009) Insats av energi, främst olja vid torkning på gårdsnivå - redovisning av energieffektivitet på OiB's pilotgårdar 1998-2008. *Odling i Balans*, Vallåkra.
- Uppenberg S., Almemark M, Brandel M., Lindfors L.G., Marcus H.O., Stripple H., Wachtmeister A. & Zetterberg L. (2001) Miljöfaktabok för bränslen. Del 1. Huvudrapport. Rapport B1334A-2, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Vägverket (2010) Regeringsuppdrag att främja sparsam körning med arbetsmaskiner, regeringsuppdrag utfört av Vägverket, Jordbruksverket och Skogsstyrelsen. Rapport SA80A 2009:26935, Vägverket, Borlänge.
- Wallman M., Cederberg C., Florén B. & Strid I. (2010) Livscykelanalys av närproducerade foderstater för mjölkkor. Rapport 19, Institutionen för energi och teknik, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Wardle D.A., Nilsson M.C. & Zackrisson O. (2008) Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science* 320: 629.
- Weih M. (2006) Energiskogsodling på åkermark – möjligheter för biologisk mångfald och kulturmiljö i ett landskapsperspektiv. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för växtproduktionsekologi, Uppsala.

- Wesström I. & Joel A. (2007) Lustgasavgång från åkermark vid reglering av grundvattennivån – en litteraturstudie. Rapport 6, Avdelningen för hydroteknik, Institutionen för markvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Wesström I. (2010) Fosforförluster och lustgasavgång från åkermark vid reglerbar dränering – en litteraturstudie. Opublicerad rapport, Jordbruksverket, Jönköping.
- Xiong S. & Kätterer T. (2009) Carbon-allocation dynamics in reed canary grass as affected by soil type and fertilization rates in northern Sweden. Acta Agricultra Scandinavica Section B – Soil and Plant Science 1-9.
- Zhang G-Q., Strøm J.S., Grønkjær Hansen A., Juul Freudendal A. & Brøgger Rasmussen J. (2004) Emission af ammoniak og drivhusgasser fra naturligt ventilerede kvægstalde. FarmTest Kvæg nr 21, Dansk Landbrugsrådgivning, Landscentret, Århus.
- Ågren G. & Bosatta E. (1996) Theoretical ecosystem ecology - Understanding element cycles. Cambridge, Cambridge University Press.

Muntliga källor

Carin Clason, Växa Halland

Hugo Westin, JTI- Institutet för jordbruks och miljöteknik.

Emma Svensson, Jordbruksverket

Inger Christensen, Grön Kompetens AB

Jan Eksvärd, LRF

John Wallace, Rowett research institute

Kerstin Berglund, Sveriges lantbruksuniversitet

Knut-Håkan Jeppsson, Sveriges lantbruksuniversitet

Lars Neuman, energirådgivare för LRF konsult

Maria Åkerlind, Svensk Mjölk

Margareta Helander, Lantmännen

Olof Andrén, Sveriges lantbruksuniversitet

Åsa Kasimir Klemedtsson, Göteborgs universitet

Rapporten kan beställas från
Jordbruksverket,
551 82 Jönköping
Tfn 036-15 50 00 (vx)
Fax 036 34 04 14
E-post:
Internet: www.jordbruksverket.se

ISSN 1102-3007
ISRN SJV-R-/SE
SJV offset, Jönköping,
RA: