

Miljö ekonomi och politik

2014





Miljö, ekonomi och politik
2014

Konjunkturinstitutet är en statlig myndighet under Finansdepartementet. Vi gör prognoser som används som beslutsunderlag för den ekonomiska politiken i Sverige. Vi analyserar också den ekonomiska utvecklingen samt forskar inom nationalekonomi.

I **Konjunkturbarometern** publicerar vi varje månad statistik över företagens och hushållens syn på den ekonomiska utvecklingen. Undersökningar liknande Konjunkturbarometern görs i alla EU-länder.

Rapporten **Konjunkturläget** är främst en prognos för svensk och internationell ekonomi, men innehåller också djupare analyser av aktuella makroekonomiska frågor. Konjunkturläget publiceras fyra gånger per år. **The Swedish Economy** är den engelska översättningen av rapportens sammanfattning.

I **Lönebildningsrapporten** analyserar vi varje år de samhällsekonomiska förutsättningarna för lönebildningen.

Den årliga rapporten **Miljö, ekonomi och politik** är en översyn och analys av miljöpolitikens samhällsekonomiska aspekter.

Vi publicerar också resultat av utredningar, uppdrag och forskning i serierna **Specialstudier**, **Working paper**, **PM** och som remissvar.

Du kan ladda ner samtliga rapporter från vår webbplats, www.konj.se. Den senaste statistiken hittar du under www.konj.se/statistik.

Förord

Konjunkturinstitutet har av regeringen fått uppdraget att ta fram en årlig miljöekonomisk rapport: ”Myndigheten ska, i samråd med Naturvårdsverket, utarbeta en årlig rapport om miljöpolitikens samhällsekonomiska aspekter, däribland den ekonomiska politikens kort- och långsiktiga effekter på riksdagens mål för miljö kvalitet och på en i övrigt miljömässigt hållbar utveckling.”

I årets rapport har vi fördjupat oss inom jordbruksområdet. Rapporten inleds med en beskrivning av jordbrukets inverkan på biologisk mångfald, övergödning och klimat. Därefter analyseras ekonomiska styrmedel i jordbruket. Vi diskuterar ekologisk produktion inom Landsbygdsprogrammet, skatt på mineralgödsel, en minskad nedsättning av koldioxidskatten och subventioner till kolsänkor. Analyserna belyser markens alternativa användningar och de avvägningar som måste göras mellan olika användningsområden. Rapporten avslutas med en analys av jordbruksstödens fördelningseffekter. Vår förhoppning är att lärdomar från analyserna ska bidra till att förbättra jordbruks- och miljöpolitikens kostnadseffektivitet framöver.

Ett stort tack riktas till Konjunkturinstitutets vetenskapliga råd som består av Professor Runar Brännlund (ordförande), Professor Thomas Aronsson, Professor Ing-Marie Gren, Professor Carina Keskitalo, Professor Caroline Leck och Professor Patrik Söderholm. Rådet har lämnat värdefulla synpunkter. Rapportens analys och slutsatser svarar dock Konjunkturinstitutet för. I rapporten lämnar det vetenskapliga rådet även en utblick över vad de tror kommer att bli intressant för svensk miljöpolitik framöver. Tanken är att några av dessa idéer ska fångas upp i nästa års miljöekonomiska rapport.

Ett tack riktas också till Naturvårdsverket som bidragit med konstruktiva synpunkter. Till rapporten bifogas Naturvårdsverkets samrådsyttrande. Vi vill även tacka Jordbruksverket som varit behjälpliga med statistik och tillhörande förklaringar.

Författare till rapporten är Niklas Bengtsson, Charlotte Berg, Björn Carlén, Anna Mansikkasalo, Linda Sahlén Östman och Henrik Scharin vid Konjunkturinstitutets miljöekonomiska enhet.

Arbetet med rapporten har letts av forskningschef Eva Samakovlis.

Mats Dillén
Generaldirektör
Stockholm i december 2014

Innehåll

Sammanfattning.....	7
1 Jordbrukets miljöpåverkan och styrning.....	19
1.1 Jordbrukets utveckling.....	19
1.2 Jordbrukets miljö- och klimatpåverkan.....	20
1.3 Jordbruket ur ett miljöekonomiskt perspektiv.....	23
1.4 Valet av styrmedelsanalyser	30
2 Ekonomiska styrmedel inom jordbruket.....	35
2.1 Stöd till ekologisk produktion inom Landsbygdsprogrammet	35
2.2 Skatt på mineralgödsel.....	56
2.3 Minskad nedsättning av energi- och koldioxidskatt i jord- och skogsbruk..	74
2.4 Öka kolinlagringen i skog och mark	82
3 Fördelningseffekter av jordbrukspolitiken	91
3.1 Jordbruksstöden	91
3.2 Socioekonomisk sammansättning och inkomster	93
3.3 Hur påverkar jordbruksstödet inkomsterna?	102
Vetenskapliga rådets utblick	117
Naturvårdsverkets samrådsyttrande	124

Sammanfattning

Konjunkturinstitutet har regeringens uppdrag att ta fram en miljöekonomisk rapport. I årets rapport har vi särskilt fördjupat oss i styrningen av jordbrukets påverkan på miljön, men även skogsbruket berörs. Vi fokuserar på det svenska jordbrukets påverkan på biologisk mångfald, övergödning samt klimat och analyserar ekonomiska styrmedel för att hantera dessa problem. Eftersom jordbrukspolitiken även har fördelningspolitiska mål analyseras jordbruksstödens fördelningseffekter.

Den miljöpolitiska styrningen på jordbruksområdet domineras av olika former av subventioner, medan användningen av skatter och regleringar är relativt liten. Utvärderingar har visat att breda miljöstöd fungerar mer som inkomststöd och att direkta styrmedel skulle kunna ge bättre miljöeffekt. Det finns således förbättringspotential i styrningen på jord- och skogsbruksområdet. Vi har identifierat fem områden där styrning saknas eller inte fungerar som den ska:

1. Det generella stödet till ekologisk produktion inom Landsbygdsprogrammet som ska bidra till minskad klimatpåverkan, ökad biologisk mångfald, samt minskad effekt på övergödning.
2. Avsaknaden av ekonomiska styrmedel som minskar tillförseln av mineralgödsel, trots att gödslingen är grunden till många av jordbrukets miljöeffekter.
3. Nedsättningen av koldioxidskatten för jord- och skogsbruket som bidrar till att det nationella klimatmålet inte nås kostnadseffektivt.
4. Avsaknaden av incitament till skogs- och markägare att vidta åtgärder som ökar inbindningen av kol i skog och mark.
5. Gärdsstödet som fördelas per hektar mark utan krav på produktion.

Vi analyserar dessa styrmedel samt ger förslag på hur styrningen kan förbättras. Först ges emellertid en kort beskrivning av jordbrukets utveckling och dess miljöpåverkan.

Jordbrukets miljö- och klimatpåverkan

Jordbruket försörjer samhället med en mängd produkter i form av livsmedel, foder, bioenergi etc. vilka bidrar till välfärden. I takt med de förändringar jordbrukssektorn genomgått sedan 1800-talets slut har bidraget till välfärden ökat, men också dess miljöpåverkan. En växande befolkning och teknologisk utveckling är starka drivkrafter bakom dessa förändringar. I början av 1900-talet karaktäriserades jordbruket av mindre gårdar som ägnade sig åt både växtodling och djurhållning. Avkastningen per hektar var låg. I mitten av 1900-talet började mineralgödsel att användas i större skala, vilket inte bara ökade produktiviteten utan även innebar att växtodlare inte längre behövde vara beroende av stallgödsel. Denna frikoppling mellan växtodling och djurhållning möjliggjorde att betydande skal- och specialiseringsfördelar kunde tas i anspråk. Jordbruksområden med goda förutsättningar för odling, främst slättbygder, specialiserade sig på växtproduktion, med intensifierad odling och ökade skördar som följd. Regioner med sämre förutsättningar för växtodling, skogsbygder och mellanbygder, specialiserade sig i stället på djurhållning.

PÅVERKAN PÅ BIOLOGISK MÅNGFALD, ÖVERGÖDNING OCH KLIMAT

Utvecklingen av jordbruket har inneburit en ökad miljöpåverkan. Många av de negativa miljöeffekter som jordbruket leder till beror på tillförseln av näringsämnen i form av gödsling. Näringsämnena är en nödvändig byggsten för allt som växer men en bristvara i naturen vilket begränsar tillväxten. Genom tillverkning av mineralgödsel kan näringsämnena tillföras åkermarken för att öka skördarna. Samtidigt genererar jordbrukets användning av mineralgödsel och energi utsläpp av växthusgaser. Användningen av mineralgödsel har även inneburit ett ökat läckage av näringsämnen från åkermarken vilket tillsammans med utdikning och uträtning av vattendrag bidragit till att belastningen av fosfor och kväve till sjöar och kustområden ökat markant. Vidare har intensifierad produktion och minskad mängd betes- och ängsmarker påverkat den biologiska mångfalden. Jordbruket bidrar även till andra miljöproblem som spridning av giftiga ämnen, försurning och nedbrytning av ozon i stratosfären.

Styrmedel inom jordbruksområdet

EU:S GEMENSAMMA JORDBRUKSPOLITIK

Grunden för EU:s gemensamma jordbrukspolitik lades 1957 i Romfördraget. Målet för den gemensamma politiken är att:

- Göra jordbruket effektivare
- Garantera en skälig levnadsstandard för lantbrukarna
- Stabilisera marknaderna för jordbruksprodukter
- Se till att befolkningen har tillräckligt med mat
- Se till att konsumenterna kan köpa jordbruksprodukter till rimliga priser

Av EU:s budget på ca 1 300 miljarder kronor går ca 40 procent till jordbruk och landsbygdsutveckling. Jordbrukspolitiken består av två delar – så kallade pelare. *Pelare 1* består av direktstöd, exportsubventioner samt uppköp och lagring av överskott. Den största utgiftsposten är Gårdsstödet som utbetalas per hektar mark utan krav på produktion. Stödet betalas således ut även om brukaren avstår från att producera. Värdet på stödträterna bygger på spannmålsavkastningen under en historisk period. Högre stöd betalas därmed ut i regioner med bättre produktionsförutsättningar. De största utbetalningarna sker till Skåne och Västra Götalands län. För att få Gårdsstöd finns ett antal tvärvillkor som brukaren måste följa. Villkoren utgörs av lagregler för miljö, hälsa, växtskydd, djurskydd, samt för hur åkermark, betesmark och slätteräng ska skötas.

Pelare 2 utgörs av stöd till miljöåtgärder och landsbygdsutveckling genom Landsbygdsprogrammet. Programmets inriktning beslutas av medlemsländerna. Sverige har, jämfört med andra länder, valt att satsa en hög andel på miljöåtgärder, exempelvis stöd till vallodling, bevarande av slätterängar och betesmarker och stöd till ekologisk produktion.

En skillnad mellan pelarna är att pelare 1 finansieras till 100 procent av EU-medel, medan pelare 2 finansieras till minst 50 procent av nationella medel. Sverige fick ca 8 miljarder kronor i jordbruksstöd 2014 från EU-budgeten: 6 miljarder kronor gick till

Gårdsstödet och 2 miljarder kronor till Landsbygdsprogrammet. Dessutom medfinansierade Sverige Landsbygdsprogrammet med ca 3 miljarder kronor. EU:s gemensamma jordbrukspolitik har genomgått många reformer och omarbetas för närvarande. Det nya systemet sträcker sig från 2014 till 2020 och innebär bland annat ett krav på att lantbrukaren genomför vissa miljöåtgärder för att få fullt gårdsstöd.

TRUBBIGT STÖD TILL EKOLOGISK PRODUKTION GER SMÅ MILJÖEFFEKTER

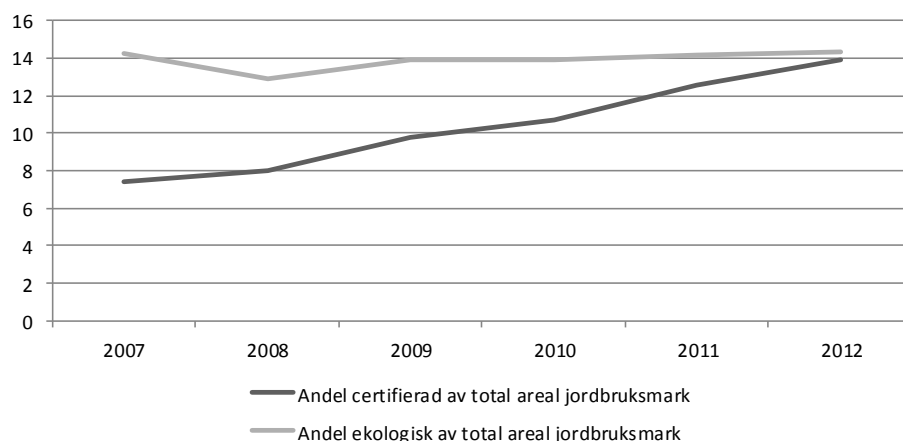
I huvudsak syftar miljöstöden inom Landsbygdsprogrammet till att främja biologisk mångfald. Stöd till slätterängar, betesmarker och vallodling avser att bevara och förstärka natur- och kulturmiljövärden. Vallodling syftar även till att minska växtnärläckaget. Stöd till ekologisk produktion ska bidra till att uppfylla miljömålen: giftfri miljö, ett rikt odlingslandskap, ett rikt växt och djurliv, ingen övergödning samt begränsad klimatpåverkan. Närmare 1 miljard kronor per år går till att stödja ekologisk produktion inom Landsbygdsprogrammet.

För att få en grundersättning måste odlaren följa regler för ekologisk produktion. Om produkterna dessutom certifieras tillkommer villkor om kontroll och märkning vilket ger odlaren en tilläggsersättning. Eftersom samma produktionsregler gäller ger certifieringen ingen miljövinst. Målet är att 20 procent av jordbruksmarken ska vara certifierad 2020. I dagsläget är nästan alla ekologiska odlare certifierade. Trots stödet har inte ekologisk odling ökat under perioden 2007–2012, vare sig mätt i antal hektar eller som andel av total jordbruksmark.

För den ekologiska djurhållningen är utvecklingen en annan. Antal ekologiskt omställda nötkreatur har ökat med 58 procent och antalet omställda får med 73 procent sedan 2009. De genomsnittliga djurbesättningarna har också blivit större.

Andel av total areal jordbruksmark som är ekologisk

Procent



Svaga bevis för att ekologisk produktion genererar miljönyttor

Jordbrukets klimatpåverkan sker i huvudsak genom utsläpp av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas, där de två senare dominerar. Lustgasutsläppen kommer främst från omvandlingen av kväve i mark, medan metan kommer från nötkreaturens matsmältning samt gödselhanteringen. Lustgasutsläppen från produktion av mineralgödsel bokförs inte i jordbrukssektorn utan i tillverkningsindustrin, där de ingår i EU:s

utsläppshandelssystem. Dessa utsläpp dubbelräknas om de räknas till jordbrukets utsläpp. För övriga utsläpp av växthusgaser finns ingen tydlig skillnad mellan ekologisk och konventionell produktion. Även om ekologisk produktion kan visa på lägre utsläpp per hektar blir utsläppen per kg producerad enhet högre, eftersom det krävs mer ekologisk areal för att upprätthålla samma produktionsmängd.

Jordbruket bidrar också till övergödning genom växtnäringsläckage, där näring som inte tagits upp av grödan följer med överskottsvattnet från marken, via grund- och ytvatten, ut till vattendragen. De flesta studier visar att läckaget per ytenhet inte skiljer sig mycket mellan ekologisk och konventionell produktion. Per kg producerad enhet är dock växtnäringsläckaget större för ekologisk produktion.

Det finns ett visst stöd för att ekologisk produktion kan öka biologisk mångfald. Dels används inte kemiska växtskyddsmedel, dels innebär ekologisk odling längre och mer varierande växtföljder. Detta ökar artrikedomen på åkern och i dess närhet. Omställning till ekologisk produktion har störst positiv effekt på artrikedomen i intensivt odlade homogena landskap, som slättbygder. Värdet av den lägre ekologiska produktionsnivån behöver vägas mot värdet av ökad biologisk mångfald. När det gäller biologisk mångfald på betesmarker finns få skillnader mellan ekologisk och konventionell produktion.

Vår genomgång visar, i likhet med Jordbruksverkets, Riksantikvarieämbetets och Naturvårdsverkets analyser, att stödet till ekologisk produktion har små effekter på miljömålen. Begränsad klimatpåverkan och minskad övergödning kan inte motivera stödet till ekologisk produktion. Det kan också ifrågasättas om stödet till skogsbygder kan motiveras utifrån biologisk mångfald. Däremot kan omställning till ekologisk produktion i homogena slättlandskap ge ett mervärde för biologisk mångfald.

Liten andel ekologiskt i intensivt odlade områden

Eftersom effekterna av ekologisk produktion på biologisk mångfald är kopplade till det omgivande landskapet är det relevant att studera den geografiska fördelningen av stödet. Andelen ekologisk areal med miljöersättning är störst i nedre Norrland och i mellersta Sveriges skogsbygder. I intensivare jordbruksområden, där potentialen för miljövinster är störst, är andelen ekologisk areal lägre. Lägst andel ekologiskt återfinns i Götalands södra slättbygder och mellanbygder.

Det saknas miljömotiv till den högre ersättningen för certifierad produktion

Målet för ekologisk produktion uttrycks i certifierad areal. Genom att ge en högre ersättning till certifierad produktion kan utbudet av ekologiska produkter öka. Att öka utbudet är dock inget samhällsekonomiskt motiv för statliga stöd till ekologisk produktion eller certifiering. Styrmedel bör motiveras av ett marknadsmisslyckande. Det marknadsmisslyckande som miljöstödet ska korrigera är kollektiva miljönyttor som kan uppstå vid ekologisk produktion, men som jordbrukaren inte får betalt för.

Eventuella miljönyttor, i form av ökad biologisk mångfald, är kopplade till omställningen från konventionell till ekologisk produktion, inte till certifieringen. Det innebär att det saknas miljömässiga motiv till den högre ersättningen till certifierad produktion.

I ett EU-perspektiv är svensk ersättning till ekologisk produktion relativt hög

Miljöeffekten av en omställning till ekologisk produktion avgörs inte bara av definitionen av ekologisk produktion utan också av hur den konventionella produktionen bedrivs. Användningen av exempelvis växtskyddsmedel är lägre i Sverige och Finland och högre i Holland och Frankrike. Det innebär att en omställning till ekologisk produktion ger större miljövinster i Holland och Frankrike. Ett annat exempel är att Sverige har ett lagstiftat beteskraV för nötkreatur inom konventionell produktion. I flera EU-länder är det vanligt att konventionella mjölkkor hålls inomhus året runt. Omställning till ekologisk produktion, med dess högre krav på betesbaserat foderintag ger därmed också lägre miljövinster i Sverige än i länder där konventionella mjölkkor inte har tillgång till bete. Sverige har också en relativt låg antibiotikaförbrukning i konventionell djurproduktion och en djurlagstiftning som går längre än EU-reglerna för djurskydd.

I ett EU-perspektiv är den svenska ersättningen till ekologisk produktion relativt hög. Det kan inte motiveras av en generellt större miljöeffekt eftersom skillnaden mellan konventionell och ekologisk produktion i flera fall är relativt liten i Sverige. Ersättningsnivån är också konstant över tid, medan den i flera EU-länder trappas ner då jordbrukaren kan börja ta del av det högre priset på ekologiska produkter.

Både pris och ersättning påverkar ekologisk produktion

Genom att ekologiska produkter betingar ett högre pris finns redan ekonomiska incitament att ställa om produktionen. Vår empiriska analys visar att både ersättning och pris påverkar jordbrukarens ekologiska areal och djurhållning. Resultaten indikerar att jordbrukaren reagerar starkare på en ersättningsökning än på en prisökning, möjligen för att ersättningen ses som mer beständig. Om priset ökar med 1 procent kommer den ekologiska arealen att öka med 0,14 procent. Om ersättningen ökar med 1 procent kommer den ekologiska arealen att öka med 0,44 procent. Eventuella ökningarna i areal och djurhållning kan därmed inte enbart tillskrivas stödet.

Stödet bör riktas från ekologisk produktion och till biologisk mångfald

För att miljöstödet till ekologisk produktion ska vara motiverat behöver det ge miljömässiga mervärden. Vår analys visar att mervärdena är små. Potentiellt kan omställning till ekologisk produktion bidra till biologisk mångfald. Om målet är att öka den biologiska mångfalden till lägst kostnad för samhället är det bättre att styra direkt mot den positiva miljöeffekten. Det innebär dels att stimulera åtgärder som ökar biologisk mångfald i intensivt odlade jordbrukslandskap, dels att stimulera betesdrift och hävd (skötsel) av betesmark i områden där dessa är särskilt viktiga för biologisk mångfald. Dock finns det redan stöd till slåtterängar och betesmarker som syftar till att gynna biologisk mångfald. Det bör i första hand utredas i vilken grad dessa stöd bidrar till biologisk mångfald och om miljöstyrningen kan förbättras. I budgetproposition 2014/15:1 föreslås att ersättningen till ekologisk produktion i Landsbygdsprogrammet förstärks genom ökad nationell medfinansiering. Detta trots att flera myndigheter, med expertkunskap på området, har visat att stödet till ekologisk produktion har liten effekt på miljömålen.

Om inte stödet kan riktas direkt mot biologisk mångfald är det rimligt att stödet differentieras så att skogsbygder får en lägre ersättning än slättbygder. En differentiering

kan ha en positiv effekt på biologisk mångfald. Dessutom kan stödet, som i andra EU-länder, trappas ner efter en omställningsperiod.

INFÖR SKATT PÅ MINERALGÖDSEL FÖR ATT MINSKA KVÄVETILLFÖRSELN

Det kväve som tillförs åkermarken ger upphov till en mängd olika miljöeffekter. Likt vatten kan kväveföreningar förflyttas genom luft, vattensystem och mark men till skillnad från vatten tillförs kväve i ökande kvantiteter och ackumuleras lokalt, regionalt samt globalt. Sambandet brukar benämnas kvävekaskaden, och uppstår när miljöeffekterna som orsakas av kvävet slutligen blir oberoende av källan. Mineralgödsel utgör den största införselkällan av ytterligare kväve till kvävecykeln och skiljer sig från övriga gödselkällor, som stallgödsel och slam, vilka återanvänder kväve i cykeln. Kvävetillförseln bidrar till övergödning, klimatpåverkan, minskad biologisk mångfald, försurning samt nedbrytning av ozonlagret i stratosfären.

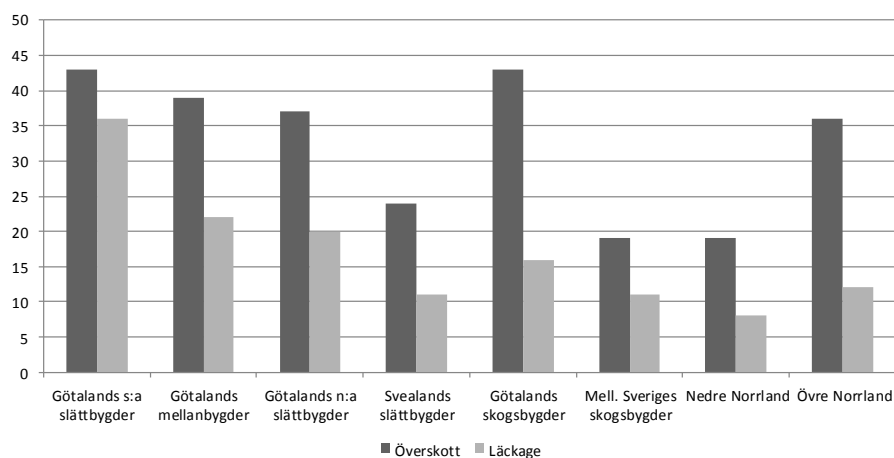
Av den totalt brukade åkerarealen i Sverige gödglas 39 procent med mineralgödsel, 14 procent med stallgödsel och 22 procent med både mineral- och stallgödsel. Eftersom näringsammansättningen i stallgödsel sällan är optimal för grödan är inte stallgödsel ett perfekt substitut till mineralgödsel. Jordbrukare kompletterar därför användningen av stallgödsel med mineralgödsel. I slättbygderna är användningen av mineralgödsel högre än riksgenomsnittet. Detta förklaras av jordbrukets intensitet i dessa områden samt vilka grödor som odlas.

Kväveöverskottet leder till läckage

När tillförseln av näringsämnen till åkermarken överstiger de näringsämnen som grödan tar upp uppstår ett överskott vilket leder till läckage. Kväveläckaget är störst i Götaland. Hur läckaget påverkar övergödningen i Östersjön och Västerhavet beror bland annat på retentionen¹ mellan åkermark och hav, samt var i haven kvävebelastningen sker. Studier som värderar effekterna av övergödning samt växthusgasutsläpp visar att dagens mineralgödselanvändning överstiger den samhällsekonomiskt optimala.

Kväveöverskott samt kväveläckage per region

Kg kväve per hektar



¹ Process som innebär att en andel av mängden kväve från en källa belastar ett visst vattendrag, sjö eller hav.

En långsiktig strategi kräver minskad tillförsel

Det finns tre strategier för att minska miljöeffekterna från användningen av mineralgödsel: 1) att minska tillförseln, 2) att öka kväveeffektiviteten och 3) att minska tillförselns miljöeffekter i olika steg av kvävecykeln. Ökad kväveeffektivitet minskar såväl överskott som läckage men flyttar kvävet till andra delar av cykeln. Åtgärder som minskar miljöeffekterna i ett steg flyttar enbart kvävet till ett annat steg i kvävecykeln. Dessa strategier är därför otillräckliga på lång sikt eftersom kväve ackumuleras i naturen så länge det råder en obalans mellan tillförsel och omvandling. För att minska problemet på sikt är det därför nödvändigt att minska kvävetillförseln.

En skatt på mineralgödsel kan vara ett kostnadseffektivt styrmedel

Flera styrmedel syftar till att minska miljöeffekterna av kväve, men inte tillförseln. En skatt på mineralgödsel kan skapa incitament att minska tillförseln i den svenska kvävecykeln. Eftersom det råder ett överskott av kväve i åkermarken är det möjligt att till viss grad minska kvävetillförseln utan skördeföruster. En välavvägd beskattning innebär att miljökostnaderna som användningen av mineralgödsel ger upphov till reflekteras i priset. Detta leder till en användning som är bättre ur samhällets perspektiv och som uppfyller förorenaren-betalar-principen.

Under perioden 1995–2009 var innehåll av kväve respektive kadmium i mineralgödsel skattebelagda, dessförinnan fanns en miljöavgift. Skatten togs bort av dåvarande regering med motivet att styreffekten var liten samt för att öka jordbrukets konkurrenskraft. I budgetproposition 2014/15:1 föreslås ett återinförande av skatten, vilket även rekommenderas av OECD.

En sådan skatt kan minska efterfrågan på mineralgödsel. Hur stor minskningen blir är en empirisk fråga. Vi har estimerat priselasticiteten för den svenska efterfrågan till -0,4, det vill säga en ökning i priset på mineralgödsel med 1 procent minskar efterfrågan på mineralgödsel med 0,4 procent.

Elasticiteten kan användas för att beräkna minskningen av mineralgödsel för en viss skattenivå. Trots att miljöeffekterna är lokala, vilket talar för regionalt differentierade skatter, analyseras en enhetlig skatt. Detta eftersom det är tillförseln som utgör det främsta problemet och därför bör beskattas uniformt. En beskattning på den tidigare nivån, 1,80 kronor per kg kväve, skulle minska kvävetillförseln med ca 6 procent (10 042 ton) samt växthusgasutsläppen från åkermark med ca 0,9 procent (39 163 ton koldioxidkvivalent).

För att undvika stora effekter på skörden kan kompletterande styrmedel behövas, vilka ökar kväveeffektiviteten som stöd till kvävesensorer och rådgivning. Om skatten leder till att produktionen flyttar utomlands kan en återföring av skatteintäkterna behöva övervägas.

KOSTNADSEFFEKTIVT ATT MINSKA KOLDIOXIDSKATTENS NEDSÄTTNINGAR

Jord- och skogsbrukets koldioxidutsläpp uppgår till ca 4 procent av de totala utsläppen i ekonomin. I 2009 års klimat- och energipolitiska överenskommelse beslutades bland annat att energi- och koldioxidskatterna för jord- och skogsbruket successivt skulle höjas för att utjämna skillnaderna mellan aktörerna i den icke-handlande sek-

torner². För jord- och skogsbruket minskar återbetalningen av koldioxidskatten för diesel och fotogen som används i arbetsfordon från 2 380 kronor till 900 kronor per kubikmeter under perioden 2010–2015. Nedsättningen av koldioxidskatten på eldningsolja, naturgas och gasol som används för uppvärmning och stationära motorer inom jord- och skogsbruk minskade från 79 till 40 procent. Energiskattens nedsättning minskade från 100 till 70 procent. I budgetproposition 2014/15:1 föreslås att återstående nedsättningar av koldioxidskatten för stationär förbränning ska tas bort.

Miljöskatter bör utformas uniformt

För att nå det svenska klimatmålet för den icke-handlande sektorn kostnadseffektivt bör koldioxidskatten utformas uniformt. Dagens utformning innehåller nedsättningar för jord- och skogsbruk samt industrin i den icke-handlande sektorn, även om de har minskat sedan 2009. Nedsättningarna syftar till att skydda svenska företags konkurrenskraft samt minimera risken för så kallat utläppsläckage. Nedsättningen bidrar dock till att marginalkostnaderna för att minska koldioxidutsläppen skiljer sig mellan utläppskällor i den icke-handlande sektorn och därmed nås inte målet kostnadseffektivt. Hur energiskatten ska utformas beror på skattens syfte. Om syftet är fiskalt ska hushållen ta hela bördan av skatten. Om syftet är att nå energieffektiviseringsmålet bör alla aktörer möta samma pris för energi. Tidigare var syftet med energiskatten enbart fiskalt, men på senare år har den kommit att motiveras utifrån energieffektiviseringsmålet. Detta talar för att skatten bör utformas mer likformigt även om det kan ifrågasättas om energieffektiviseringsmålet korrigerar ett marknadsmisslyckande.

Effekter av en utfasning av jord- och skogsbrukets nedsättningar

De övergripande samhällsekonomiska konsekvenserna av minskade nedsättningar av energi- och koldioxidskatterna enligt 2009 års beslut är små, BNP sjunker marginellt. Produktionen i jord- och skogsbruket minskar med 1,3 respektive 0,6 procent 2030. Utsläppen i den icke-handlande sektorn minskar med ca 70 000 ton koldioxid. Om nedsättningarna av koldioxidskatten för jord- och skogsbruket slopas helt minskar produktionen med 1,7 respektive 0,8 procent 2030. Utsläppen i den icke-handlande sektorn minskar då med ca 90 000 ton koldioxid.

Resultaten visar endast de övergripande långsiktiga samhällsekonomiska effekterna. Den modell som används kan inte beskriva hur olika typer av jordbruksaktiviteter påverkas. En skattereform av detta slag kan tänkas leda till strukturomvandling inom jord- och skogsbruket där vissa typer av aktiviteter slås ut till förmån för andra medan den övergripande effekten på branschen blir relativt liten. Trafikverkets tekniska bedömning av potentialen för utsläppsminskningar för jord- och skogsbrukets arbetsmaskiner visar betydande möjligheter till minskad fossilbränsleanvändning.

Jordbruket kan kompenseras för höjda skatter

Jord- och skogsbruket har betydelse för flera samhällsmål och det finns också en risk att ovan nämnda skatteförändringar leder till koldioxidläckage. Därför kan staten vilja minska produktionsbortfallet av ökade energi- och koldioxidskatter. Genom att kompensera branschen kan effekten på produktionen reduceras, exempelvis genom en omställningspremie eller sänkt skatt på någon annan insatsvara eller insatsfaktor som

² Icke-handlande sektorn är den del av ekonomin som inte inkluderas i EU:s utsläppshandelssystem, det vill säga transporter, bostäder, areella näringar samt lätt industri.

branschen använder. För att inte störa styrningen mot andra samhällsmål bör skatten, som används som kompensation, vara fiskal. Analysen visar att jord- och skogsbruket till viss del kan kompenseras för förändringen i nedsättningsreglerna utan att sänka BNP eller disponibel inkomst (jämfört med scenariot utan kompensation).

STYRMEDEL FÖR ÖKAD KOLINBINDNING SAKNAS

Genom fotosyntesen tar växter upp koldioxid från atmosfären och lagerhåller kol. Vid förmultning omvandlas en del av biomassan till mull som fortsätter lagra kol medan den andra delen avgår till atmosfären främst i form av koldioxid. Även när biomassa eldas frigörs koldioxid. Mängden koldioxid i atmosfären kan således minskas genom ökad kolinlagring i skog och mark. Denna kolinlagring kan ökas genom ändrade odlingsmetoder (däribland olika former av intensivodling), återställande av mulljordar och degraderade jordar samt ändrad markanvändning (omvandla jordbruksmark till skogsmark eller skydda skog). Studier visar att det finns en stor potential att sänka klimatpolitikens kostnader med sådana åtgärder. Nuvarande politik tar inte till vara den potentialen. Istället är exempelvis Gårdsstödet konserverande när det gäller markens användning och har därmed en negativ effekt på uppbyggnaden av svenska kolsänkor. Detta eftersom markägare som omvandlar sin mark till skog och därmed ökar kolinbindningen förlorar Gårdsstödet. De priser svenska markägare möter när de fattar sina markanvändningsbeslut reflekterar således inte värdet av ökad kolinbindning. Incitament till markägarna att öka kolinlagringen kan ges på olika sätt.

Möjligheten att tillgodoräkna kolsänkor ökar kostnadseffektiviteten

På grund av stora mätosäkerheter medger nuvarande internationella klimatpolitiska ramverk endast ett begränsat utrymme för ett land att tillgodoräkna sig kolinlagring i skog och mark. För närvarande diskuteras förändringar i ramverket. Det är således möjligt att länder i framtiden kan få tillgodoräkna sig kolinlagring i större omfattning. Genom att tillgodoräkna sig kolsänkor till det nationella målet för den icke-handlande sektorn kan kostnaden för den svenska klimatpolitiken sänkas eller ambitionsnivån höjas utan att kostnaderna ökar.

Heltäckande klimatpolitik med likformiga incitament kan få stora effekter

För närvarande beskattas endast koldioxidutsläpp från förbränning av fossila bränslen. Biobränslen är undantagna för att växter binder lika mycket koldioxid under tillväxtfasen som släpps ut när de förbränns. Det innebär inte nödvändigtvis att biobränslen är koldioxidneutrala bland annat eftersom kortare rotationsperioder innebär en lägre genomsnittlig lagerhållning av kol.

Även om dagens koldioxidbeskattning skapar önskvärda relativpriser på bränslen så medför den att det blir för billigt att använda bioenergi. Idealt skulle alla utsläpp av koldioxid skattebeläggas, även de som härrör från förbränning av biomassa, samtidigt som bidrag ges till lagerhållning av kol. Härigenom erhålls korrekta prisrelationer i tre dimensioner: relativpriset på energi, relativpriset på biobränsle och relativpriserna på olika markanvändningsbeslut. En kombination av full koldioxidbeskattning och bidrag till kollager skulle innebära stora finansiella flöden mellan stat och markägare, vilket kan få stora effekter på svensk ekonomi och vissa exportindustrier. Detta gäller särskilt så länge omvärlden inte för samma klimatpolitik.

System med överlåtbara sänkkrediter för att prissätta kolsänkan

Ett sätt att undvika sådana effekter är att följa andra länders exempel och införa incitamentssystem, för vissa typer av åtgärder, exempelvis genom kolsänkekrediter. Ett system med överlåtbara sänkkrediter skulle kunna utformas där markägaren tilldelas krediter av staten när markens kollager överstiger en referensnivå. När kollagret blir lägre än referensnivån måste markägaren i stället lämna in krediter motsvarande skillnaden. Efterfrågan på krediter kan skapas genom att göra dem gångbara inom EU:s utsläppshandelssystem eller genom att staten köper krediter och avräknar dem mot det nationella klimatmålet.

Jordbruksstödet fördelningseffekter

Ett av målen med EU:s gemensamma jordbrukspolitik är att ”garantera en skälig levnadsstandard för lantbrukarna”. Trots att stöden motiveras på detta sätt och utgörs av individuella transfereringar så sker ingen inkomstprövning. Det är därför intressant att analysera hur framgångsrikt stödet varit att omfördela resurser till lantbrukarna.

JORD- OCH SKOGSBRUKARNA OCH DERAS INKOMSTER

Hur ser den genomsnittliga jord- och skogsbrukaren ut?

Jordbrukssektorn sysselsätter knappt 200 000 personer. Under den senaste tioårsperioden har antalet individer med jordbruk som huvudsaklig inkomstkälla minskat medan de som har skogsbruk som huvudsaklig inkomstkälla ökat. I stort sett är detta samma personer som bytt huvudsaklig inriktning på arbetet. På grund av överlappningen inkluderar analyserna även skogsbruk. Inom jord- och skogsbruket är ca 70 procent av de sysselsatta män och genomsnittsåldern är 55 år. Andelen jordbrukare med högskoleutbildning är relativt låg, vilket kan bero på åldersstrukturen.

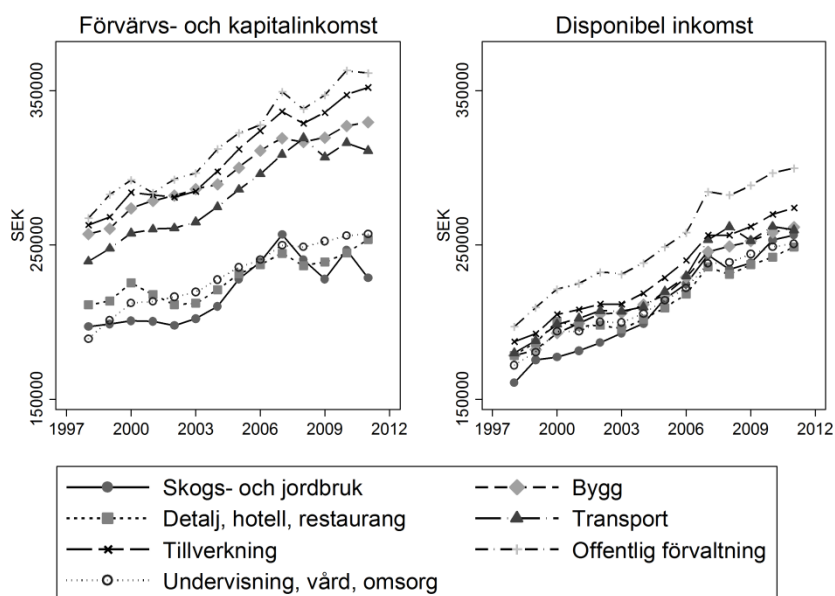
Jord- och skogsbrukarnas inkomster är i nivå med jämförelsegrupp

I analysen används två definitioner av inkomst: marknadsinkomst och disponibel inkomst. Marknadsinkomsten är individbaserad och inkluderar förvärvsinkomst (inkomst av tjänst och näringsverksamhet) och inkomst av kapital. I detta mått ingår näringsbidragen – Gårdsstöd och stöd genom Landsbygdsprogrammet. Disponibel inkomst utgörs av hushållets totala marknadsinkomster efter skatt plus transfereringar, dividerat med antalet hushållsenheter. Att ta hänsyn till hela familjens inkomster och transfereringar är relevant för att teckna en helhetsbild av jord- och skogsbrukarnas levnadsförhållanden. Den disponibla inkomsten fångar i viss mån detta. I figuren nedan jämförs utvecklingen av marknadsinkomster och disponibla inkomster för personer verksamma inom olika branscher. Den disponibla inkomsten är mer sammanpressad än den beskattningsbara förvärvsinkomsten på grund av progressiviteten i skatte- och transfereringssystemet.

För att se hur skäliga jord- och skogsbrukarnas inkomster är analyseras hur de förhåller sig till inkomsterna för individer med liknande utbildning, ålder och arbetsmarknad. Jord- och skogsbrukare har 20 procent lägre marknadsinkomster jämfört med befolkningen. Jämfört med män i samma ålder med samma utbildningsnivå på samma lokala arbetsmarknad har jord- och skogsbrukare 4 procent lägre inkomster.

Jord- och skogsbrukarnas disponibla inkomster är 3 procent lägre än befolkningens. Således är inte jord- och skogsbrukarnas inkomster betydligt lägre än befolkningens.

Inkomstnivåer, efter SNI-indelning



JORDBRUKSSTÖDET HANTERAR INTE FÖRDELNINGSEFFEKTER EFFEKTIVT

Relativ fattigdom och rikedom samt inkomstjämlighet

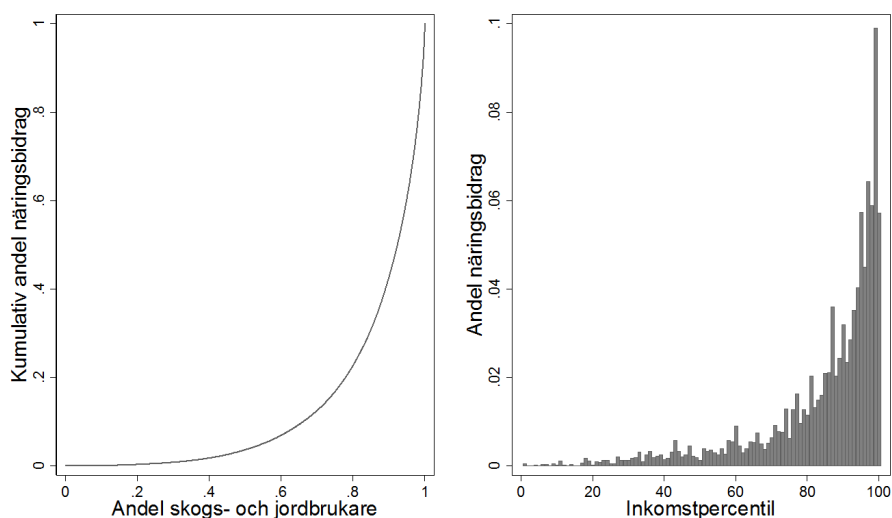
I välfärdsländer studeras relativ fattigdom. Ett hushåll är relativt fattigt om dess disponibla inkomst understiger 60 procent av medianinkomsten. Fattigdomen bland jord- och skogsbrukare är lika hög som för befolkningen som helhet. En närmare granskning av hela inkomstfördelningen för disponibel inkomst bekräftar att jord- och skogsbrukarna inte i högre eller lägre grad är mycket rika eller mycket fattiga, jämfört med resten av befolkningen.

Ett vanligt mått på inkomstjämlighet är Gini-koefficienten. Gini-koefficienten har ett värde mellan 0 och 1, där 0 innebär att alla individer har lika stora inkomster medan 1 innebär total ojämlikhet. Gini-koefficienten för jord- och skogsbruket är ca 0,3 för disponibel inkomst och ca 0,5 för marknadsinkomst. Den senare visar på en större inkomstjämlighet inom jord- och skogsbruket än för befolkningen som helhet.

Jordbruksstöden går till de rikaste jord- och skogsbrukarna

Jordbruksstöden uppgår i genomsnitt till 211 400 kronor per stödmottagare och år. Genomsnittet döljer att jordbruksstöden är skevt fördelade. Kurvan nedan till vänster visar att så mycket som 80 procent av stöden går till 20 procent av stödtagarna. Kurvan till höger visar att de som tar emot störst stöd tillhör den rikaste delen av befolkningen. Det är troligt att den skeva fördelningen av jordbruksstöd bidrar till att öka inkomstjämligheten inom jord- och skogsbruket. Det är dock möjligt att stödet sippas ner från stödmottagarna till andra delar av den lokala ekonomin. Analysen visar att för varje extra krona i näringsbidrag ökar mottagarnas förvärvsinkomster med 22,5 öre, resten går till leverantörer och anställda.

Lorenzkurva och koncentrationskurva för jordbruksstöd till jord- och skogsbrukare



Gårdsstödet hanterar inte fördelningseffekter effektivt

Gårdsstödet syftar till att uppnå en skälig levnadsstandard för jordbrukarna, kan sägas ha uppnåtts eftersom jordbrukarnas inkomster efter jordbruksstöd inte är betydligt lägre än befolkningens. Dock kan inte Gårdsstödet vara ett effektivt styrmedel för att hantera fördelningseffekter, eftersom en så stor andel av jordbruksstödet går till de allra rikaste. Om stödets syfte är omfördelning borde det inkomstprövas.

Överför medel från Gårdsstödet till Landsbygdsprogrammet

Att Gårdsstödet, genom tvärvillkoren, skulle öka miljönyttan kan ifrågasättas eftersom en stor del av stödet betalas till områden med intensivt jordbruk dominerat av monokulturer. I SCB:s miljöräkenskaper bokförs Gårdsstödet som en ”potentiellt miljökadlig subvention”. Analyser över miljöeffekterna av EU:s jordbrukspolitik visar att huvuddelen av budgeten går till generella stöd som är trögmanövrerade och har låg miljöeffektivitet. I vilken grad låg miljöeffektivitet ska tolereras beror på hur stora de fördelningspolitiska vinsterna är. Analysen visar att de inte är stora.

Med bakgrund av detta borde regeringen utnyttja möjligheten att föra över pengar från Gårdsstödet till Landsbygdsprogrammet i så stor utsträckning som möjligt. Från och med 2015 kan medlemsstaterna föra över upp till 15 procent av budgeten för Gårdsstödet till Landsbygdsprogrammet. En sådan överföring behöver inte medfinansieras med nationella medel, vilket annars är fallet i Landsbygdsprogrammet. Det förefaller dock inte som att den möjligheten kommer utnyttjas.

1 Jordbrukets miljöpåverkan och styrning

Detta kapitel belyser översiktligt hur jordbrukssektorn påverkar miljön och klimatet. Beskrivningarna fokuserar på jordbrukets inverkan på biologisk mångfald, övergödning samt klimat. I avsnittet förs även en diskussion om svårigheter förknippade med att fastställa den samhällsekonomiskt optimala produktionsnivån, vilka styrmedel som behövs för att nå dit kostnadseffektivt och vilka utmaningar styrningen möter inom jordbruket.

1.1 Jordbrukets utveckling

Jordbrukssektorn förser samhället med en mängd produkter (livsmedel, foder, bioenergi etc.) vilka bidrar till välfärden. I takt med de förändringar jordbrukssektorn genomgått sedan 1800-talets slut har dess bidrag till välfärden ökat, men också dess miljöpåverkan. En växande befolkningsmängd och teknologisk utveckling var starka drivkrafter bakom dessa förändringar. I början av 1900-talet karaktäriserades jordbruket av mindre gårdar vilka ägnade sig åt både växtodling och djurhållning. Avkastningen per hektar var låg. I mitten av 1900-talet började mineralgödsel att användas i större skala, något som inte bara ökade produktiviteten utan även innebar att växtodlare inte längre behövde vara beroende av stallgödsel för att tillgodose åkermarkens behov av näringsämnen. Denna frikoppling mellan växtodling och djurhållning möjliggjorde att betydande skal- och specialiseringsfördelar kunde tas i anspråk. Jordbruksområden med goda förutsättningar för odling (främst slättbygder) specialiserade sig på växtproduktion, med intensifierad odling och ökade skördar som följd. Regioner med sämre förutsättningar för växtodling (skogsbygder och mellanbygder) specialiserade sig i stället på djurhållning. Omvandlingen av det svenska jordbruket har varit omfattande, vilket följande siffror visar. Sedan slutet av 1800-talet har de svenska betes- och ängsmarkerna minskat med över 70 procent, från ca 1,6 miljoner hektar till ca 442 000 hektar 2012 (SCB 2013). Jordbruksföretagen har blivit färre men större. År 1930 fanns totalt 428 600 jordbruksföretag. Motsvarande siffra 2010 var 71 100. Samtidigt har antalet företag med mer än 100 hektar åkermark ökat från 2 500 till 6 500 och antalet företag med 2,1 – 5 hektar åkermark minskat med 90 procent (SCB 2013).

En annan viktig faktor för jordbrukets utveckling de senaste decennierna har varit regleringar. I och med 1990 års livsmedelpolitiska beslut påbörjades en avreglering av stöden till det svenska jordbruket. Reformerna hann dock inte genomföras fullt ut innan Sveriges inträde i EU 1995, varefter EU:s gemensamma jordbrukspolitik och de stöd som ingår, ändrade förutsättningarna för det svenska jordbruket. Den gemensamma jordbrukspolitiken inrättades efter andra världskriget i syfte att öka jordbruksproduktionen, uppnå en dräglig levnadsstandard i jordbruksbygden, stabilisera marknaderna, säkra försörjningsgraden samt se till att livsmedelspriserna gentemot konsumenterna inte blev för höga (Romfördraget, artikel 39, 1957). Jordbrukspolitiken är uppdelad i två så kallade pelare; pelare 1 som omfattar direkta finansiella stöd samt marknadsregleringar i syfte att säkerställa jordbrukarnas inkomst (se kapitel 3) samt pelare 2 som riktar in sig på en hållbar utveckling av landsbygden (se avsnitt 2.1). Jordbrukets ökade miljöpåverkan ligger delvis bakom de reformer som har genomförts de senaste 20 åren då stöden inom pelare 1 successivt frikopplats från själva produktionen. Detta har i slutändan lett till att produktionen anpassats efter marknadsförhållanden och att överskottsproduktionen försvunnit (Rabinowicz 2013).

Jordbrukspolitiken genomgår för närvarande ytterligare förändringar. Exempelvis sker det en ”förgröning” av Gårdsstödet inom pelare 1 medan pelare 2 i högre grad ska fokusera på konkurrenskraft, innovation samt miljö.³

Hur förändringen av den gemensamma jordbrukspolitiken kommer att påverka den svenska jordbruksproduktionen är osäkert. Förutom jordbrukspolitiken finns en mängd andra faktorer som är av betydelse för hur det svenska jordbruket kommer att utvecklas. Exempelvis kan klimatförändringar, global folkmängd, konsumtionsmönster, teknologisk utveckling samt miljöpolitik ha stor betydelse för hur jordbruksproduktionen ser ut i framtiden.⁴

Många av de negativa miljöeffekter som jordbruket leder till har sitt ursprung i tillförsel (gödsling) av näringsämnen (kväve, fosfor och kalium). Dessa näringsämnen är nödvändiga byggstenar i allt som växer, men ofta en bristvara i naturen vilket begränsar tillväxten. Genom tillverkning av mineralgödsel kan dessa inorganiska näringsämnen tillföras åkermarken i syfte att erhålla största möjliga skörd. Tillförseln av kväve från mineralgödselanvändning leder till en mängd miljöeffekter i olika delar av kvävecykeln vilket beskrivs närmare i avsnitt 2.2. Mineralgödselanvändningen har inneburit ett ökat läckage av näringsämnen (kväve och fosfor) från åkermarken vilket tillsammans med utdikning och uträtning av vattendrag bidragit till att belastningen av fosfor och kväve till sjöar och kustområden ökat markant sedan 1950-talet (HaV 2014; Klemedtsson 2013). Jordbrukets energi- och mineralgödselanvändning genererar även utsläpp av växthusgaser. Vidare har den intensifierade produktionen och den minskade mängden betes- och ängsmarker påverkat den biologiska mångfalden negativt. Jordbruket bidrar även till andra miljöproblem som till exempel spridning av giftiga ämnen, försurning och nedbrytning av ozon i stratosfären (ozonhålet).

1.2 Jordbrukets miljö- och klimatpåverkan

Jordbruket kombinerar insatsfaktorer som mark, arbetskraft, vatten, gödselmedel och energi i produktionsprocesser för att framställa bland annat livsmedel, bioenergi samt foder som är viktiga för välfärden. Produktionen är därmed sammanbunden med det ekosystem den befinner sig i och den mark som används. I detta avsnitt ges en övergripande bild av jordbrukets påverkan på biologisk mångfald, övergödning samt klimat.

BIOLOGISK MÅNGFALD

Jordbruket påverkar biologisk mångfald på flera sätt, både positivt och negativt.⁵ Påverkan på den biologiska mångfalden kan förklaras av jordbrukets intensifiering, ändringar i produktionssätt, samt konkurrens i produktionen som inneburit att vissa jordbruk tvingats lägga ner medan andra utökade arealen.

³ EU har som mål att minska andelen av budgeten som går till jordbrukspolitiken. År 2011 uppgick den till 43 procent (EU 2014).

⁴ Scenarier har utvecklats för att studera effekter på jordbruket av förändringar i drivkrafterna (Agrimonde 2009; Rosegrant m.fl. 2009; Winiwarter m.fl. 2011; Öborn m.fl. 2011; EFMA 2013; OECD/FAO 2013; SOU 2014:38). Scenarierna skiljer sig åt beroende på vilka antaganden som görs om jordbrukets drivkrafter.

⁵ Texten i det här avsnittet baseras på en studie av Dänhardt m.fl. (2013).

Övergången till ett mer intensivt jordbruk, som kännetecknas av storskalighet och ensidig odling, har inneburit att många ekosystemprocesser ersatts av mekaniska och kemiska metoder. Ofta har detta påverkat den biologiska mångfalden negativt (Stoate m.fl. 2009). Till exempel har mineralgödselanvändningen lett till ett kväveöverskott som slagit ut arter anpassade till låga kvävenivåer (Sutton m.fl. 2011). Intensifieringen har även inneburit att mindre utrymme lämnas för andra arter än de odlade. Detta förklaras av att de odlade grödorna blivit mer konkurrenskraftiga och av att skadegörare (oönskad biologisk mångfald) har bekämpats samt att mängden restprodukter (spill) som kan utnyttjas av vilda organismer har minskat.

Vidare har intensifieringen lett till att naturbetesmarker med lägre produktivitet lagts ner och odlingshinder (fältkanter, småbiotoper, öppna diken och dammar) tagits bort för att skapa större brukningsenheter. Intensifieringen har således inneburit minskat utbredningsområde för insekter som är beroende av växterna på naturbetesmarker, till exempel fjärilar och vildbin. När odlingshinder tas bort försvinner småbiotoper som ger landskapet variation och livsmiljöer åt många arter. Förlusten av dessa biotoper anses vara den största orsaken till minskningen av biologisk mångfald i jordbrukslandskapet (Benton m.fl. 2003; Smith m.fl. 2010).⁶ Denna påverkan har varit störst i de svenska slättbygderna där intensiva och storskaliga växtodlingar kommit att dominera. I mellan- och skogsbygderna har den biologiska mångfalden minskat på grund av nedläggning av icke-konkurrenskraftiga jordbruksföretag. Jordbruksmarken riskerar då växa igen till mindre artrikt skogslandskap.

Jordbrukets positiva påverkan på den biologiska mångfalden är ofta kopplad till betesbaserad djurhållning i skogs- och mellanbygd. Samtidigt som hävd av naturbetesmarker genom djurhållning visserligen ökar den biologiska mångfalden på plats kan den indirekt leda till minskad biologisk mångfald i vattendrag, sjöar och hav (på grund av djurhållningens effekter på övergödningen).

Under jordbrukets långa historia har världens bönder utvecklat ca 10 000 växtarter för mat- och foderproduktion. I dagsläget är det endast 150 växtarter som förser större delen av den globala populationen med mat. Så mycket som 70 procent av livsmedlen kommer från endast 12 växtarter (FAO 2014). Att växtodlingen baseras på ett fåtal arter, samt sorter inom varje art, har inneburit att den globala jordbruksproduktionen blivit mer känslig för epidemiska sjukdomar och skadedjur (Juska m.fl. 1997). Även om riskerna för dessa störningar är stor på kort sikt är den hanterbar på lång sikt genom skapandet av frö- och artbanker.

Det finns olika strategier för att gynna biologisk mångfald i jordbrukslandskapet. I vissa regioner handlar det om att bevara det jordbruk som finns medan det i andra fall handlar om att minska jordbruksintensifieringens effekter på biologisk mångfald. Skydd av värdefulla småbiotoper samt gynnandet av vissa produktionsprocesser, såsom naturbete, är andra exempel.

ÖVERGÖDNING

Läckage av näringsämnen från jordbruket till sjöar och hav orsakas främst av gödsling på åkermark. Näringsämnena kväve och fosfor kan tillföras åkermarken artificiellt, genom användning av mineralgödsel, eller i organisk form av stallgödsel, avloppsslam

⁶ Odlingslandskapet har stor betydelse för 30 procent av de rödlistade arterna (Jordbruksverket 2013a).

samt odling av kvävefixerande grödor. Kväve tillförs även via atmosfärisk deposition. Näringsämnen som inte tas upp av växterna läcker ut från åkermarken och transporteras till nedströms vattenförekomster via yt- och grundvatten och leder till övergödning. I genomsnitt passerar ca en tredjedel av kvävegödseln åkerjorden utan att tas upp av grödorna. Av denna del läcker ungefär hälften ut i vattendrag.

Belastning av kväve och fosfor utgör den främsta orsaken till övergödning av sjöar och hav. Det svenska jordbruket stod 2009 för 40 och 44 procent av den totala svenska nettobelastningen av kväve respektive fosfor till havet (SMED 2011). För Östersjön har övergödningen inneburit en ökad frekvens av algbloomningar, utbredning av syrefria bottenar samt förändringar i havsmiljöns artsammansättning (Savchuck m.fl. 2008; Conley m.fl. 2011).

Det finns indikationer på att läckaget av näringsämnen från svensk jordbruksmark har minskat de senaste 15–20 åren (Fölster m.fl. 2012). Detta kan delvis förklaras av en ökad effektivitet i kväve- och fosforutnyttjandet.⁷ Mellan åren 1995 till 2009 har växternas upptag ökat från 55 till 71 procent för kväve och från 67 till 94 procent för fosfor (SCB 2013). Även ökad vallodling och minskad spannmålsodling har bidragit till minskat läckage (SCB 2014).

Jordbruket kan reducera effekterna på övergödningen genom att minska tillförseln av näringsämnen, öka effektiviteten i användningen av näringsämnen eller minska läckaget.

KLIMATPÅVERKAN

Det svenska jordbrukets klimatpåverkan sker genom utsläpp av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas. Bildning av marknära ozon, även denna en växthusgas, sker via utsläpp av kväveoxider.⁸ Utsläppen av lustgas och kväveoxider kommer främst från omvandlingen av kväve i mark, medan metan främst kommer från nötkreaturens matsmältning samt gödselhantering. Utsläpp av koldioxid sker bland annat vid odling av mullrika marker och vid användning av fossila bränslen. I den internationella klimatrappporteringen är det enbart utsläpp från jordbruksmark, kreaturs matsmältning samt gödselhantering som räknas till jordbrukssektorn. Utsläppen från jordbrukets energianvändning räknas till energisektorn och utsläpp till följd av ändrad markanvändning till den så kallade LULUCF-sektorn.⁹

I Sverige domineras jordbrukets växthusgasutsläpp av lustgas från kvävetillförseln till åkermarken (4,35 miljoner ton koldioxidekvivalenter, CO₂e) samt metan från idisslarnas fodermältning (2,54 miljoner ton CO₂e).¹⁰ Även stallgödselhanteringen bidrar med utsläpp av lustgas och metan (0,75 miljoner ton CO₂e). Dessa utsläpp av växthusgaser har minskat sedan 1990 vilket till viss del kan förklaras av minskad djurhållning och minskad användning av mineralgödsel (Naturvårdsverket 2013). Utsläppen

⁷ Effektiviteten beräknas som andel av total näringstillförsel som tillgodogörs av skördeprodukten.

⁸ Till skillnad från koldioxid, metan och lustgas är marknära ozon inte ett utsläpp i sig. Försättningsvis kommer ozon, trots att den inte släpps ut direkt, ingå i benämningen växthusgasutsläpp.

⁹ LULUCF står för Land-Use, Land-Use Change and Forestry.

¹⁰ Koldioxidekvivalenter: den mängd koldioxidutsläpp som skulle orsaka samma strålningsdrivning över en given tidsperiod, som ett utsläpp av en annan välblandad växthusgas eller en blandning av välblandade växthusgaser. Motsvarande mängd koldioxidutsläpp fås fram genom att multiplicera växthusgaserna med sina globala uppvärmningspotentialer, för att ta hänsyn till tidslängderna gaserna stannar kvar i atmosfären.

uppskattades 2013 till ca 8 miljoner ton CO₂e, vilket motsvarar ca 13 procent av de totala växthusgasutsläppen i Sverige.¹¹ Växthusgasutsläppen från dieselanvändning och annan energianvändning i jordbruket uppskattas till ca 1 miljon CO₂e (Cederberg m.fl. 2012; Naturvårdsverket 2012a).

De utsläpp som orsakas av markanvändning och förändrad markanvändning bedöms uppgå till ca 2 miljoner ton CO₂e.¹² Stora mängder kol har under lång tid tillförts jordbruksmarken via organiskt material från växtrester, stallgödsel etc. Nettotillförseln av organiskt material skulle kunna öka genom specifika odlingsmetoder och odlingsssystem. Därmed skulle mer koldioxid från atmosfären kunna bindas i jordbruksmarken, som då fungerar som en kolsänka. Värdet av och möjligheterna att styra markägarna mot detta diskuteras i avsnitt 2.4.

Tabell 1 sammanfattar jordbrukets miljöeffekter avgränsat till de tre miljöområden som redogjorts för ovan.

Tabell 1 Jordbrukets miljöeffekter

Miljöområde	Orsak	Effekter
Biologisk mångfald	Produktionsmetod	Lokal
	Intensifiering	
	Nedläggning	
Övergödning	Gödsling	Lokal och regional
	Djurhushållning	
Klimatpåverkan	Gödsling	Global
	Djurhållning	
	Energianvändning	
	Markanvändning	

1.3 Jordbruket ur ett miljöekonomiskt perspektiv

De svenska jordbrukarna verkar under en mängd jordbrukspolitiska regleringar och styrmedel. Vidare finns det ett antal miljö- och energipolitiska styrmedel som också påverkar jordbruket. Inom ramarna för dessa politiska ingrepp beslutar dock jordbrukaren själv om vad och hur mycket som ska produceras samt på vilket sätt. Sådant decentraliserat beslutsfattande kan leda till en effektiv resursanvändning, om de priser som jordbrukaren möter avspeglar den faktiska resursåtgången och om existerande regleringar och andra styrmedel är optimala.¹³

Analysen i rapporten utgår från att statsmakten har ett sådant effektivitetsmål och fokuserar på om de priser jordbrukaren möter avspeglar den faktiska resursåtgången samt om den miljöpolitik som riktas mot jordbrukaren är träffsäker och välavvägd. I detta avsnitt presenteras den miljöekonomiska tankeram som analyserna baseras på.

¹¹ I ett livscykelperspektiv ingår även utsläpp som uppstår i produktionen av det mineralgödsel och foder som importerats. Dessa utsläpp står för en icke försumbar andel av jordbrukets utsläpp (Berglund m.fl. 2009), även om de har minskat (Jenssen och Kongshaug 2003; Yara 2008). Utsläppen förknippade med produktionen av mineralgödsel är sedan 2013 inkluderade i EU:s utsläppshandelssystem.

¹² Naturvårdsverket (2014).

¹³ Med effektiv resursanvändning menas att hushållens konsumtion av nyttigheter, däribland god miljö, har maximerats så att ingen kan få det bättre utan att någon annan samtidigt får det sämre.

DET MILJÖPOLITISKA GRUNDPROBLEMET

Som redan diskuterats har jordbruket både positiv och negativ miljöpåverkan. I vissa fall beaktar jordbrukaren detta i sina produktionsbeslut, exempelvis när det är de egna produktions- eller konsumtionsmöjligheterna som påverkas. I många fall saknar dock den enskilde brukaren anledning att göra så. Särskilt när miljöeffekterna har en liten påverkan på många aktörers produktions- och konsumtionsmöjligheter och jordbrukaren är anonym och befinner sig långt bort.¹⁴ Dessa senare förhållanden passar in på exempelvis gödslingens effekter på övergödningen av sjöar och hav samt hur markanvändningsbeslut påverkar den biologiska mångfalden eller koncentrationen av växthusgaser i luftvävet. Förekomsten av sådana för jordbrukaren *externa effekter* innebär att denne inte bär den fulla kostnaden (nyttan) av sina aktiviteter och att aktivitetsnivån ur samhällets perspektiv därmed blir för hög (låg).

Figur 1 illustrerar konsekvenserna av en negativ extern effekt av jordbruket, exempelvis i form av negativ miljöpåverkan. Kurvan MK_P anger jordbrukarens kostnad för att producera ytterligare en enhet (den privata marginalkostnaden) och den räta linjen anger marknadspriset på det som produceras, P . Kurvan MK_S anger samhällets marginalkostnad, som är lika med MK_P plus den marginella miljöskadan.¹⁵

I figuren antas att jordbrukaren kan minska sin miljöpåverkan endast genom att begränsa sin produktion (denna förenkling har dock ingen betydelse för de kvalitativa resultaten). I realiteten kan jordbrukaren i vissa fall minska sin miljöpåverkan utan att minska sin produktionsnivå.

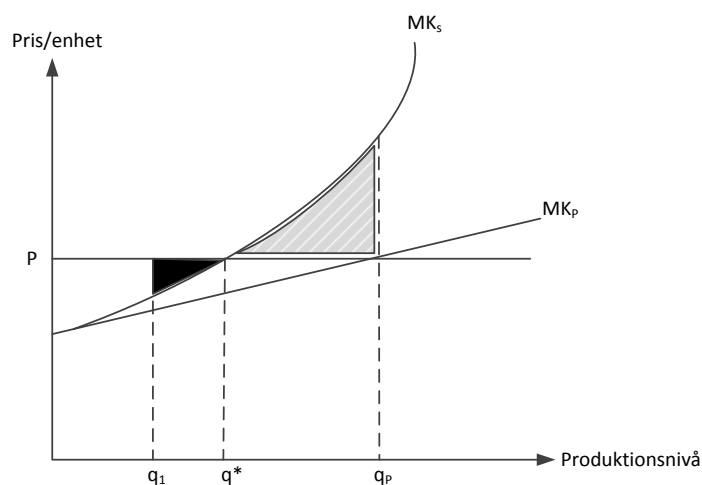
En jordbrukare som söker maximera sin vinst väljer att producera och sälja ytterligare enheter så länge marginalkostnaden inte överstiger marknadspriset.¹⁶ Produktionsvolymen blir därmed q_P enheter. Samhällets kostnader ges ju av MK_S , varför kostnaderna för enheterna $q^* - q_P$ överstiger priset. Då priset avspeglar konsumenternas värdering av varan innebär det – ur ett samhälleligt perspektiv – att dessa enheter kostar mer än de smakar. Den samhällsekonomiska förlusten motsvaras av den streckade ytan i diagrammet. Genom att begränsa jordbrukarens produktion till q^* skulle således en välfärdsvinst kunna realiseras. Vid denna nivå är det dock privatekonomiskt lönsamt för jordbrukaren att öka sin produktion. Staten behöver därför antingen tvinga eller göra det lönsamt för denne att hålla produktionen vid den effektiva nivån. Sådan styrning kan ske på flera sätt, se vidare avsnitt 1.4.

¹⁴ När endast ett fåtal aktörer påverkas på ett påtagligt sätt kan det vara möjligt och lönsamt för dem att gå samman och förhandla med jordbrukaren om en justering av dennes produktionsvolym eller inriktning.

¹⁵ Vid en positiv extern effekt ligger samhällets marginalkostnad under den privatekonomiska.

¹⁶ Det är möjligt att jordbrukaren upplever en egennyttan av sin produktion. Detta ingår i den privata kostnadsfunktionen.

Figur 1 Samhällsekonomisk förlust vid negativa externa effekter



Såsom figuren är ritad, är det optimalt för samhället att begränsa jordbrukarens aktivitet men inte att eliminera den. Även för allvarliga miljöproblem är det ofta optimalt med vissa utsläpp. Att eliminera utsläppen av lustgas från åkermark vore till exempel inte optimalt eftersom det skulle innebära att växtodlingen upphör. Det handlar om att finna en väl avvägd nivå på miljöpåverkande aktiviteter.

Åtgärder som minskar en aktivitetens bidrag till ett visst miljöproblem kan också påverka nivån på andra utsläpp eller miljöeffekter. Även sådana sidonyttor och kostnader ska beaktas i den samhällsekonomiska analysen. Skillnaden mellan jordbrukarens och samhällets marginalkostnad utgörs i sådana fall av summan av miljöpåverkan och eventuella (externa) sidonyttor och -kostnader. Principiellt utgör inte förekomsten av sidonyttor och -kostnader något tillkommande problem, men i praktiken kan det vara svårt att värdera alla effekter av en åtgärd.¹⁷

För att kunna styra mot den effektiva aktivitetsnivån q^* behöver regleraren ha information om dels värdet av de miljöeffekter aktiviteten ger upphov till, dels jordbrukarens kostnader för att minska denna påverkan. Här motsvaras denna kostnad av skillnaden mellan P och MK_p . Ofta har dock regleraren endast en diffus uppfattning om dessa storheter. Den politik som införs kan därför (1) missa den effektiva nivån (*volymfel*) och (2) inducera mer kostsamma åtgärder än nödvändigt (så att politiken inte är *kostnadseffektiv*).

Betänk till exempel att miljöeffekten av ett visst utsläpp beror på förhållanden som realiserar framöver och det visar sig att regleraren överskattat miljöskadan och därför begränsat jordbrukarens produktion till q_1 i stället för q^* i figur 1. Jämfört med den effektiva nivån innebär detta en samhällsekonomisk förlust motsvarande den lilla mörka triangeln i figuren. Jämfört med fallet utan någon politik får vi det trots allt bättre (den streckade ytan är större än den skuggade). Även en bristfällig styrning kan alltså vara bättre än ingen styrning alls.¹⁸ Detta betyder dock inte att man kan ta lätt på

¹⁷ I de fall andra miljöproblem är föremål för styrning är det inte uppenbart att några sidoeffekter ska tillskrivas de minskningsåtgärder som studeras. Endast om det inte förekommer någon styrning eller om den är suboptimal ska ett sådant beaktande ske i bedömningen av hur långt jordbrukarens aktiviteter ska begränsas.

¹⁸ Huruvida så är fallet beror på hur kurvorna i diagrammet lutar. Som figuren är ritad överväger de samhällsekonomiska vinsterna av en överambitiös styrning de samhällsekonomiska förlusterna. Fallet kunde dock ha varit det omvända ifall kurvorna haft en annan lutning.

politikutformningen. Jämfört med en dåligt utformad politik kan värdet av ökad träffsäkerhet och kostnadseffektivitet vara betydande.

Hur den optimala politiken ser ut beror på det miljöproblem man försöker lösa. Om regleraren känner till jordbrukarnas kostnader för att minska de miljöpåverkande utsläppen behöver valet av styrmedel inte ha någon större betydelse. Ofta har dock företag och hushåll bättre kunskap och information än regleraren om sina reduktionsmöjligheter och deras kostnader. Det är då svårt för regleraren att via direkt reglering (av produktionsvolym eller - sätt) träffa rätt utsläppsnivå och se till att det är de minst kostsamma sätten att minska utsläppen på som genomförs.

Här har styrmedel som verkar via prismekanismen en fördel. En skatt på utsläppen gör det lönsamt för jordbrukaren att minska dessa. Hur utsläppen reduceras får jordbrukaren själv bestämma. Vinstmaximerande jordbrukare har incitament dels att minska sina utsläpp så länge detta kostar mindre än att betala skatten, dels att välja de minst kostsamma åtgärderna. Med en uniform skatt utjämnas härigenom olika aktörers marginalkostnader för utsläppsminskningar och den totala utsläppsminskningen sker på ett kostnadseffektivt sätt. Utsläppshandel är ett annat styrmedel som verkar via prismekanismen. Staten sätter här ett tak på den totala mängden utsläpp och fördelar ut överlåtbara utsläppsrätter upp till denna nivå. Med väl fungerande handel etableras ett marknadspris på utsläppsrätterna. Företag med låga reduktionskostnader ges incitament till ytterligare reduktion och kan sälja de utsläppsrätter som frigörs till företag med högre kostnader. Härigenom minimeras kostnaderna för att nå utsläppsmålet.

De värden som kan realiseras genom en kostnadseffektiv miljöpolitik kan vara betydande. Särskilt gäller detta när det handlar om många utsläppskällor vars reduktionskostnader varierar medan deras utsläpp påverkar miljötillståndet på likartat sätt. Så är fallet med utsläpp av växthusgaser vilka har näst intill samma effekt på klimatet oavsett var på jorden de sker.

Regleraren kan även styra marknadsaktörerna genom att via subventioner och bidrag göra reduktionsåtgärder och mindre miljöskadliga alternativ billigare. Också dessa styrmedel kan vara träffsäkra och någorlunda kostnadseffektiva. Men eftersom de sänker aktörernas genomsnittskostnader (höjer deras vinster) ger de incitament till nyetablering och ökad produktion i sektorn vilket kan vara kontraproduktivt eller snedvridande (se till exempel Brännlund och Kriström 2012). Som redogörs för nedan kan det finnas skäl till varför regleraren ändå väljer att använda bidrag och subventioner.

Det ska noteras att så länge reduktionskostnaderna är osäkra (ur reglerarens perspektiv) kommer även kostnadseffektiva styrmedel såsom utsläppsskatt och utsläppshandel att missa den effektiva utsläppsnivån, q^* i figur 1. Under en skatt blir utsläppen större (mindre) om det visat sig vara mer kostsamt (lönsamt) än väntat att minska utsläppen. Under ett utsläppshandelssystem hålls utsläppen vid målnivån även om det vore effektivt att låta utsläppen öka (eller minska) något. Vilket styrmedel som är bäst (i meningens högst förväntad samhällsekonomisk effektivitet) beror på flera förhållanden, bland annat på hur osäkerheten är beskaffad och hur snabbt miljöskadan växer relativt hur snabbt företagets reduktionskostnader sjunker med ökade utsläpp. Annorlunda uttryckt, när ytterligare utsläpp leder till en kraftig försämring av miljötillståndet kan en kvantitativ reglering vara att föredra. I fall där den marginella miljöskadan är någorlunda konstant, det vill säga varje utsläppsenhet ger samma skada oavsett utsläpp-

nivå eller koncentration av ämnet i naturen, medan företagens reduktionskostnader ökar snabbt, kan å andra sidan en skatt på utsläppen vara att föredra.¹⁹

Inte sällan ser vi dock kvantitativa (eller rent av kvalitativa) mål även för miljöproblem då ovan nämnda förhållanden talar för en skatt, vilket kan indikera att politikerna helt enkelt föredrar sådana framför att ange ett explicit värde för utsläppen.²⁰ Fastställandet av sådana mål föregås sällan av en explicit samhällsekonomisk bedömning av lämpliga målnivåer. Ofta bestäms de genom politiska förhandlingar där olika intressen vägts samman på ett icke-transparent vis. Icke desto mindre, när sådana mål väl har satts blir uppgiften att styra mot dessa mål till lägsta möjliga kostnad. Ur ett samhällsekonomiskt perspektiv ska utsläppen minskas ytterligare så länge kostnaden för detta är lägre än det miljövärde som skapas.²¹

DE SVENSKA MILJÖMÅLEN

Det övergripande målet för miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser. Det svenska miljömålssystemet består av ett generationsmål, sexton miljö kvalitetsmål och flera etappmål. De miljö kvalitetsmål som jordbruket främst berör är: ett rikt odlingslandskap, begränsad klimatpåverkan, ingen övergödning, myllrande våtmarker, ett rikt växt- och djurliv, levande sjöar och vattendrag, hav i balans, levande kust och skärgård, grundvatten av god kvalitet och giftfri miljö. Generationsmålet och dess strecksatser beskriver vilka förutsättningar för att lösa miljöproblemen som ska finnas på plats inom en generation. Miljö kvalitetsmålen har som syfte att precisera det miljötillstånd som miljöarbetet ska leda till. Etappmålen identifierar en önskad samhällsomställning och de är steg på vägen för att nå generationsmålet och ett eller flera miljö kvalitetsmål.

Som påpekats ovan är generella styrmedel (exempelvis uniform beskattning eller heltäckande utsläppshandel) väl lämpade för miljöproblem där olika aktörers utsläpp per utsläppsenhet bidrar ungefär lika till ett och samma miljöproblem medan reduktionskostnaderna varierar mellan aktörer på ett för regleraren oklart sätt. Hotet om kraftiga klimatförändringar passar väl in på denna beskrivning. Många av jordbrukets övriga miljöeffekter är dock individ- eller situationsspecifika. Detta gäller till exempel för jordbrukets påverkan på övergödningen. En jordbrukares gödselansvändnings specifika bidrag till övergödning av Östersjön beror på var användningen sker. Vidare beror rekreationsvärdet av en sjö eller förekomsten av ängsmark på hur många som kan uppleva den. Det kan även vara så att miljöskadan beror på den geografiska koncentrationen av utsläpp och nedfall.²² För sådana miljöproblem fungerar generella styrmedel mindre bra. En för jordbrukets miljöpåverkan träffsäker politik behöver således vara differentierad för att inte säga individspecifik, något som är informationskrävande och kostsamt. Nedan diskuteras betydelsen av den typen av kostnader, så kallade transaktionskostnader.

¹⁹ Det finns en stor litteratur kring val av styrmedel under osäkerhet (se exempelvis Weitzman 1974; Roberts och Spence 1976; Hoel och Karp 2001).

²⁰ Det ska dock noteras att kvantitativa utsläppsmål ger en implicit värdering av utsläpp.

²¹ Då olika styrmedel bär med sig olika kostnader för att minska utsläppen går det inte att separera mål från medel när den optimala nivån ska fastställas.

²² Sambandet mellan jordbrukets produktion och biologisk mångfald kan inledningsvis vara positivt för att, med en övergång till ett alltmer intensifierat jordbruk, bli negativt (Nilsson m.fl. 2008).

TRANSAKTIONSKOSTNADER

Att identifiera, kvantifiera och värdera enskilda aktörers eller gruppers påverkan på miljön är kostsamt. Sådana kostnader utgör en del av ett styrmedels transaktionskostnader och ska beaktas när politiken utformas. Med transaktionskostnader avses kostnader förknippade med att införa och upprätthålla verkan av ett styrmedel. Dessa kan delas in i följande kategorier (McCann m.fl. 2005):

- kostnader för forskning, information och analys av styrmedlets aspekter,
- kostnader för den lagstiftande processen, inklusive kostnader för intressentmedverkan,
- kostnader för att initialt utforma och implementera styrmedel,
- fortlöpande kostnader för administration av systemet,
- kostnader för kontraktsutformning, bland annat informations-, administrations- och förhandlingskostnader,
- kostnader för tillsyn och miljöövervakning,
- rättsliga kostnader då ärenden går till vitesföreläggande och domstol.

Transaktionskostnaderna kan skilja sig mellan styrmedel och variera mellan miljöproblemen. I vissa fall kan de motivera användandet av mindre träffsäkra styrmedel. Ett vanligt förfarande är att beskatta användandet av en insatsvara i stället för själva utsläppen. Exempelvis betraktas den svenska energiskatten som ett sätt att internalisera vägtrafikens externa kostnader, även om konsekvenserna av utsläpp av kväveoxider och partiklar inte alltid särskilt väl följer bränsleanvändningen (Trafikverket 2012).²³ I vissa länder differentieras fordonsskatt med avseende på fordonets miljöprestanda trots att fordonets miljöpåverkan snarare beror på användningen än innehavet. Det kan emellertid noteras att kombinationer av trubbiga styrmedel kan bära långt (Fullerton och West 2002). För jordbrukets del var den tidigare beskattningen på mineralgödsel (i stället för själva läckaget) ett exempel på styrning via användningen av en insatsvara.

Ibland kan en och samma insatsvara användas på olika sätt med vitt skilda effekter på miljön. I sådana fall kan det vara mer träffsäkert att i stället rikta styrningen mot produktionsprocesserna. Inom det svenska jordbruket är denna typ av styrning vanlig. Förbud att sprida gödsel vid vissa tidpunkter på året utgör ett exempel. Stöd till ekologisk produktion kan ses som ett försök till att styra mot ökad biologisk mångfald genom val av produktionsprocess.

För att detta ska fungera väl så krävs en koppling mellan insatsvaran eller produktionsprocessen och det miljötillstånd man önskar påverka. Detta samband ser olika ut för olika typer av miljöpåverkan. I vissa fall är det närvaron av jordbruk som påverkar miljön medan det i andra fall är aktivitetsnivån som är drivande. Kopplingen mellan produktionsnivå och jordbrukets miljöpåverkan tenderar att vara svagare för landskapsvärden, biologisk mångfald och kulturminnen än för den negativa miljöpåverkan i form av övergödning och utsläpp av växthusgaser (Abler 2004; OECD 2001). Dessa samband kan även antas variera geografiskt. Exempelvis kan jordbruk i norra Sverige ge en positiv effekt på den biologiska mångfalden medan ytterligare intensivjordbruk i slättbygderna får förmodas ha en negativ effekt på densamma (Van Huylenbroeck m.fl. 2007; Nilsson m.fl. 2008). I sådana fall kan en grov regional differentiering av

²³ Också den svenska koldioxidskatten har en sådan konstruktion. I detta fall är förfarandet oproblematiskt så länge kostnaden för att särskilja och deponera koldioxid är oöverstiglig för små aktörer.

exempelvis en subvention öka miljöpolitikens träffsäkerhet utan att transaktionskostnaderna behöver öka särskilt mycket.

Höga transaktionskostnader kan alltså motivera användningen av styrmedel vilka vid första anblicken förefaller vara suboptimala. Valet av styrmedel handlar i stor utsträckning om att väga värdet av ökad träffsäkerhet mot ökade transaktionskostnader. I vissa fall kan det till och med vara samhällsekonomiskt motiverat att förbjuda vissa aktiviteter även fast den marginella miljöskadan och företagets marginella minskningskostnads samband inte i sig motiverar en så pass sträng politik. Så kan bli fallet om det är svårt att övervaka företagets aktivitetsnivåer men lätt att observera aktiviteten (Glaeser och Schliefer 2001).

DEN INTERNATIONELLA DIMENSIONEN

Många av dagens betydande miljöproblem är internationella. De för jordbruket mest akuta exemplen är hotet om kraftiga klimatförändringar till följd av människans utsläpp av växthusgaser och övergödning av Östersjön. Men även biologisk mångfald har internationella dimensioner.

Internationella miljöproblem kräver internationell koordinering. Även om det är möjligt för ett enskilt land att påverka det miljötillstånd som är i fokus (såsom det är möjligt för Sverige att påverka Östersjöns tillstånd) har landet inte skäl att fullt ut beakta andra länders nytta av de åtgärder landet vidtar. Samtidigt åker landet snålskjuts på åtgärder andra länder genomför. Utan internationell koordinering leder detta till att det blir för lite utsläppsminskningar. Verksamma internationella miljöavtal är dock svåra att få till, vilket till stor del förklaras av avsaknaden av en internationell aktör med kraft att tvinga länder till åtgärder varför deltagandet måste vara frivilligt.²⁴ Flera internationella avtal finns dock, även om dess styrka kan ifrågasättas (se Fakta 1).

I frånvaro av verksamma och heltäckande internationella miljöavtal finns det risk för läckage, det vill säga att ett enskilt lands ambitioner leder till att miljöstörande aktiviteter flyttar till länder med mindre ambitiös miljöpolitik så att den miljöpåverkan man söker reducera (delvis) uteblir. Riksdagen har beaktat detta i formuleringen av generationsmålet. Det ska dock noteras att all flytt av miljöpåverkande verksamheter mellan länder inte utgör läckage²⁵

Jordbrukssektorn agerar till stor del på en global marknad varför risken för utsläppsläckage är reell. Ifall miljöpolitiken fördyrar produktionen för den svenske jordbrukaren kan följden bli att den svenska produktionen minskar till förmån för ökad import. Härigenom kan den globala och regionala produktionsnivån vara oförändrad och kanske har inte så mycket vunnits när det gäller att reducera hotet om klimatförändringar eller övergödningen av Östersjön.

Risk för utsläppsläckage (eller intensiv konkurrens från omvärlden) kan mötas dels genom sänkt ambitionsnivå, dels genom valet av styrmedel. Det svenska jordbruket erbjuder exempel på bägge ansatserna. Exempelvis betalar de svenska jordbrukarna en lägre koldioxidskatt än hushållen. Vidare är inslaget av miljöpolitiskt motiverade sub-

²⁴ För en introduktion till litteraturen om internationella miljöavtal, se Kolstad (2010).

²⁵ Om en ambitiös politik för att komma till rätta med den lokala luftkvaliteten i Sverige innebär att en del aktiviteter flyttar till exempelvis Kina så innebär inte detta läckage i ovan nämnda mening. Det miljötillstånd regleraren vill påverka är just det lokala, och kinesiska beslutsfattare får ta ansvar för den lokala luftkvaliteten där. Om syftet däremot är att påverka risken för klimatförändringar får flytten betraktas som läckage.

ventioner påtagligt. Vad gäller övergödningens problemet får jordbrukaren bidrag och ersättningar för bland annat fånggrödor, våtmarker, skydds zoner etc.

FAKTA 1

Några internationella miljöavtal

Föreanta nationernas ramkonvention om klimatförändringar (UNFCCC) utgör ett övergripande ramverk för att hantera klimatproblematiken på global nivå och inkluderar internationella överenskommelser där mål tagits fram såväl för EU som nationellt.

Konventionen om biologisk mångfald är ett internationellt avtal som trädde i kraft 1993 och har tre huvudsakliga målsättningar: bevarandet av biologisk mångfald, ett hållbart nyttjande av komponenterna av biologisk mångfald och en rättvis fördelning av den nytta som uppstår vid nyttjandet av genetiska resurser. Genomförandet av konventionen i Sverige sker genom miljömålen, framför allt Ett rikt växt och djurliv.

Helsingforskonventionen (Helcom) är en regional miljökonvention för Östersjöområdet inklusive Kattegatt som bildades 1974. Samtliga Östersjöländer samt även EU är parter i konventionen. Inom ramen för Helcom kom parterna 2007 överens om en aktionsplan med målet att förbättra Östersjöns miljö till 2021. Planen omfattar åtgärder inom fyra områden: övergödning, miljöfarliga ämnen, biologisk mångfald samt miljöproblem förknippade med sjöfarten. För övergödning togs reduktionsmål för varje land fram i en överenskommelse i Krakow 2007 (Helcom 2007).

EU:s Havsmiljödirektiv införlivades i svensk lagstiftning genom havsmiljöförordningen 2010 och fastställer ett ramverk inom vilken medlemsländerna skall genomföra nödvändiga åtgärder för att uppnå en god ekologisk status i den marina miljön 2020.

1.4 Valet av styrmedelsanalyser

Det finns ett stort antal styrmedel riktade mot jordbrukets miljöpåverkan vilka kan delas in i följande huvudgrupper:²⁶

- Administrativa (till exempel lagkrav gällande hantering av stallgödsel, tillståndsplikt).
- Ekonomiska (till exempel skatt på växtskyddsmedel, koldioxidskatt, ersättning till ekologisk odling).
- Information (till exempel informationskampanjen Greppa näringen).

Det ligger inte inom denna rapport ambition att beskriva eller utvärdera samtliga styrmedel som riktar sig mot jordbrukssektorn. Ifall befintliga styrmedel internaliserar samtliga externa effekter kostnadseffektivt finns det inte något behov att föreslå nya styrmedel eller ändra de styrmedel som finns. En genomgång av direkta styrmedel

²⁶ En genomgång av styrmedel riktade mot miljöproblem i jordbruket ges i Naturvårdsverket (2012b).

som riktas mot jordbrukssektorns miljöpåverkan visar att olika former av subventioner (främst inom Landsbygdsprogrammet) dominerar medan användningen av andra styrmedel (skatter och regleringar) är relativt liten (Rabinowicz 2013). Flera studier pekar på att styrmedel inom jordbrukssektorn har förbättringspotential.²⁷ Bland annat kritiseras de breda miljöstöden inom Landsbygdsprogrammet för att ha tveksam miljöeffekt, vara trögmanövrerade, och att främst fungera som inkomststöd (Rabinowicz 2013; Riksrevisionen 2013; Jordbruksverket 2013b). En större användning av direkta styrmedel skulle ge ökad miljönytta. Riksrevisionen kritiserar även att slutsatser från tidigare utvärderingar och uppföljningar av Landsbygdsprogrammet inte lett till revideringar av programmet.

Den här rapporten fokuserar på det svenska jordbrukets påverkan på biologisk mångfald, övergödning samt klimat och analyserar ekonomiska styrmedel för att hantera dessa problem. Eftersom jordbrukspolitiken även har uttalade fördelningspolitiska mål genomförs också en fördelningsanalys av jordbruksstöden. Jordbruket har även betydelse för andra samhällsmål (sysselsättning, levande landsbygd, försörjningstrygghet, kulturminnesvård, djurvälstånd med mera), som här endast behandlas i en begränsad omfattning. Nedan följer en motivering till de styrmedel som analyseras.

BIOLOGISK MÅNGFALD

Det finns ingen lagstiftning som är direkt riktad mot bevarandet av biologisk mångfald. Däremot finns lagstiftning som riktar sig mot enskilda faktorer som kan vara av betydelse för att skydda den biologiska mångfalden inom jordbruket (Dänhardt m.fl. 2013). Till exempel omfattas vissa småbiotoper av det generella biotopsskyddet och hänsynsparagrafen i miljöbalken, vilket innebär att åkerholmar, stenmurar, odlingsrösen, alléer och andra småbiotoper av betydelse för växter och djur inte får tas bort eller skadas (SCB m.fl. 2012). Förordningen (1998:915) om miljöhänsyn i jordbruket tillsammans med Jordbruksverkets föreskrifter kopplade till §3 i förordningen innebär ett skydd mot ändrad markanvändning för många småbiotoper samt gräsmarker (Svensk författningssamling 1998). Bland annat får nyodling eller kultivering i ängs- eller betesmark inte ske om natur- eller kulturvärden kan skadas av åtgärden. Skatten på växtskyddsmedel är ett exempel på ett styrmedel som riktar sig mot miljömålet giftfri miljö men även har betydelse för biologisk mångfald (SCB m.fl. 2012).

Flera av ersättningarna inom Landsbygdsprogrammet syftar också till att bevara biologisk mångfald. Riksrevisionen (2013) ifrågasätter dock effektiviteten i ersättningarna inom Landsbygdsprogrammet som syftar till att öka biologisk mångfald (stöd till odling av vall i norra Sverige, stöd till betesmarker, stöd till ekologisk odling samt stöd till missgynnade områden). Dessa stöd har omfattat tre fjärdedelar av miljöbudgeten inom programmet och för samtliga arealbaserade ersättningar saknas en bedömning av åtgärdens miljönytta. I flera sammanhang har ersättningen till ekologisk produktion uppmärksamats för sina tveksamma miljöeffekter (Sveriges Lantbruksuniversitet 2010; Naturvårdsverket 2011). Trots detta står det klart att ersättningen kvarstår kommande programperiod. Dessutom föreslås att ersättningen till ekologisk produktion inom Landsbygdsprogrammet ska förstärkas (prop. 2014/15:1). Med anledning av detta analyseras stödet till ekologisk produktion närmare i avsnitt 2.1.

²⁷ Se Cederberg (2009), Jordbruksverket (2010), Rabinowicz (2013) och Riksrevisionen (2013).

ÖVERGÖDNING

Jordbruket genererar en negativ extern effekt på övergödningen. Trots detta används i huvudsak subventioner, i form av olika ersättningar, som styrmedel. Merparten av dessa ersättningar riktar sig gentemot åtgärder som minskar effekterna av gödsel användningen (fånggrödor, våtmarker, skyddszoner) och inte själva användandet. Vidare finns administrativa styrmedel vilka bland annat inkluderar förbud mot att fosforgödsla på marker med hög fosforhalt, förbud mot att sprida gödsel vid vissa tidpunkter på året, lagkrav gällande stallgödselhantering, etc. Förutom dessa styrmedel drivs rådgivningsprojektet Greppa näringen i samarbete mellan Jordbruksverket, Lantbrukarnas Riksförbund (LRF), länsstyrelserna samt ett stort antal företag i lantbruksbranschen. Greppa näringen ger lantbrukare råd och utbildning i syfte att minska jordbrukets utsläpp av växthusgaser, minska läckaget av näringsämnen samt uppnå en säker användning av växtskyddsmedel.

Det saknas ekonomiska styrmedel som internaliserar miljökostnaden av mineralgödsel användningen i jordbrukarens beslutsfunktion (se avsnitt 1.3). En skatt på kvävehalten i mineralgödsel fanns fram till 2009, då den slopades utan grundläggande utvärdering. I budgetproposition 2014/15:1 föreslås ett återinförande av skatten, vilket även rekommenderas av OECD i deras granskning av svensk miljöpolitik 2014. Därför analyseras ett återinförande av gödselmedelskatten i avsnitt 2.2.

KLIMATPÅVERKAN

Djurhållning och markanvändning är stora växthusgasutsläppsposter. Inom Landsbygdsprogrammet ges stöd till rötning av stallgödsel för att minska bland annat metanutsläppen och öka biogasproduktion (Berglund m.fl. 2010). Landsbygdsprogrammet ger även möjlighet att söka bidrag för investeringar i energieffektiva lösningar, byte till förnybar energi för uppvärmning och torkning, vilket kan leda till minskade utsläpp av klimat känsliga gaser. Även stöden för våtmarker kan leda till minskade utsläpp om de anläggs på mulljordar (SCB m.fl. 2012). Dessutom innebär de lagar och föreskrifter som riktar sig mot en effektivare användning av gödsel och odling av fånggrödor en minskning av växthusgasutsläppen, främst lustgas, från jordbruket (SCB m.fl. 2012). Utanför EU:s handelssystem är koldioxidskatten det främsta ekonomiska styrmedlet i dagsläget för att minska utsläppen av växthusgaser från den svenska jordbruksproduktionen. Endast ca 10 procent av jordbrukets växthusgasutsläpp omfattas dock av skatten och de utsläpp som omfattas har nedsättningar från den generella skattenivån. Nedsättningsreglerna motiveras av att de skyddar svenska företags konkurrenskraft gentemot utländska producenter.

Den tidigare regeringen beslutade 2009 att stegvis minska nedsättningarna av både energi- och koldioxidskatt vid stationär förbränning samt förändra återbetalningsreglerna för dieselanvändning i jord- och skogsbrukets arbetsmaskiner. I avsnitt 2.3 analyseras de samhällsekonomiska effekterna av de skatteförändringar som påverkar jord- och skogsbruket. Avsnittet inkluderar även analys av de samhällsekonomiska effekterna av att fortsätta reformarbetet så att jord- och skogsbruket betalar den generella koldioxidskattenivån, samt om aktörerna skulle kunna kompenseras så att konkurrenskraften blir opåverkad.

Dagens klimatpolitik är inte heltäckande. Den ger inte skogs- och markägare incitament att vidta åtgärder som ökar inbindningen av koldioxid i skog och mark i den omfattning som är samhällsekonomiskt effektivt. Studier visar att potentialen för kol-

sänkor i Sverige är stor. I avsnitt 2.4 analyseras därför styrmedel för att öka inbindningen av koldioxid.

FÖRDELNINGSPOLITISKA TRÄFFSÄKERHETEN

Sverige tilldelades ca 8 miljarder kronor i jordbruksstöd 2014 från EU-budgeten. I tillägg medfinansierade Sverige Landsbygdsprogrammet med ca 3 miljarder kronor. Ett av målen med EU:s gemensamma jordbrukspolitik är att garantera en skälig levnadsstandard för lantbrukarna. Trots att stöden motiveras på detta sätt och utgörs av individuella transfereringar sker ingen inkomstprövning. Det är därför intressant att analysera hur framgångsrikt stödet har varit i att omfördela resurser till lantbrukarna. I kapitel 3 analyseras jordbrukarnas inkomstnivåer och hur fördelningen av jordbruksstödet påverkar dessa.

AVSNITTET I KORTHET

- Jordbrukets utveckling har lett till välfärdsförbättringar men även till en ökad miljöpåverkan.
- Det är viktigt att ta hänsyn till denna miljöpåverkan för att kunna erhålla en jordbruksproduktion som genererar största möjliga nytta.
- Olika miljömål och styrmedel har som syfte att adressera denna miljöpåverkan.
- Det föreligger en avvägning mellan ökad precision av styrmedlet och dess transaktionskostnader.
- Sveriges möjlighet att påverka miljömålen beror i hög grad på om miljöproblemet är lokalt, regionalt eller globalt samt vilka sektorer i samhället som styrningen riktar sig mot.
- Befintliga styrmedel inom jordbruket har enligt ett flertal studier stor förbättringspotential.

2 Ekonomiska styrmedel inom jordbruket

2.1 Stöd till ekologisk produktion inom Landsbygdsprogrammet

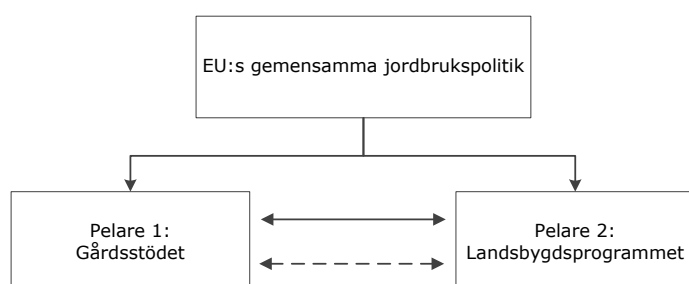
Miljöstöden i det svenska Landsbygdsprogrammet 2007–2013 uppgår årligen till drygt 3,5 miljarder kronor, varav närmare 1 miljard kronor går till att stödja ekologisk produktion. Skälet är att ekologisk produktion anses ha positiva miljöeffekter. De empiriska beläggen för detta är dock svaga. Eventuellt kan en omställning från konventionell till ekologisk produktion öka den biologiska mångfalden – och då främst om omställningen sker i slättbygder. Men analysen visar att stödet har lockat få jordbruk i slättbygd att ställa om. Eventuella miljönyttor är kopplade till sådan omställning, inte till märkning och kontroll av ekologiska produkter. Det innebär att det saknas miljömässiga motiv till den högre ersättningen till certifierad produktion. Eftersom priset också påverkar jordbrukarens produktionsbeslut är det svårt att fastställa vad ersättningen faktiskt bidrar till, och vad som sker på grund av förändrade priser. Offentliga medel bör kunna ge bättre miljönytta genom att istället riktas mot direkta åtgärder för att öka den biologiska mångfalden.

Stöd till ekologisk produktion är ett så kallat miljöstöd. Det betyder att styrmedlet syftar till att öka miljömässiga värden, vilka inte beaktas i en situation utan stöd. Huruvida styrmedlet lyckas med detta är utgångspunkten för avsnittet om miljöeffekter av ekologisk produktion. Avsnittets empiriska analys fokuserar istället på ersättningens respektive prisets betydelse för brukarnas produktionsbeslut. Innan dessa analyser presenteras redogörs kort för det program där målsättningen för ekologisk produktion finns inskriven - det svenska Landsbygdsprogrammet. Dessutom beskrivs innebörden av ekologisk produktion, hur stödet är utformat och hur den ekologiska produktionen har utvecklats över tid.

LANDSBYGDSPROGRAMMET 2007–2013

Det svenska Landsbygdsprogrammet är en del av EU:s gemensamma jordbrukspolitik. Under programperioden 2007–2013 finansierades programmet till hälften av EU, och till hälften av svenska offentliga medel. Den gemensamma jordbrukspolitiken kan delas in i två grupper, så kallade pelare, där Landsbygdsprogrammet tillhör pelare 2 medan Gårdsstödet, (se kapitel 3), tillhör pelare 1. Mycket förenklat kan därmed EU:s jordbrukspolitik illustreras såsom i figur 2.

Figur 2 Landsbygdsprogrammet, en del av EU:s jordbrukspolitik



Gårdsstödet betalas ut årligen baserat på antalet hektar jordbruksmark. Stöden under de olika pelarna kan inverka på varandra. Detta illustreras i figur 2 med en heldragen (direkta kopplingar) och en streckad (indirekta kopplingar) dubbelriktad pil. Eftersom utbetalning av Gårdsstödet förutsätter att jordbrukaren åtminstone slår gräsbevuxen åkermark några gånger per år, inverkar det direkt på effekterna av vissa miljöstödet. Gårdsstödet påverkar dessutom producenternas beslut (val av grödor och produktionstekniker), vilket indirekt kan påverka effekten och behovet av åtgärder inom Landsbygdsprogrammet (såsom landsbygdsutveckling). Interaktionen mellan pelarna försvårar utvärdering eftersom det kan vara svårt att veta vilket stöd som bidrar till vad.

Stöd inom Landsbygdsprogrammet 2007–2013 uppgick årligen till drygt 5 miljarder kronor. De nationella programmens inriktning beslutas av respektive medlemsland vilket innebär att Sverige kan bestämma vilka åtgärder som ska ingå inom ramen för EU:s förordning om stöd för landsbygdsutveckling. Sverige har, jämfört med andra medlemsstater, valt att satsa en hög andel på miljöåtgärder. Andelen var närmare 70 procent (jämfört med i genomsnitt 40 procent i EU), vilket motsvarar årliga miljöutgifter på drygt 3,5 miljarder kronor (Rabinowicz 2013). Det svenska Landsbygdsprogrammet perioden 2007–2013 innefattade följande stöd:

- **Investeringsstöd till landsbygdens näringsliv:** jordbruk, livsmedelsförädling, turism etc.
- **Förutsättningskapande stöd:** kompetensutvecklingsstöd, utbildnings- och informationsstöd, stöd till innovationer etc.
- **Stöd till livskvalitet och samarbete:** åtgärder för att rusta upp lokaler, stöd till dagligvaruhandel etc.
- **Generella (breda) miljöstödet:**
 - Stöd till mindre gynnade områden
 - Stöd till odling av vall
 - Stöd till bevarande och restaurering av slätterängar och betesmarker
 - Stöd till ekologisk produktion
- **Selektiva (riktade) miljöstödet:** Skötsel och anläggning av våtmarker, skyddszoner, fånggrödor etc.

Landsbygdsprogrammets miljöstödet syftar till att främja olika former av miljöåtgärder inom områden såsom betesmarker, ekologisk produktion och vallodling. Miljöstöden kan delas in i breda respektive riktade stöd. I huvudsak syftar de breda miljöstöden till att främja biologisk mångfald. Stöd till slätterängar och betesmarker avser bevara och förstärka natur- och kulturmiljövärden. Även vallodling ska bidra till att bevara natur- och kulturmiljöer genom att ge upphov till varierande växtföljder och ett öppet landskap. Dessutom har vallodling andra syften såsom att minska växtnäringsläckaget. Stöd till ekologisk produktion ska bidra till att uppfylla de svenska miljömålen; giftfri miljö, ett rikt odlingslandskap, ett rikt växt- och djurliv, ingen övergödning samt begränsad klimatpåverkan. Stödet till mindre gynnade områden kallas ”kompensationsbidrag” och är därmed inget direkt miljöstödet, men räknas till gruppen breda miljöstödet eftersom det också motiveras utifrån biologisk mångfald. De riktade miljöstöden innefattar exempelvis stöd till skyddszoner och odling av fånggrödor.

Av de 3,5 miljarder kronor som årligen satsades på miljöåtgärder inom programmet avsattes närmare 1 miljard kronor till ekologisk produktion. Majoriteten finansierades med svenska offentliga medel vilket innebär en årlig utgift på ungefär 600 miljoner kronor. När det gäller stöd till vallodling och stöd till betesmarker och slätterängar

uppgick den svenskfinsierade delen årligen till 734 respektive 795 miljoner kronor. Tillsammans utgör de breda miljöstöden mer än tre fjärdedelar av det totala miljöstödet. De riktade miljöåtgärderna är därmed budgetmässigt betydligt mindre.

DET NYA LANDSBYGDSPROGRAMMET 2014–2020

I juni 2014 beslutades om förslag till nytt Landsbygdsprogram. EU-kommissionen ska nu granska och godkänna förslaget. Inga beslut om stöd eller utbetalningar kan tas innan EU-kommissionen har godkänt programmet. Därmed är det ännu oklart hur stöden i det nya programmet kommer se ut.

Det nya Landsbygdsprogrammet är målstyrt i större utsträckning än tidigare program. Det finns mål på EU-nivå samt på nationell och regional nivå. Strukturen i det nya Landsbygdsprogrammet skiljer sig också från det tidigare. Det svenska programmet för perioden kommer ha en total budget på ca 36,1 miljarder kronor, vilket motsvarar en årlig budget på ca 5,2 miljarder kronor. Av de totala medlen kommer ca 40 procent från EU:s budget, ca 57 procent från statsbudgeten och resterande medel från andra offentliga finansieringskällor, främst kommuner. Miljöersättningarna, inklusive kompensationsbidrag, uppgår till ca 2,8 miljarder kronor årligen. Det innebär att miljöersättningarna i det nya programmet utgör ca 56 procent av den totala budgeten för Landsbygdsprogrammet, vilket är en lägre andel än i det tidigare programmet (Regeringskansliet 2014).

EKOLOGISK PRODUKTION – DEFINITION, UTFORMNING OCH MÅLSÄTTNING

För att få kallas ekologisk, måste produktionen följa vissa krav. Begreppet ”ekologisk produktion” är således skyddat, och kraven är reglerade i EU:s förordning 834/2007. Ekologisk produktion skiljer sig från konventionell produktion på tre områden: 1) hur skadegörare och ogräs hanteras, 2) hur grödorna förses med näring och 3) djuren har en viktigare roll då ekologisk produktion strävar efter balans mellan växt- och djurhållning.

Sveriges mål för ekologisk produktion

Mål för ekologisk produktion har funnits sedan 1994.²⁸ Då var målet formulerat i termer av ekologisk odling. Sedan 2006 ligger fokus på att arealen dessutom ska vara certifierad. EU:s förordning 834/2007 anger att den ekologiska produktionen har en dubbel roll i samhället. Den ska leverera kollektiva nyttigheter men också försörja en särskild marknad där konsumenterna efterfrågar ekologiska produkter (L189/1). Att uttrycka det svenska målet i certifierad areal kan öka utbudet av ekologiskt märkta produkter, om styrmedel utformas därefter.²⁹ Den svenska målsättningen är att 20 procent av jordbruksmarken är certifierad 2020.³⁰ Det ska bidra till att uppfylla följande miljömål:

- Giftfri miljö och grundvatten av god kvalitet: genom att inte använda kemiska bekämpningsmedel.

²⁸ Prop. 1993/94:157, bet. 1993/94:JoU22.

²⁹ För att produkter ska få säljas som ekologiska måste de ha producerats enligt givna regler samt ha certifierats av ett godkänt certifieringsorgan. Det är obligatoriskt att märka ekologiska produkter med EU-märket, men i Sverige kan producenterna dessutom välja att till exempel ansluta sig till KRAV.

³⁰ Mål till 2013 i Landsbygdsprogrammet 2007–2013. För nuvarande period av programmet (2014–2020) föreslås samma mål (Jordbruksverket 2012a).

- Ett rikt odlingslandskap och ett rikt växt- och djurliv: genom att ge upphov till varierande växtföljder med större inslag av vall.
- Ingen övergödning: genom att inte använda lättlösligt mineralgödsel innehållande kväve.
- Begränsad klimatpåverkan: genom att inte använda mineralgödsel som ger upphov till utsläpp av växthusgaser.

Utformning av miljöersättningen till ekologisk produktion

För att få en grundersättning måste jordbrukaren följa regler för ekologisk produktion. Om produkterna dessutom certifieras tillkommer villkor om kontroll och märkning vilket ger jordbrukaren en tilläggsersättning. Detta innebär att certifierad produktion genererar en högre total ersättning per hektar än den icke-certifierade. Skillnaden i ersättning trädde i kraft 2007 i samband med att Sveriges mål formulerades i termer av certifierad produktion.³¹

Från och med 2014 påbörjas en ny programperiod där miljöersättningen till ekologisk produktion kommer finnas kvar. Detaljer kring hur stödet kommer att utformas är dock fortfarande oklart. I budgetproposition 2014/15:1 föreslås att ersättningen till ekologisk produktion i Landsbygdsprogrammet förstärks genom ökad nationell medfinansiering av programmet.³² Det tyder på att utformningen eller nivån på ersättningen kan ändras i det nya programmet.

Utveckling över tiden

Figur 3 visar hur stor andel av den totala arealen jordbruksmark som är ekologisk och hur stor andel av denna som är certifierad. Av figuren framgår att nästan alla ekologiska odlare numera är certifierade. Däremot har andelen ekologisk areal inte ökat i nämnvärd utsträckning.³³ Detta trots att de totala stödutbetalningarna till ekologisk produktion ökat under perioden, från 512 till 604 miljoner kronor per år (SCB 2011, 2013). Utvecklingen tyder på att den reformerade ersättningen inneburit att tidigare ekologisk areal certifierats snarare än att ny ekologisk areal skapats.

För den ekologiska djurhållningen är utvecklingen en annan. Figur 4 illustrerar att antalet ekologiskt omställda djur ökar i Sverige. Antalet omställda nötkreatur har ökat med 58 procent sedan 2009. De genomsnittliga ekologiska djurbesättningarna blir också större. Exempelvis hade en ekologisk mjölkgård i genomsnitt 82 kor 2013, medan besättningsstorleken för alla mjölkgårdar i Sverige var i genomsnitt 74 kor.

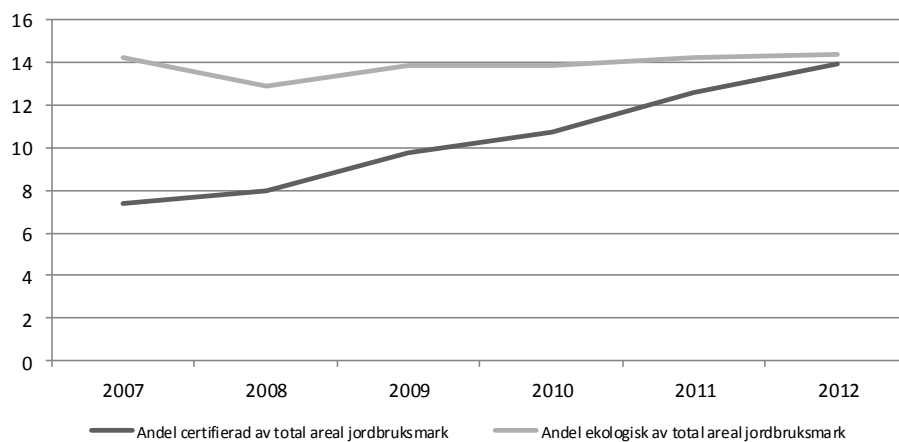
³¹ I appendix presenteras ersättningen för certifierad respektive icke-certifierad produktion.

³² Prop. 2014/15:1.

³³ Den ekologiska arealen har inte heller ökat i absoluta tal. År 2007 uppgick den till 448 000 hektar, för att 2012 ha sjunkit till 437 000 hektar (SCB 2011, 2013).

Figur 3 Andel av total areal jordbruksmark som är ekologisk

Procent



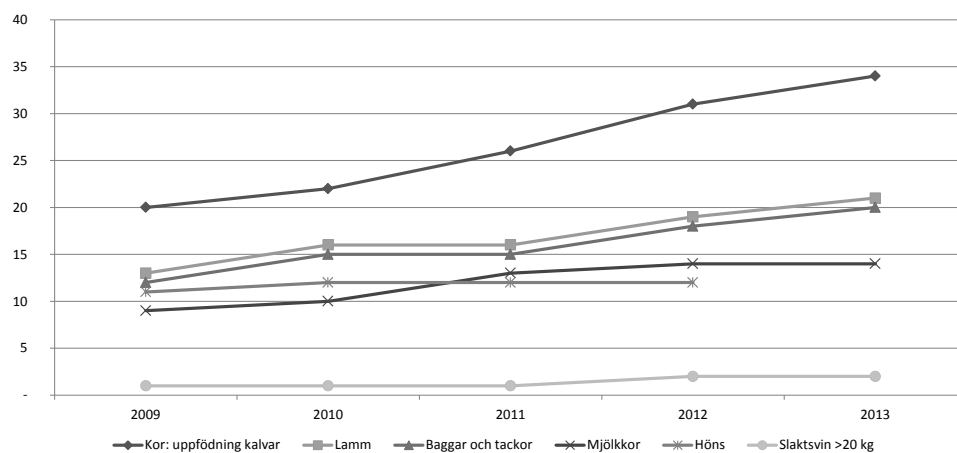
Anm. Certifierad ekologisk areal avser omställd areal.³⁴

Källa: SCB (2011, 2013).

Det djurslag som har ökat mest relativt sett inom den ekologiska produktionen är får. Mellan åren 2009 och 2013 har antalet omställda ekologiska får ökat med 73 procent. Ekologiska fårbesättningar är betydligt större (i genomsnitt 67 stycken) än besättningsstorleken för samtliga fårbesättningar (i genomsnitt 32 stycken).³⁵

Figur 4 Andel av total djurhållning som är ekologisk

Procent



Anm. Uppgifter om ekologisk djurhållning finns från 2009 och framåt.

Källa: Jordbruksverkets statistikdatabas.

³⁴ Andelen ekologisk areal baserat på uppgifter om miljöersättningsberättigade arealer. Den faktiska arealen kan vara något större eftersom inte alla som certifierat sig sökt miljöersättning. Detta innebär också att gapet mellan de två kurvorna är något större. I enlighet med certifieringsregler får ej grödorna säljas som ekologiska förrän efter en omställningstid på ett par år.

³⁵ Sveriges officiella statistik – statistiska meddelanden, JO 20 SM 1402, "Ekologisk djurhållning 2013".

MILJÖEFFEKTER AV EKOLOGISK PRODUKTION

Jordbruksverket, Riksantikvarieämbetet och Naturvårdsverket har uppdraget att tillsammans utvärdera miljöeffekterna av EU:s gemensamma jordbrukspolitik. I en syntesrapport fastslås att medan huvuddelen av EU:s jordbrukspolitik (pelare 1) är svårhanterad som instrument för miljöstyrning har Landsbygdsprogrammet (pelare 2) haft en väsentligt positiv påverkan på miljön (Naturvårdsverket 2011).³⁶ Emellertid lyfts ersättningen till ekologisk produktion fram som ett exempel på en miljöersättning inom programmet som visat sig ha relativt låg effekt på de svenska miljömålen. Eftersom ersättningen till ekologisk produktion utgör en stor andel av miljöersättningsbudgeten uppmanas till fortsatt uppföljning och utvärdering av stödet.

Nedan sammanfattas vilka miljöeffekter som påvisats för ekologisk produktion utifrån miljömålen begränsad klimatpåverkan, ingen övergödning, en giftfri miljö, ett rikt odlingslandskap samt ett rikt växt och djurliv.

Få påvisade miljöeffekter av ekologisk produktion

Inga betydande skillnader i klimatpåverkan

Som beskrivits i kapitel 1 sker klimatpåverkan i det svenska jordbruket genom utsläpp av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas samt genom bildning av växthusgasen marknära ozon. Utsläppen av lustgas och metan dominerar. Utsläppen av lustgas kommer främst från omvandlingen av kväve i mark, medan metan främst kommer från nötkreaturens matsmältning samt gödselhantering. Livscykelanalyser visar att även tillverkning av mineralgödsel är en stor källa till utsläpp av lustgas. Medräkning av de senare lustgasutsläppen innebär att tillverkning och spridning av mineralgödsel sammantaget utgör den största källan till växthusgasutsläpp inom jordbruket (Jordbruksverket 2010). Det är också dessa växthusgasutsläpp som i första hand kan minskas genom omställning från konventionell till ekologisk produktion. Att inkludera beräkningar för utsläpp förknippade med gödseltillverkning till jordbruket innebär ett avsteg från den internationella utsläppsrapporteringen. Enligt internationell standard för bokföring av utsläpp belastar dessa utsläpp tillverkningsindustrin. Det skulle innebära dubbelräkning om dessa utsläpp räknas till jordbrukssektorn. Dessutom ingår lustgasutsläppen förknippade med produktion av mineralgödsel sedan 2013 i EU:s utsläppshandelssystem (Europeiska Kommissionen 2013). Det innebär att dessa utsläpp är prissatta och redan internaliserade i priset på mineralgödsel i samtliga europeiska länder. Av Sveriges totala import av mineralgödsel kommer ca 70 procent från andra EU-länder. Utan de indirekta utsläppen förknippade med produktionen av mineralgödsel finns inte någon tydlig skillnad vad gäller klimatpåverkan mellan ekologisk och konventionell produktion.

Effekten av en mindre intensiv odling med lägre kvävegivor³⁷ innebär lägre nivåer av växthusgasutsläpp, men samtidigt en lägre avkastning per hektar. Exempelvis är avkastningen för ekologiskt producerad spannmål i genomsnitt ca 50–65 procent i jämförelse med konventionell spannmålsproduktion (Jordbruksverket 2008a s. 16). Lägre skörd ger behov av mer areal för att upprätthålla samma produktion. Detta innebär att även om omställning till ekologisk produktion i vissa fall visar på lägre utsläpp per hektar, blir utsläppen per kg producerad enhet högre. Utvärderingar som beräknat

³⁶ Syntesrapporten sammanfattar ett antal rapporter vilka tagits fram i projektet "CAP:s miljöeffekter".

³⁷ Kvävegiva utgörs av den mängd kväve som tillförs åkern.

utsläpp per kg producerad enhet visar generellt på små skillnader när det gäller utsläpp av växthusgaser mellan ekologisk och konventionell produktion (Cederberg m.fl. 2011). Det finns stor variation mellan gårdar och bedömningen av en enskild gårds klimatpåverkan är en avvägning mellan klimatvinster på grund av lägre insatser och hur mycket avkastningen påverkas av detta. Ekologisk vallodling visar generellt på lägre klimatpåverkan än ekologisk spannmålsodling, vilket beror på att skördenivåerna i ekologisk vallodling är relativt goda. När det gäller mjölkproduktion pekar analyser på att det inte föreligger någon skillnad mellan ekologisk och konventionell produktion, och vad gäller köttproduktion finns för få studier för att dra några tydliga slutsatser.³⁸

På grund av att skillnader i klimatpåverkan mellan ekologisk och konventionell produktion överlag är små och framför allt osäkra gör Jordbruksverket bedömningen att begränsad klimatpåverkan inte bör vara ett kriterium som ska ligga till grund för miljöersättningen till ekologisk produktion (Jordbruksverket 2012a).

Ingen betydande effekt på övergödning

Övergödning uppstår på grund av belastningen av gödande växtnäringsämnen till vattendrag, sjöar och hav. Jordbruket bidrar till övergödning genom läckage av växtnäring, som inte tagits upp av grödan och som följer med överskottsvattnet från marken via grundvattnet och ytvattnet ut till vattendragen. Jämförelser mellan ekologiska och konventionella odlingsystem är generellt svåra att genomföra eftersom de har olika grundförutsättningar och växtföljder. Både fältstudier och modellbaserade studier visar att växtnäringsläckaget inte skiljer mycket mellan ekologisk och konventionell odling (Aronsson m.fl. 2007; Torstensson m.fl. 2006; Sveriges Lantbruksuniversitet 2010). Effekterna på växtnäringsläckage skiljer sig åt på gårdsnivå och andra faktorer än vilket produktionssystem som används påverkar effekten. Exempelvis har produktionsinriktning, brukningsmetoder och riktade åtgärder visat sig ha stora effekter på växtnäringsläckaget. När hänsyn tas till den lägre skörden för ekologisk odling medför ekologisk odling högre växtnäringsförluster per kg produkt. Övergödning är dock, till skillnad från klimatförändringar, ett geografiskt avgränsat miljöproblem. Det innebär att miljöeffekten beror på var produktionen sker. Om den lägre skörden i ett område med övergödningproblem ersätts av ökad produktion i ett problemfritt område, uppkommer en positiv lokal nettomiljöeffekt, även om det totala växtnäringsläckaget är detsamma. Sambandet mellan miljöeffekt och växtnäringsläckage per kg produkt varierar, vilket gör det mer komplicerat att avgöra nettomiljöeffekten (Jordbruksverket 2012a).

Jordbruksverket gör bedömningen att ekologisk odling inte har någon större betydelse för växtnäringsförlusterna och därmed ska det inte heller utgöra en avgörande faktor för hur stödet till ekologisk odling utformas (Jordbruksverket 2012a).

Liten minskning av den totala användningen av växtskyddsmedel

Kemiska växtskyddsmedel får inte användas inom ekologisk produktion. Det är dokumenterat att kemiska växtskyddsmedel har negativa effekter på växt- och djurlivet på åkern eller i dess närhet. Detta eftersom dess syfte är att slå ut en viss organismgrupp. Även om dagens kemiska växtskyddsmedel är mer selektiva än tidigare och därmed inte påverkar andra organismer i lika hög utsträckning finns fortfarande risker för ökad resistens hos målorganismen samt att medlet även dödar dess naturliga fien-

³⁸ Se exempelvis Cederberg m.fl. (2011).

der, vilket leder till högre doser eller nya bekämpningsmetoder. Minskad användning av växtskyddsmedel gynnar därför framför allt den biologiska mångfalden men har även positiva hälsoeffekter. Uppskattningar visar att ekologisk odling medför en minskad användning av växtskyddsmedel på mellan 3 och 30 procent beroende på produktionsområde. I absoluta tal är den totala minskningen av växtskyddsmedel dock relativt liten (Jordbruksverket 2012a). En förklaring är att den ekologiska arealen främst har lokaliserats till mjölk- och köttproduktion som redan innan omläggning har en relativt låg användning växtskyddsmedel. En ökad mängd ekologisk produktion i slättbygder har större betydelse för att minska användningen av växtskyddsmedel än en fortsatt ökning av ekologisk produktion i skogsbyggena.

Effekter på biologisk mångfald beror på det omgivande landskapet

Det finns ett visst stöd i forskningen för att ekologisk produktion ökar den biologiska mångfalden. På fältnivå finns i huvudsak två förklaringar till detta. Dels används inte kemiska växtskyddsmedel och dels innebär ekologisk odling längre och mer varierade växtföljder. Detta ökar artrikedomen på åkern och i dess närhet (Bengtsson m.fl. 2005; Hole m.fl. 2005). Aktuell forskning indikerar dock att sambanden inte är så tydliga som man tidigare trott. Exempelvis har inte alltid produktionsformen en avgörande betydelse för att förklara den rikare biologiska mångfalden på ekologiska gårdar, utan effekten beror främst på landskapet. Flera studier har visat att ekologisk produktion har störst positiv effekt på artrikedomen av bland annat fjärilar, bin, humlor och fåglar i intensivt odlade homogena landskap.³⁹ Det innebär att ekologiska gårdar i en konventionellt odlad slättbygd ger relativt stor effekt på den biologiska mångfalden. Det beror på att skillnaden mellan ekologisk och konventionell produktion är störst i intensivt odlade områden. I skogsbygder och i mindre intensiva jordbruksområden är effekterna av att ställa om till ekologisk produktion lägre.

Forskning visar också att det snarare är den lägre skörden förknippad med ekologisk produktion som gynnar den biologiska mångfalden, och att effekterna egentligen inte är kopplade till produktionsmetoden. Gabriel m.fl. (2013) jämför effekter på biologisk mångfald på ekologiska gårdar i England med motsvarande effekter på konventionella gårdar. Den ekologiska gården ökar inte den biologiska mångfalden mer än den konventionella givet att båda gårdarna producerar lika mycket. En hög positiv effekt på biologisk mångfald motsvaras ofta av en hög reduktion av produktionsnivåer. Därmed ifrågasätter studien om små positiva effekter på biologisk mångfald i intensivt odlade områden kan uppväga alternativkostnaden i termer av minskad matproduktion. En konsekvens av de låga produktionsnivåerna på ekologiska gårdar kan bli att större landarealer för matproduktion tas i anspråk, till priset av minskad biologisk mångfald. Denna kostnad kan vara större än den gårdsspecifika positiva effekten som uppnås genom ekologisk odling.⁴⁰

När det gäller biologisk mångfald på betesmarker finns få dokumenterade skillnader mellan ekologisk och konventionell produktion (Ahnström 2002). Ängs- och betesmarker är artrika med flera specialiserade växt- och djurarter. Detta gäller speciellt naturbetesmarker, som är ogödslade naturliga fodermarker som använts för bete under en lång period (minst 20–30 år). I ett land som Sverige, med stora skogsytor, är det

³⁹ Rundlöf och Smith (2006); Roschewitz m.fl. (2005); Holzschuh m.fl. (2007); Rundlöf m.fl. (2008); Smith m.fl. (2010). Resultat från studier av biologisk mångfald är svåra att generalisera eftersom effekter skiljer sig mellan grödor och landskap, samt beroende på vilken typ av organismer som studeras.

⁴⁰ Studien inkluderar endast vintervete. Även om detta är den viktigaste grödan i Europa kan inte resultaten generaliseras eftersom effekter och produktionsnivåer skiljer sig mellan grödor, landskap och regioner.

viktigt för den biologiska mångfalden att de naturliga ängs- och betesmarkerna inte växer igen och övergår till mindre artrik skog.⁴¹ Det finns en högre andel betesmark på gårdar med ekologisk produktion än på konventionella gårdar. Detta samband beror dock på att förutsättningarna för ekologisk produktion är bäst på gårdar med nötkreatur som betar på dessa marker. Sambandet mellan andel betesmark och ekologisk produktion är därmed indirekt och beror inte på att den ekologiska produktionsmetoden har gynnat skötseln av betesmark (Jordbruksverket 2012a). Eftersom ekologisk produktion har högre krav på betesbaserat foderintag än konventionell produktion skulle det kunna innebära att naturbetesmarker hävdas i större utsträckning vid ekologisk produktion. Det finns dock inga studier som utvärderar effekten av ekologisk produktion på andelen naturbetesmarker, vilket poängteras av Jordbruksverket (2012a).

Jordbruksverket (2012a) gör bedömningen att ytterligare omställning till ekologisk produktion i skogsbygder inte ger någon, eller mycket begränsad, effekt på biologisk mångfald. I skogsbygder uppkommer den positiva effekten på biologisk mångfald av att jordbruket bevaras och bidrar till en förändrad landskapsbild. Vilken produktionsform som används har däremot ingen effekt. Jordbruksverket anser däremot att ekologisk produktion i homogena slättlandskap kan ge ett betydande mervärde i termer av biologisk mångfald.

Ingen extra miljövinst av att certifiera ekologisk produktion

Då ersättningen är differentierad mellan kretsloppsriktad produktion (icke-certifierad) respektive certifierad ekologisk produktion är det relevant att studera om det finns någon skillnad i miljöeffekter mellan de båda produktionssystemen.

Som nämnts, uttrycks målet för ekologisk produktion i certifierad areal. Genom att låta en högre ersättning utgå till certifierad produktion kan utbudet av ekologiskt märkta produkter öka för att möta en ökande efterfrågan (Jordbruksverket 2010). Detta är dock inte ett samhällsekonomiskt motiv för att, med statliga medel, stödja certifierad ekologisk produktion. Styrmedel ska motiveras utifrån marknadsmisslyckandena. Det marknadsmisslyckande som miljöersättningen ska korrigeras för är de kollektiva miljönyttigheter som kan uppkomma vid ekologisk produktion, men som jordbrukaren inte får betalt för. Skillnader i ersättningsnivå mellan kretsloppsriktad produktion och certifierad ekologisk produktion ska därför motiveras utifrån skillnader i miljöeffekter. För att få miljöersättning gäller dock samma produktionsregler och det finns ingen extra miljövinst av att certifiera produktionen.⁴² För certifierad produktion enligt KRAV eller Demeterförbundets regler tillkommer visserligen vissa villkor men dessa rör kontroll, märkning och regler om att hålla isär ekologiska och konventionella produkter (Jordbruksverket 2014a).

Det innebär att den högre ersättningen till certifierad produktion inte kan motiveras utifrån att den ger högre miljöeffekter. Certifierad produktion innebär visserligen mer-

⁴¹ Huruvida betesmarker är bra eller dåligt för biologisk mångfald beror på alternativ landanvändning. I Sverige är den långsiktiga trenden att naturbetesmarkernas areal minskar. Behovet av betesmarker har minskat i takt med att mineralgödsel börjat användas. Det är oklart hur stor del som beror på minskad hävd och vad som beror på regeländringar eller förändrade betesmarksdefinitioner. Den negativa trenden verkar ha dämpats de senaste åren. I andra länder, som Brasilien, utgör betestrycket från den intensiva köttproduktionen istället ett hot mot biologisk mångfald eftersom artrik regnskog skövlas för att få fler betesmarker.

⁴² SJVFS 2007:42, 5 kap 1-64 §§. De svenska reglerna för miljöersättning överensstämmer till stor del med de regler som gäller för certifiering enligt EU:s regler för ekologisk produktion (EU:s förordning 834/2007).

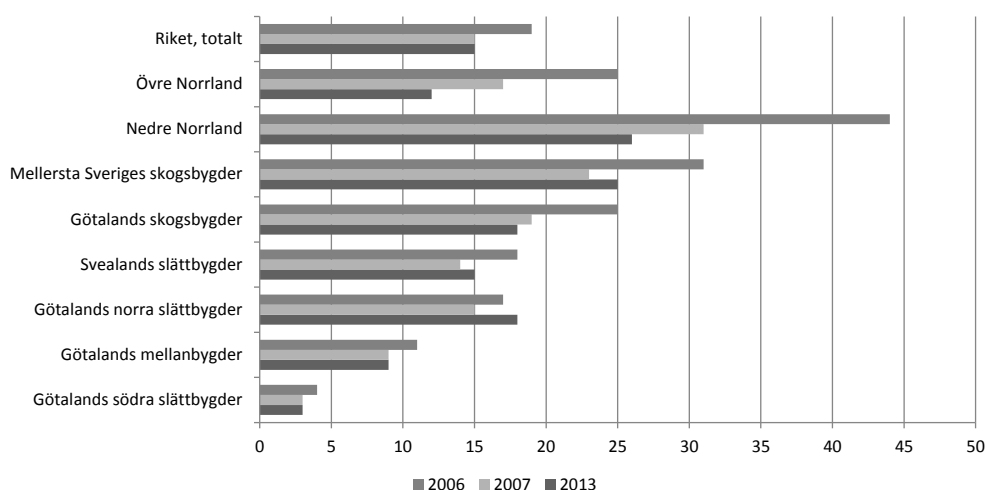
kostnader i form av administrativa kostnader och kontrollkostnader men ett högre miljöstödet ska motiveras utifrån en högre miljöeffekt.

Hur är stödet geografiskt fördelat – effekter på biologisk mångfald

Eftersom de påvisade effekterna av ekologisk produktion på biologisk mångfald är kopplade till hur det omgivande landskapet ser ut är det relevantt att undersöka den geografiska fördelningen av stödet. En förhoppning med den reformerade ersättningen var att i högre grad kunna locka lantbruk i intensivare jordbruksområden (slättbygd) att ställa om.⁴³ Har reformen fått fler jordbrukare att gå från konventionell till ekologisk produktion i områden där miljöeffekterna av att ställa om är högre än genomsnittet?

Av figur 5 framgår att 2006 var andelen ekologisk areal med miljöersättning i förhållande till total åkerareal störst i nedre Norrland samt mellersta Sveriges och Götalands skogsbygder (ca 25 procent eller mer).

Figur 5 Andel ekologisk areal med miljöersättning av total åkerareal
Procent för respektive produktionsområde



Källor: Jordbruksstatistisk årsbok samt DAWA-statistik.

Andelen var däremot lägst i Götalands södra slättbygder och mellanbygder. Generellt har stödet till ekologisk produktion i första hand gått till mindre intensiva jordbruksområden, endast en mindre del till intensivt odlade områden. Sedan 2006 har andelen ekologisk areal med miljöersättning i förhållande till total åkerareal i Sverige minskat, från ca 19 procent 2006 till ca 15 procent 2013.⁴⁴ Minskningen skedde till största delen mellan 2006 och 2007 i samband med att den nya ersättningen infördes, medan andelen ekologisk åkermark varit relativt konstant mellan 2007 och 2013.

⁴³ Dels differentierades stödet mellan certifierad och icke-certifierad produktion. Grödor och djurslag där skillnaden mellan konventionell och ekologisk produktion är stor prioriterades. Dessutom kopplades all ekologisk odlad mark till djurersättningen. Dessa reformer, tillsammans med borttagandet av stödet till vall, skulle kunna gynna ekologisk produktion i slättbygd (Jordbruksverket 2010).

⁴⁴ Enligt DAWA-statistik (ersättningsberättigad areal) och Jordbruksstatistisk årsbok (total åkerareal).

Uppdelningen på produktionsområden visar att andelen minskat kraftigast i Norrland samt i Götalands och mellersta Sveriges skogsbygder. Den huvudsakliga förklaringen till nedgången i de norrländska länen är sannolikt att ersättningen till ekologisk vallodling togs bort. Vallodling är vanligare i Norrland och övergång till ekologisk vall medför en låg omställningskostnad jämfört med annan ekologisk odling.⁴⁵ Det är dock, enligt Jordbruksverket, sannolikt att arealer med vallodling som inte berättigar till miljöersättning fortfarande brukas på samma sätt som tidigare. Sedan 2007 har förändringarna i ersättningsberättigad ekologisk areal varit mer måttliga.

Av figur 5 framgår att andelen ekologisk areal med miljöersättning har ökat något i Götalands mellanbygder, Götalands norra slättbygder, Svealands slättbygder samt i mellersta Sveriges skogsbygder under programperioden 2007–2013. Detta indikerar att positiva effekter på biologisk mångfald kan ha ökat något i dessa områden. Trots detta var 2013 andelen ekologisk areal fortfarande störst i nedre Norrland samt i mellersta Sveriges skogsbygder. Den lägsta andelen ekologisk areal återfinns alltså i Götalands mellan- och slättbygder. De geografiska förändringarna av ekologisk areal kan bero på reformeringen av stödet, men även andra faktorer. Eftersom det finns en marknad för ekologiska produkter är det svårt att fastställa hur stor betydelse stödet respektive priset haft för utvecklingen av ekologisk produktion. Detta analyseras i senare avsnitt.

Alternativa riktade åtgärder bör övervägas och analyseras

Eftersom jordbrukare i intensiva jordbruksområden inte lockats att ställa om sin produktion i någon större utsträckning har Jordbruksverket (2012a) föreslagit att inför nästa programperiod höja ersättningen till ekologisk produktion i slättbygd.

En sådan differentiering av ersättningen kan ha en positiv effekt på den biologiska mångfalden. Emellertid, om miljöeffekten ska vara avgörande, är det relevant att ifrågasätta om skogsbygder överhuvudtaget bör omfattas av stöd till ekologisk produktion. En fråga är också om riktade miljöersättningar för biologisk mångfald i slättbygder är mer effektiva än det breda stödet till ekologisk produktion. Detta uppmärksammas också av Jordbruksverket (2012a), som menar att om målet är att öka den biologiska mångfalden, till lägst kostnad för samhället, bör en generell satsning på ekologisk produktion i slättbygd jämföras med en riktad satsning på åtgärder inom det konventionella jordbruket.⁴⁶ Trots detta kommer Jordbruksverket, i samma rapport, fram till förslaget att ytterligare differentiera ersättningen till ekologisk produktion.

Riktade insatser för biologisk mångfald i ett intensivt jordbrukslandskap kan exempelvis vara att stimulera användningen av perenna grödor i växtföljden, vall, eller mångfaldstråda. Minskad användning av kemiska växtskyddsmedel kan också bidra till positiva effekter på den biologiska mångfalden, framför allt i intensivt odlade områden där användningen är hög. Det generella stödet till ekologisk odling har inte visat sig vara träffsäkert för att minska användningen där det har störst effekt. Tänkbara effekter av alternativa styrmedel bör därför utredas. Ett exempel är att utreda hur den befintliga skatten på bekämpningsmedel⁴⁷ skulle kunna reformeras för att få en ökad styreffekt.

⁴⁵ Enligt DAWA-statistiken framgår att andelen ekologisk vall med miljöersättning var relativt hög i Norrland samt Götalands och mellersta Sveriges skogsbygder 2006. Mellan 2006 och 2007 minskar andelen ekologisk vall med miljöersättning kraftigt i dessa områden.

⁴⁶ Då måste värdet av ökad träffsäkerhet (via riktade åtgärder) vägas mot högre transaktionskostnader. Se avsnitt 1.3 angående beaktande av transaktionskostnader vid styrmedelsutformning.

⁴⁷ Bekämpningsmedel är ett vidare begrepp och innefattar växtskyddsmedel.

För den biologiska mångfalden är det också viktigt att jordbruksmarker och i synnerhet betesmarker i skogsbygder erhåller någon form av stöd eftersom det (oberoende av produktionsmetod) bidrar till en varierad landskapsbild och gynnar biologisk mångfald i ett annars skogstätt landskap. Viktigt att notera är att det, vid sidan av stödet till ekologisk produktion, redan finns miljöstöd till vallodling och stöd till upprätthållande och restaurering av slätterängar och betesmarker, vilka syftar till att gynna biologisk mångfald. Det bör i första hand utredas i vilken grad dessa miljöersättningar bidrar till positiva effekter på den biologiska mångfalden och om förändringar i utformningen av dessa stöd skulle kunna förbättra miljöeffekterna. Det finns utvärderingar som tyder på att stödet till slätter och betesmarker har haft en relativt stark effekt på bibehållandet av betesmarker. Sverige har betydligt fler betesmarker än liknande länder och den tidigare negativa trenden har bromsats under senare år (Rabinowicz 2013).⁴⁸

Återigen, det är bättre att rikta styrmedlet direkt mot det som ger den positiva miljöeffekten. Det gäller dels att uppmuntra åtgärder som ökar den biologiska mångfalden i intensivt odlade jordbrukslandskap och dels att uppmuntra betesdriften och hävd av betesmark i områden där dessa är särskilt viktiga för den biologiska mångfalden, oavsett produktionsinriktning.

MILJÖEFFEKTER OCH ERSÄTTNING – EN JÄMFÖRELSE MED ANDRA LÄNDER

En effektiv miljöpolitik strävar efter att utforma nivån på miljöersättningen utifrån storleken och värdet på miljöeffekten (se avsnitt 1.3). Vi har konstaterat att det finns anledning att ifrågasätta om ersättningen till ekologisk produktion i Sverige är ett effektivt styrmedel för att uppnå de miljöeffekter som avses. Det är också intressant att göra en jämförelse med andra europeiska länder, som stödjer ekologisk produktion. Kan miljöeffekter av ekologisk produktion skilja sig mellan länder och hur förhåller sig Sveriges ersättningsnivå till ersättningar i andra europeiska länder?

Miljöeffekter av omställning beror på hur konventionell produktion bedrivs

Det som avgör miljöeffekten av att ställa om från konventionell till ekologisk produktion är inte enbart definitionen av ekologisk produktion (som kan skilja sig mellan certifieringsorgan), utan även vad den konventionella produktionen innebär. Konventionell produktion bedrivs olika i olika länder. Detta kan jämföras med ekologisk produktion, där den gemensamma EU-förordningen bidrar till likriktning.

Användning av växtskyddsmedel i konventionell odling påvisar stora skillnader mellan länder. Enligt Eurostat är användningen av växtskyddsmedel, uttryckt i kg per hektar jordbruksmark, relativt låg i länder som Sverige och Finland men betydligt högre i Holland och Frankrike. Detta innebär att omställning till ekologisk produktion (som enligt EU-förordningen förbjuder kemiska växtskyddsmedel) sannolikt kommer ha en större positiv effekt i Holland och i Frankrike än i Sverige och i Finland.

⁴⁸ Det kan ändå vara intressant att fundera på om effektiviteten i betesmarksstödet skulle kunna förbättras. I exempelvis Tyskland har betesmarksersättningen reformerats så att utbetalningar baseras på hur mycket biologisk mångfald som jordbrukaren producerar. För en beskrivning se Europeiska Kommissionen (2014).

Ett annat exempel är användning av GMO⁴⁹-soja som foder vilket förbjuds enligt EU-förordningen om ekologisk produktion. Sverige utmärker sig internationellt genom att inte heller använda GMO-soja i konventionell animalieproduktion.

Sverige har en låg antibiotikaförbrukning i konventionell djurproduktion jämfört med andra europeiska länder. En anledning till detta är att djurhälsan generellt är god i Sverige. Sverige använder också en låg andel antibiotika till gruppbehandling av djur. Merparten av behandlingarna sker individuellt för att behandla sjukdom. I många andra länder används antibiotika mer rutinmässigt som gruppbehandling för att undvika sjukdom. Förekomsten av antibiotikaresistenta bakterier hos djur har därför hållits på en mycket låg nivå i Sverige jämfört med exempelvis Danmark (SVA 2014).

Svensk djurskyddslagstiftning går längre än gemensamma EU-regler för djurskydd. De regelverk som främst skiljer den svenska produktionen från många konkurrentländer är krav på bete, bedövning vid kirurgiska ingrepp, slakt och transportregler samt utfasning av spaltgolv (LRF 2013). Sverige är exempelvis det enda landet i EU med lagstiftat beteskrav för nötkreatur inom konventionell produktion. För alla medlemsländer gäller att ekologisk nötkreatur ska ha tillgång till bete. I flera EU-länder och i Nordamerika är det vanligt att konventionella mjölkkor hålls inomhus året runt i större omfattning än i Sverige.

En jämförelse av ersättningsnivån till ekologisk produktion i Europa

Stöd till ekologisk odling finns i princip i alla EU-länder. Schwarz m.fl. (2010) jämför olika EU-länders utformning av ersättningssystem till ekologisk odling. Studien omfattar 24 medlemsländer. Resultaten visar på stora variationer i ersättningsnivåer mellan länder. De flesta medlemsländer differentierar ersättningen mellan stöd till betesmarker, spannmålsodling, grönsaksodling etc. I hälften av länderna tillämpas en högre ersättningsnivå under de första två eller tre åren för att ta hänsyn till att producenterna under en omställningstid inte kan ta del av prispremien. Den andra hälften av medlemsländerna tillämpar konstant ersättningsnivå, däribland Sverige. Sveriges ersättningsnivå ligger i den övre hälften av länder-rankingen för de typer av mark man kan få stöd för.⁵⁰

Skillnaden mellan svensk konventionell och ekologisk produktion är i flera fall relativt liten jämfört med andra europeiska länder. Det innebär att den relativt höga ersättningen till ekologisk produktion i Sverige inte kan motiveras utifrån en, generellt sett, högre miljöeffekt. En relativt hög ersättning skulle kunna motiveras om omställningskostnaden, eller värdet på miljöeffekten, är hög i Sverige. Omställningskostnaden är i hög grad kopplad till alternativkostnaden i form av lägre avkastningsnivåer inom ekologisk produktion. Att skillnaden mellan konventionell och ekologisk produktion i flera fall är liten i Sverige tyder på att omställningskostnaden, generellt sett, inte behöver vara högre i Sverige än i andra länder. En hög värdering kan dels bero på ett lågt startvärde (exempelvis om utgångspunkten är ett homogent landskap med låg artrikedom) eller att biologisk mångfald värderas högt av många människor eller särskilt högt av vissa människor. Sverige har en relativt liten andel åkermark som är intensivt odlad jämfört med andra länder i Europa. Att värdet av att minska intensiteten genom om-

⁴⁹ Genetiskt modifierade organismer.

⁵⁰ Studien skiljer mellan omställningstid (1-5 år) samt långsiktig ersättningsnivå (efter de första 5 åren). Eftersom vissa länder tillämpar en högre omställningsersättning under den första tidsperioden, hamnar Sverige ännu högre i jämförelse av långsiktig ersättningsnivå än i jämförelse under omställningstiden.

ställning till ekologisk produktion i slättbygd skulle vara relativt högt i Sverige är därmed inte självklart. Sverige är dessutom relativt glesbefolkat, men befolkningen kan naturligtvis ha starkare preferenser än andra när det gäller en varierad landskapsbild.

Det finns skäl att ifrågasätta den internationellt sett relativt höga svenska ersättningen till ekologisk produktion. Ett sätt att förbättra effektiviteten i den svenska ersättningen kan vara att införa ett tidsbegränsat omställningsbidrag, som trappas ner i takt med att jordbrukaren kan ta del av prispremien för ekologiska produkter.⁵¹ Flera andra europeiska länder har utformat sina ersättningar till ekologisk produktion genom den typen av omställningsbidrag.

PÅVERKAR ERSÄTTNING OCH PRIS EKOLOGISK PRODUKTION?

I detta avsnitt görs en empirisk analys av ersättningens och prisets⁵² inverkan på ekologisk produktion. Avsnittet inleds med en kortfattad redogörelse för hur begränsad datatillgång styrte både den frågeställning och det angreppssätt som senare beskrivs.

En intressant utgångspunkt är att studera vad som påverkar jordbrukarens beslut att ställa om till ekologisk produktion. En sådan analys belyser vad som särskiljer ekologiska jordbrukare från konventionella och kan således ge information om vilka faktorer som påverkar sannolikheten att ställa om (selektionsbeslutet). Givet den nationella målsättningen att öka den ekologiska arealen kan denna kunskap vara viktig vid styrmedelsutformning. För att analysera omställningsbeslutet behövs ett slumpmässigt urval av konventionella och ekologiska jordbruk. Den här studien har endast tillgång till statistik över ekologiska jordbrukare med miljöersättning (DAWA-statistik). Det kan vara ett problem om incitamentsstrukturen för dessa skiljer sig från resten av jordbrukspopulationen. Exempelvis kan ekologiska jordbrukare tänkas vara mer miljömedvetna än konventionella jordbrukare. Om så är fallet kan ekologiska producenter reagera annorlunda på ekonomiska incitament än konventionella. Med det här urvalet är det möjligt att studera vad som påverkar ekologiska jordbrukares beslut att utöka, snarare än ställa om, sin ekologiska produktion.⁵³

Vidare är det vid analys av produktionsbeslutet naturligt att utgå från de ekologiska jordbrukarnas produktionsnivåer. Då inte uppgifter om produktion finns tillgänglig i DAWA-statistiken, kan ekologisk areal (respektive djurenheter) användas som proxy. Eftersom det finns ett nationellt mål för ekologisk produktion uttryckt i areal är arealbeslutet intressant att studera. Genom att matcha DAWA-statistiken med uppgifter om ersättningsnivåer samt priser kan arealbeslutet modelleras som en funktion av ersättning och pris.⁵⁴

⁵¹ Detta diskuteras också i en debattartikel av LRF (2014).

⁵² Med pris avses det producentpris (avräkningspris) som jordbrukaren erhåller vid försäljning av sin produkt.

⁵³ Urvalet av ekologiska jordbrukare omfattar både certifierade och icke-certifierade. Därmed undviks det selektionsproblem som skulle kunna uppstå om enbart certifierade producenters beslut modellerades. Dessutom skapas spridning i ersättning och pris eftersom certifierade producenter möter en högre ersättning och ett högre pris.

⁵⁴ Även andra faktorer kan påverka produktionsbeslutet. Det saknas dock företagsstatistik, utöver areal och djurenheter, i DAWA.

En empirisk analys av ekologisk produktion

Enligt nationalekonomisk teori bör både en ökad ersättning och ett ökat pris öka produktionen (här representerat av areal respektive djurhållning). Mer formellt kan sambandet för ekologisk odling därmed uttryckas såsom:

$$\ln(A_{ijt}) = \alpha_0 + \alpha_1 \ln(Ers_{jt}) + \alpha_2 \ln(P_{jt}) + \theta_j + u_i + \varepsilon_{ijt}.$$

A_{ijt} betecknar ekologisk areal per jordbrukare (i) och gröda (j) i tidpunkten (t). Statistiken omfattar 8 681 jordbrukare ($i=1, \dots, 8\ 681$), 11 grödor ($j=1, \dots, 11$) och tidsperioden, $t=2007-2012$.

A_{ijt} antas vara en funktion av ersättning (Ers_{jt}) samt pris (P_{jt}). Dessutom inkluderas jordbruksspecifika effekter, u_i . Dessa modelleras så att variationen mellan jordbrukarna antas vara slumpmässig. Denna specifikation är att föredra framför fasta jordbruksspecifika effekter eftersom skillnaden mellan jordbrukare i analysen innefattar åtskilliga faktorer (exempelvis region, utbildning, intresse, enskild drivkraft etc.) varav flera kan antas vara slumpmässiga. Exempelvis kan skillnaden i drivkraft mellan jordbrukare variera slumpmässigt.⁵⁵ Eftersom olika grödor produceras med olika produktionsteknologier, inkluderas grödspecifika effekter, θ_j .⁵⁶

På grund av begränsad variation i pris- och ersättningsstatistiken skattas inte separata samband för respektive gröda. Istället estimeras jordbrukarens ”genomsnittliga” reaktion på en pris- respektive ersättningsförändring. Detta innebär att regressionen endast utmynnar i en pris- respektive ersättningskoefficient. Eventuella skillnader i koefficienter som kan förekomma mellan olika grödor fångas därmed inte.

Av samma skäl som diskuterats tidigare, skattas ett samband för ekologisk djurhållning:

$$\ln(DE_{idt}) = \alpha_0 + \alpha_1 \ln(Ers_{dt}) + \alpha_2 \ln(P_{dt}) + \delta_d + u_i + \varepsilon_{idt}.$$

Där DE_{idt} betecknar ekologisk djurhållning per producent (i) och djurslag (d) i tidpunkten (t). Statistiken omfattar 7 963 jordbrukare ($i=1, \dots, 7\ 963$), sex djurslag ($d=1, \dots, 6$) och tidsperioden, $t=2007-2012$.

Den ekologiska djurhållningen (DE_{idt}) antas bero av ersättning (Ers_{dt}) och pris (P_{dt}). Jordbruksspecifika effekter (u_i) inkluderas på motsvarande sätt som för ekologisk odling. Dessutom inkluderas djurslagsspecifika effekter, δ_d .

Av olika anledningar kan jordbrukare reagera olika starkt på prisförändringar kontra förändringar i miljöersättningen. Ibland framhålls att det på grund av stor variation i priset på jordbruksprodukter finns en osäkerhet om framtida intäkter för producenterna. Ersättning till ekologisk produktion ska kompensera för de merkostnader som är förknippade med att producera ekologiskt (Jordbruksverket 2010). Eftersom denna inte varierar kraftigt över tiden, kan den skapa en större ekonomisk trygghet. Därmed kan ersättningen påverka jordbrukarens produktionsbeslut i större utsträckning än priset. Å andra sidan ger prisförändringar en viktig signal om marknadens efterfrågan

⁵⁵ Regressioner med alternativa specifikationer har genomförts och analyserats som underlag för valet. Breusch-Pagan LM-test för random effects indikerar att denna specifikation är att föredra.

⁵⁶ Ytterligare faktorer som region har inget ytterligare förklaringsvärde och utelämnas därmed från analysen.

och därmed hur lätt eller svårt det är att sälja sina produkter. Ersättningen däremot betalas ut per hektar och ger ingen garanti för att produkten får avsättning på marknaden.⁵⁷

Data och deskriptiv statistik för ekologisk odling

Uppgifter om jordbrukarens ekologiska areal har inhämtats från Jordbruksverkets databas över miljöersättningar (DAWA). Där framgår bland annat den areal per gröda som brukaren sökt ersättning för. Även ersättningsnivåer har erhållits via Jordbruksverket (Jordbruksverket 2010, 2014b).⁵⁸ Likaså har priser på konventionella grödor i huvudsak hämtats från Jordbruksverket, och dess allmänna statistikdatabas. Däremot finns inte statistik över pristillägget på ekologiska produkter presenterat på liknande sätt. Pristilläggen har inhämtats från tidigare rapporter av Jordbruksverket (2008a, 2008b, 2010) samt från Ekologiska Lantbrukarna (2008, 2010) och Proteintipset (2014). I studien inkluderas data för elva ekologiska grödor. Urvalet har begränsats till de grödor för vilka prisstatistik har kunnat inhämtas.⁵⁹ De grödor som inkluderats är därmed: grönsaker, havre, frukt och bär, korn, potatis, raps och rybs, råg, rågvete, vårvete, höstvete samt foderärt.⁶⁰ Tabell 2 definierar de variabler som används i analysen av ekologisk odling och ger deskriptiv statistik.

Tabell 2 Definitioner och deskriptiv statistik: ekologisk odling

Variabler*	Definition	Medel	Std. av	Min	Max
Beroende					
Areal	Ekologisk grödareal (hektar)	10,73	15,65	0,01	500,35
Förklarande					
Ersättning	Ersättning för att producera ekologiskt (kronor per hektar)	1 747,11	1 289,32	650,00	7 500,00
Pris	Kronor per kg	3,24	3,34	0,77	21,96

* Eftersom regressionen enbart resulterar i en pris- respektive ersättningskoefficient redovisas inte heller den deskriptiva statistiken för enskilda grödor.

Data och deskriptiv statistik för ekologisk djurhållning

Uppgifter om ersättningsnivåer samt pris på konventionella djurslag har i huvudsak inhämtats från Jordbruksverket. Avsaknad av officiell ekologisk prisstatistik (undantag mjölk och ägg) har inneburit att pristillägget på ekologiska animalieprodukter insamlats från olika källor såsom Jordbruksverket (2008a), Ekologiska Lantbrukarna (2010), HKScan Agri (2014)⁶¹ och Hushållningssällskapet (2008, 2012). I studien inkluderas data för sex djurslag⁶² -får, värphöns, mjölkkor, ungo, ungnöt samt slaktsvin.⁶³ Tabell 3 definierar variabler som används i analysen och ger deskriptiv statistik.

⁵⁷ En annan hypotes är att ersättning och pris är starkt korrelerade. En analys av datat visar att dessa variabler korrelerar (0,7 respektive 0,4) men inte till den grad att det finns stora problem med multikollinearitet. Dock bör koefficienterna tolkas med försiktighet.

⁵⁸ Ersättningsnivåerna redovisas i appendix.

⁵⁹ Studien täcker 75 procent av den totala ekologiska grödarealen (exklusive vall).

⁶⁰ I vissa fall har estimat fått göras. Exempelvis har pristillägget på ekologisk frukt beräknats utifrån konsumentpriser på ekologiska produkter.

⁶¹ Genomsnittliga årspriser (via www.hkscanagri.se) för 2012 baserat på ett genomsnitt av fyra veckopriser (var 10:e vecka).

⁶² Studien täcker därmed 99 procent av alla jordbrukare med ekologisk djurersättning.

⁶³ Indelningen i Jordbruksverkets statistik över ekologisk djurersättning (DAWA) skiljer sig från den uppdelning som görs i Jordbruksverkets övriga statistikdatabas.

Tabell 3 Definitioner och deskriptiv statistik: ekologisk djurhållning

Variabler*	Definition	Medel	Std. avv	Min	Max
Beroende					
Djurhållning	Antal ekologiska djurenheter**	16,95	32,57	0,002	1 196,58
Förklarande					
Ersättning	Ersättning för att producera ekologiskt (kronor per djur)	1 074,06	534,24	11,20	1 700,00
Pris	Kronor per kg	19,61	12,50	2,95	37,31

* Eftersom regressionen enbart resulterar i en pris- respektive ersättningskoefficient redovisas inte heller den deskriptiva statistiken för enskilda djurslag.

** Antal djur som motsvarar en djurenhet varierar mellan olika djurslag (se vidare appendix).

Resultat: ersättning och pris påverkar den ekologiska produktionen

Tabell 4 presenterar resultat från regressionerna. Dessa visar, som förväntat, om pris eller ersättning stiger kommer den ekologiska arealen och djurhållningen att öka. Resultaten indikerar att om priset ökar med 1 procent, kommer den ekologiska arealen att öka med 0,14 procent. En motsvarande ökning av ersättningen med 1 procent ökar arealen med ca 0,44 procent. För den ekologiska djurhållningen är reaktionen på en ersättningsökning med 1 procent något svagare (0,32 procent) medan prisreaktionen är något starkare (0,18 procent).

Tabell 4 Resultat ekologisk odling respektive djurhållning

	Ekologisk odling	Ekologisk djurhållning
Ersättning	0,44*** (14,40)	0,32*** (18,39)
Pris	0,14*** (9,71)	0,18*** (12,41)
R ²	0,33	0,56

Anm. t-statistikan anges inom parentes. De förklarande variablerna är loggade och kan därmed tolkas som elasticiteter.

*** = signifikant på 1-procentsnivån.

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån DAWA-statistik.

Resultaten för båda typerna av ekologisk produktion visar att jordbrukarna reagerar starkare på en ersättningsökning än en prisökning.⁶⁴ En förklaring kan vara att ersättningen upplevs skapa en större ekonomisk trygghet, eftersom den inte varierar lika mycket som priserna på jordbruksprodukter.

Den här analysen kompletterar de genomsnittskalkyler för olika typer av produktion som presenteras i Jordbruksverkets rapport (Jordbruksverket 2010). Resultaten visar att både ersättning och pris påverkar ekologisk produktion. Eftersom det finns osäkerheter i prisstatistiken och andra metodologiska svagheter ska koefficienternas storlek tolkas med försiktighet.

En framtida studie där både konventionella och ekologiska jordbrukare inkluderas skulle vara en intressant vidareutveckling. Om det dessutom är möjligt att matcha miljöersättningsdata med jordbrukspecifik statistik kan en sådan analys inkludera fler

⁶⁴ Ersättning anges i kronor per hektar medan pris anges i kronor per kg. Alternativa regressioner, exempelvis där ersättning räknats om till kronor per kg visar på samma samband. Uppgifter om genomsnittliga ekologiska skördar per hektar har, gällande spannmål, hämtats från Jordbruksverket och SCB (2013), avseende frukt och bär från Jordbruksverket (2011a) samt från Jordbruksverket (2008b) gällande grönsaker.

variabler som kan tänkas påverka produktionsbeslutet och förklara vad som gör att en jordbrukare ställer om till ekologisk produktion.

AVSLUTANDE DISKUSSION

Genom att ekologiska produkter betingar ett högre pris än konventionella finns ekonomiska incitament att ställa om produktionen, även utan stöd. Det är viktigt att det miljömotiverade stödet ger upphov till ytterligare miljövärden jämfört med en situation utan stöd.

Analysen visar att de empiriska beleggen för att ekologisk produktion genererar miljömässiga mervärden är svaga. Potentiellt kan omställning till ekologisk produktion bidra till ökad biologisk mångfald. Effekter på, och värdet av, biologisk mångfald varierar kraftigt beroende på typ av landskap, referensnivå, värdet av en varierad landskapsbild etc. Däremot inte nödvändigtvis beroende på om det är konventionell eller ekologisk produktion som bedrivs. Därmed är det oklart på vilken miljömässig grund det generella stödet till ekologisk produktion kan motiveras. Eventuella miljönyttor är dessutom kopplade till omställning av produktionen, inte till certifiering. Det innebär att det saknas miljömässiga motiv för den högre ersättningen till certifierad produktion. Analysen visar att styrmedlet är för trubbigt för att uppnå några större positiva effekter på biologisk mångfald: andelen ekologisk areal är relativt låg i intensivt odlade områden, där störst potential för miljövinster finns. I ett EU-perspektiv är den svenska ersättningen till ekologisk produktion relativt hög. Detta kan inte motiveras utifrån en generellt större miljöeffekt – skillnaden mellan konventionell och ekologisk produktion är i flera fall relativt liten i Sverige. Det kan dock inte uteslutas att Sverige värderar en varierad landskapsbild högre jämfört med andra länder. Detta utgör dock inget argument för att bibehålla ett, internationellt sett, högt stöd till ekologisk produktion då analyserna tyder på att liten miljönytta erhålls för pengarna. Om målet är att öka den biologiska mångfalden är det bättre att rikta styrmedlet direkt mot det som ger den positiva miljöeffekten. Effekter och kostnader av riktade åtgärder för att öka den biologiska mångfalden i intensivt odlade landskap⁶⁵ bör analyseras och jämföras med den generella ersättningen till ekologisk produktion. Bibehållen jordbruks- och betesmark kan bidra positivt till biologisk mångfald i områden där dessa marker riskerar växa igen och övergå till mer artfattig mark. Dock påverkas inte den biologiska mångfalden i detta fall av om det är konventionell eller ekologisk produktion som bedrivs. Stöd till ekologisk produktion i skogsbygder kan därför ifrågasättas. Det bör istället utredas i vilken grad de miljöersättningar⁶⁶ som redan finns bidrar till positiva effekter på den biologiska mångfalden och om förändringar i utformningen av dessa stöd skulle kunna förbättra miljöeffekterna.

Vidare visar analysen att, även om ersättningen påverkar jordbrukarens beslut, skulle det även i en situation utan ersättning finnas ekologiskt producerade varor på den svenska marknaden eftersom jordbrukarnas produktionsbeslut också påverkas av

⁶⁵ Exempel på riktade åtgärder kan vara att stimulera användningen av perenna grödor i växtföljden, odling av vall eller mångfaldstråda. För att minska användningen av växtskyddsmedel bör alternativa styrmedel utredas, exempelvis en reformering av den befintliga skatten på bekämpningsmedel.

⁶⁶ Ersättningarna utgörs av kompensationsstöd, stöd till vallodling samt stöd till slåtterängar och betesmarker.

marknadens efterfrågan. Några av de argument som förekommer i debatten om ekologiska produkter är:⁶⁷

- ”Den ekologiska produktionen står och stampar i Sverige, samtidigt som efterfrågan ökar”
- ”...[D]e ekonomiska villkoren för lantbrukarna har försämrats”.
- ”Med stimulerande politik skulle vi kunna få se lägre priser på ekologiskt”

Vår analys indikerar att jordbrukarna ser ökade priser som en signal på ökad efterfrågan och en anledning att öka produktionen. Argumentationen ovan är därmed paradoxal: stödet till ekologisk produktion subventionerar produktionen så att mer kan bjudas ut till lägre priser. Detta innebär inte nödvändigtvis att lönsamheten för lantbrukarna förbättras: om mer bjuds ut sänks priset och lönsamheten för den enskilda jordbrukaren (vinstmarginalen) kan därmed vara oförändrad.

När dessutom motiven bakom miljöstödet till ekologisk produktion vilar på tveksamma grunder bör offentliga medel med syfte att förbättra miljön komma till större nytta inom andra delar av Landsbygdsprogrammet. Det kan visserligen finnas andra motiv att stödja ekologisk produktion än de miljömässiga. Vanligt är att förbättrad hälsa⁶⁸ och bättre djurskydd läggs fram som sådana argument. Stödet är dock infört och motiverat utifrån miljömässiga skäl. Finns andra skäl till att stödja denna produktionsform, kan inte målsättningen sägas vara miljörelaterad, och motiven bör därmed omformuleras.

Slutsatsen är att de offentliga medel som idag satsas på stöd till ekologisk produktion sannolikt skulle ge högre miljönytta om de istället riktas mot direkta åtgärder för att öka den biologiska mångfalden.

AVSNITTET I KORTHET

- De empiriska bevisen för att ekologisk produktion genererar miljömässiga mervärden är svaga. Potentiellt kan omställning från konventionell till ekologisk produktion bidra till ökad biologisk mångfald.
- Effekter på, och värdet av, biologisk mångfald varierar dock kraftigt beroende på en rad faktorer, och analysen visar att styrmedlet är för trubbigt för att uppnå betydande positiva effekter på biologisk mångfald: Andelen ekologisk areal är högre i skogsbygder, där miljövinster är små eller obefintliga. I slättbygder, där störst potential för miljövinster finns, är andelen ekologisk areal lägre.
- Eventuella miljönyttor är kopplade till omställning, inte certifiering. Det innebär att det saknas miljömässiga motiv till den högre ersättningen till certifierad produktion.
- Den empiriska analysen visar att både ersättning och pris påverkar jordbrukarens ekologiska areal respektive djurhållning.

⁶⁷ Dessa citat är hämtade från artikeln ”Riksdagen behöver ge ekomaten en knuff i rätt riktning”, publicerad i Göteborgs-Posten 14-05-20 och författad av bland annat Coop, Naturskyddsföreningen och KRAV.

⁶⁸ Enligt Livsmedelsverket (2014) förekommer rester av bekämpningsmedel i lägre utsträckning i ekologiska produkter. Däremot går det inte att fastställa att ekologiska produkter generellt innehåller lägre naturliga halter av gifter (såsom mögelgifter) eller en högre mineral- eller vitaminhalt. Verket menar att det behövs ytterligare studier för att fastställa skillnader i produktinnehåll mellan de två produktionssätten. För att kunna dra slutsatser om hälsoeffekter behövs dessutom studier om hur eventuella skillnader i produktinnehåll påverkar hälsan. Trots omfattande forskning har det inte kunnat påvisas några entydiga bevis för att ekologiska produkter är mer hälsosamma än konventionella (Rabinowicz 2013).

- Resultaten för båda typerna av produktion indikerar att jordbrukaren reagerar starkare på en ersättnings- än en prisökning. Om exempelvis priset ökar med 1 procent, kommer den ekologiska arealen att öka med 0,14 procent. En motsvarande ersättningsökning med 1 procent ökar arealen med ca 0,44 procent.
- Utvärderingar av ersättningen till ekologisk produktion måste beakta att eventuella ökningarna i arealen och djurhållningen inte enbart kan antas vara ersättningens förtjänst.
- I ett EU-perspektiv är den svenska ersättningen till ekologisk produktion relativt hög. Det kan inte motiveras utifrån en generellt större miljöeffekt: skillnaden mellan konventionell och ekologisk produktion är i flera fall relativt liten i Sverige.
- Styrmedel bör riktas direkt mot det som påverkar miljöeffekten. De offentliga medel som satsas på stöd till ekologisk produktion bör kunna ge betydligt högre miljönytta om de istället riktas mot direkta åtgärder för biologisk mångfald.
- Under förutsättning att ersättningen till ekologisk produktion består, är det viktigt att den reformeras i en riktning som gör den mindre trubbig. Ersättningen kan differentieras så att skogsbygder får en lägre ersättning än slättbygder. Dessutom kan ersättningen trappas ner efter en omställningsperiod.

APPENDIX EKOLOGISK PRODUKTION

Tabell 5 illustrerar ersättningen till certifierad respektive icke-certifierad ekologisk produktion. Av tabellens andra kolumn framgår att ersättningen i tidigare program (2000-2006) var lika för alla ekologiska producenter oavsett om de var certifierade eller ej.

Tabell 5 Miljöersättning till ekologisk produktion inom Landsbygdsprogrammet(LBP)

Kronor per hektar (djurenhet) för olika år: Grundersättning (E) samt tilläggsersättning (T)

	LBP 2000-2006		LBP 2007-2013					
	2000-2006		2007-2008		2009		2010-2013	
	E		E	T	E	T	E	T
Spannmål	1 300		975	325	650	650	650	800
Oljeväxter	2 200		1 650	550	1 100	1 100	1 100	1 100
Proteingrödor	1 300		975	325	650	650	650	800
Potatis	2 200		3 750	1 250	2 500	2 500	2 500	2 500
Grönsaker	5 000		3 750	1 250	2 500	2 500	2 500	2 500
Frukt och bär	7 500		5 625	1 875	3 750	3 750	3 750	3 750
Djurenhet	1 700		1 200	400	800	800	800	800

Anm. I programperioden 2000-2006 erhöles samma ersättning för certifierad respektive icke-certifierad produktion. Denna kallas här grundersättning. I programperioden 2007-2013 är ersättningen fördelad på en grundersättning och en tilläggsersättning.

Källa: Jordbruksverket (2010, 2014b).

Ersättningen till ekologisk djurhållning i Landsbygdsprogrammet 2007-2013 betalas ut i form av en extra ersättning för ekologisk odling.⁶⁹ Denna ersättning utbetalas per djurenheter. Antal djur som motsvarar en djurenhet varierar mellan olika djurslag enligt tabell 6 nedan.⁷⁰

Tabell 6 Antal djur per djurenhet

Djurslag	Antal djur som motsvarar en djurenhet
Mjölkkor, am- och dikor	1,00
Ungnöt (6 månader-2 år)	1,67
Tackor, getter (hondjur)	6,67
Slaktsvin	10,00
Värphöns	71,43

Källa: Jordbruksverket (2014c).

⁶⁹ Även betesmarker och slåtterängar som ingår i ett åtagande för miljöersättning kan berättiga till stöd för ekologisk djurhållning. 2000-2006: arealanknuten djurersättning utbetalas enbart för areal vilken avser ekologisk vallodling och grönfoder. 2007-2013: alla grödor berättigade till ersättning för ekologisk växtodling kan motivera arealanknuten djurersättning.

⁷⁰ Tabellen omfattar även suggor och slaktkycklingar. Eftersom statistik över pristillägget på ekologisk fjäderfä samt suggor inte lyckats erhållas exkluderas dessa från den här studien.

2.2 Skatt på mineralgödsel

Dagens användning av mineralgödsel orsakar miljöproblem i form av övergödning, minskad biologisk mångfald samt global uppvärmning av klimatet. I detta avsnitt analyseras hur en skatt på mineralgödsel kan internalisera de miljökostnader som mineralgödselanvändningen leder till. Kortsiktiga effekter av en sådan gödselskatt estimeras och de långsiktiga, mer svårförutsägbara, effekterna analyseras. Resultaten visar att gödselmedelskatten kan minska tillförseln av mineralgödsel på åkermarken kostnadseffektivt.

Den globala livsmedelsproduktionen är beroende av tillgången på mineralgödsel.⁷¹ Övergången till en mer animalisk och resurskrävande kost samtidigt som världens befolkning växer, förväntas öka efterfrågan på mineralgödsel ytterligare (Cordell 2010). Många av de negativa miljöeffekter som jordbruksproduktionen leder till beror på tillförseln av näringsämnen (kväve, fosfor och kalium) via gödslingen. Tillväxten begränsas utan dessa näringsämnen, vilka utgör bristvaror i naturen. Nedan beskrivs gödselanvändningen samt de miljöproblem som kvävet i mineralgödsel ger upphov till.

GÖDSELANVÄNDNINGEN I SVERIGE

Användningen av mineralgödsel i Sverige ökade markant från 1930-talet, kulminerade på 1970-talet, för att sedan avta från mitten av 1980-talet (SCB 2013). Minskningen förklaras huvudsakligen av reducerad spannmålsproduktion, ökad vallodling samt ökad effektivitet i kväveanvändningen (SCB 2013).

Mineralgödsel tillverkas inte i Sverige utan importeras, till stor del (ca 70 procent) från andra EU-länder.⁷² Av den totalt brukade åkerarealen gödslas 39 procent med mineralgödsel, 14 procent med stallgödsel och 22 procent med både mineral- och stallgödsel (SCB 2014a).⁷³ I genomsnitt tillförs nästan dubbelt så mycket kväve⁷⁴ på den areal som gödslas med både mineral- och stallgödsel jämfört med den areal som enbart gödslas med mineralgödsel.⁷⁵ Eftersom näringssammansättningen i stallgödsel sällan är optimal för grödan (för mycket fosfor och kalium i relation till kväve) är inte stallgödsel ett perfekt substitut till mineralgödsel. Jordbrukare kompletterar därför användningen av stallgödsel med mineralgödsel vars sammansättning är välkänd. Dessutom är kvaliteten på mineralgödsel högre eftersom mängd och näringsupptag kan anpassas utifrån grödans behov (Nilsson 2012).

⁷¹ Genom brytning av fossil fosfor och tillverkning av mineralgödsel kan inorganiska näringsämnen tillföras åkermarken.

⁷² Resterande andel importeras från Ryssland och Vitryssland (SCB 2014b). Mineralgödslet kan dock tillverkas i annat land än det importerats från. Exempelvis är den största producenten av mineralgödsel till Sverige ett norskt företag vars produkter går via Hamburg.

⁷³ Detta innebär att 25 procent av den brukade åkerarealen inte gödslades. Total brukad areal uppgår till total åkerareal minus träda och ett antal små arealer som spannmålsförsök, oljeväxtförsök med mera.

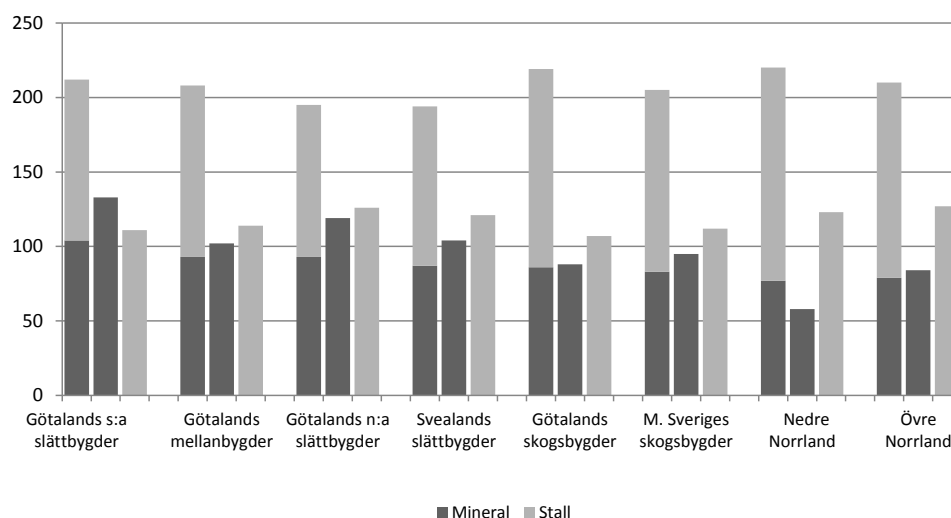
⁷⁴ I Sverige stod (år 2013) mineralgödsel för ca 77 procent, eller 155 330 ton, av den totala användningen av växttillgängligt kväve. Växttillgängligt kväve utgör det lättlösliga kvävet, ammoniumkväve och nitratkväve, som är direkt tillgängligt för växterna efter spridning. Detta till skillnad från det organiskt bundna kvävet som frigörs långsamt genom mineralisering och därför inte är tillgängligt förrän i ett senare skede (SCB 2014a).

⁷⁵ Detta förklaras delvis av att andelen växttillgängligt kväve i stallgödseln var 52 kg per hektar medan övriga 62 kg per hektar var organiskt bundet kväve vilket frigörs långsamt genom mineralisering och blir tillgängligt för grödorna först på sikt (SCB 2014a).

Spannmålsproduktionen är i hög grad koncentrerad till slättbygderna (Götalands norra och södra slättbygder och Svealands slättbygder). I dessa områden ligger genomsnittlig mineralgödselanvändning högre än riksgenomsnittet (se figur 6). Exempelvis hade 62 procent av den gödslade grödarealen i Götalands södra slättbygder en kvävetillförsel på över 110 kg kväve per hektar, medan motsvarande andel areal i Norrland låg på mellan 6 till 15 procent (SCB 2014a). Detta förklaras av jordbrukets intensitet i slättbygderna samt att fördelningen av grödor skiljer sig gentemot andra områden.

Figur 6 Kvävemängd som tillförs åkermarken per gödseltyp och område

Kg kväve per hektar



Anm. Den första kolumnen illustrerar de jordbruk som kombinerar mineral- och stallgödsel.

Källa: SCB (2014a).

Figur 7 visar att andelen åkerareal som enbart tillförs stallgödsel är minst i slättbygderna (3, 8 och 11 procent av total åkerareal) och högst i Övre och Nedre Norrland (32 respektive 24 procent), samt Götalands och Mellersta Sveriges skogsbygder (27 respektive 21 procent). Att en relativt stor andel av arealen i Norrland enbart använder stallgödsel förklaras av en förhållandevis stor andel ekologisk produktion (som inte tillåter mineralgödsel – se avsnitt 2.1). Användningen av stallgödsel beror också av djurhållningens geografiska spridning. Götalands skogsbygder och mellanbygder samt Norrland kännetecknas av hög djurtäthet, medan den är låg i Svealands slättbygder (SCB m.fl. 2012).⁷⁶ I kontrast är andelen som enbart tillför mineralgödsel större i slättbygderna och mindre i Norrland samt Götalands och Mellersta Sveriges skogsbygder.

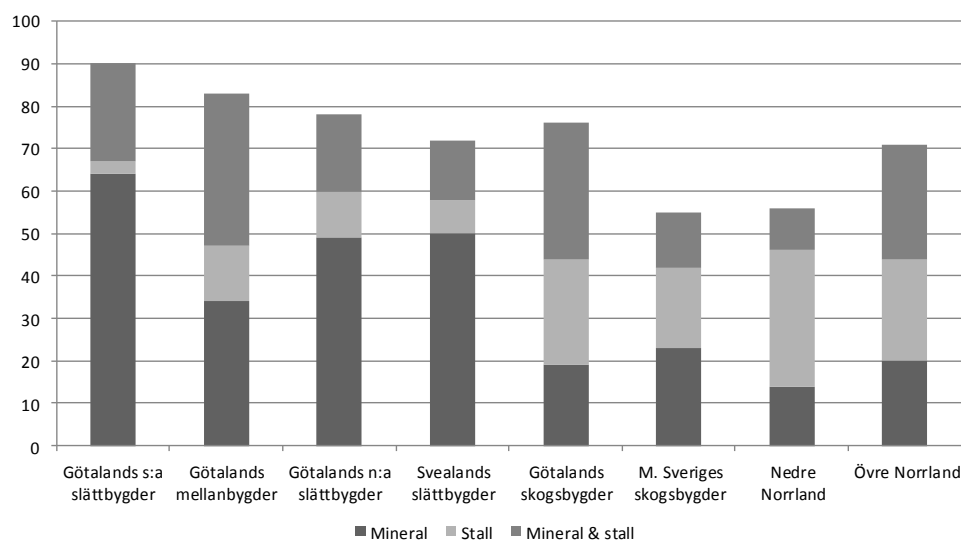
Andelen åkerareal som tillförs någon typ av gödsel ökar med gårdsstorlek. För gårdar i storleksintervallet 2,1 till 20 hektar gödslas enbart 43 procent av åkerarealen medan motsvarande siffra är 86 procent för gårdar större än 100 hektar (SCB 2014a). Dessutom använder de större gårdarna i högre grad enbart mineralgödsel, vilket kan förklaras utifrån produktionsinriktning samt en högre grad av specialisering.⁷⁷ Att slättbygderna i högre grad domineras av större gårdar kan klargöra varför dessa områden i högre utsträckning gödslar åkerarealen samt förlitar sig på mineralgödsel.

⁷⁶ Djurtäthet avser antal djurenheter per hektar.

⁷⁷ Större jordbruk producerar i högre grad grödor som går till försäljning på en global marknad.

Figur 7 Andel av åkerarealen i de olika jordbruksregionerna som gödglas

Procent av total åkerareal



Källa: SCB (2014a).

KVÄVETILLFÖRSELNS MILJÖPÅVERKAN

Det kväve som tillförs åkermarken ger upphov till en mängd olika miljöeffekter. Det är först på senare tid som forskningen har förstått hur miljöeffekterna hänger samman. Likt vatten kan kväveföreningar förflytta sig genom luft, vattensystem och mark men till skillnad från vatten tillförs kväve i ökande kvantiteter, och ackumuleras lokalt, regionalt samt globalt (Galloway m.fl. 1995). Sambandet brukar benämnas kvävekaskaden, och uppstår när miljöeffekterna som orsakas av kvävet slutligen blir oberoende av källan (Galloway m.fl. 2003). Mineralgödsel utgör den största införselkällan av kväve till kvävecykeln och skiljer sig från övriga gödselkällor (till exempel stallgödsel och slam) vilka istället återanvänder befintligt kväve i cykeln.⁷⁸

Kväve kan delas upp i två kategorier: kväve som är kemiskt stabilt i marknära luftlager och återfinns i form av kvävgas samt som dikväveoxid, oftast benämnd lustgas. Lustgas förekommer i betydligt lägre nivåer motsvarande ca en miljondel av koncentrationen av kvävgas. Den andra kategorin omfattar kväveföreningarna kväveoxid, kvävedioxid och ammoniak. Dessa föreningar förekommer i mycket låga koncentrationer, ca 1 000 gånger lägre än lustgas. Till skillnad från kvävgas och lustgas är dessa kemiskt instabila i marknära luftlager. De bryts därför lätt ned och reagerar med andra ämnen – därav går även dessa föreningar under benämningen reaktivt kväve (Galloway m.fl. 2003). Genom dessa reaktioner kan ovan nämnda kväveföreningar omvandlas i atmosfären till: partikulärt ammoniumnitrat samt till gaserna salpetersyra och ozon. I nederbörd, markavrinning och i vattendrag förekommer kväve i form av nitrat- och ammoniumjoner.

Tillförseln av reaktivt kväve från mineralgödsel bidrar bland annat till övergödning, global uppvärmning av klimatet, minskad biologisk mångfald, försurning samt nedbrytning av ozonlagret i stratosfären (Sutton m.fl. 2011). Miljöpåverkan orsakas av

⁷⁸ Användningen av mineralgödsel leder också till utsläpp av fosfor och kadmium. Analysen fokuserar på kvävet på grund av de multipla miljöproblem som kvävetillförseln orsakar. Dessutom har Naturvårdsverket (2013) föreslagit en skatt på kadmium i fosforgödsel.

nitrat och andra kemiska föreningarna och kan vara såväl lokal, regional som global (se tabell 7).

Tabell 7 Miljöeffekter kopplade till jordbrukets kvävetillförsel

Kemisk förening	Påverkan	Effekter
Ammoniumnitrat (NH ₄ NO ₃)	Försurning	Lokal, Regional
	Övergödning	Lokal, Regional
	Biologisk mångfald	Lokal
	Nitrat i grundvattnen	Lokal
Dikväveoxid/Lustgas (N ₂ O)	Växthusgas	Global
	Ozonlagret i stratosfären	Regional, Global
Kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO ₂), samlingsnamn NO _x	Bildning av marknära Ozon	Regional, Global
Ozon (O ₃)	Växthusgas	Global
Ammoniak (NH ₃)	Luftpartiklar	Regional
Salpetersyra (HNO ₃)	Sur nederbörd	Lokal, Regional

Miljöpåverkan beror också på andra faktorer såsom gröda, jordart, nederbörd (mängd och frekvens), retention⁷⁹ och recipientens egenskaper. Att kvantifiera den negativa miljöpåverkan av en viss kvävetillförsel är därför förenat med stora osäkerheter.

Globalt har den antropogena tillförseln av kväveföreningar ökat avsevärt (mellan 1860 och 2000).⁸⁰ Kväveprocessen har identifierats som en av de biofysiska processer där de planetära gränsvärdena har överskridits, vilket innebär en ökad risk för irreversibla miljöförändringar (Rockström m.fl. 2009). Genom att skala gränsvärdena till nationell nivå visar Nykvist m.fl. (2013) att Sverige överskrider det nationella gränsvärdet för nitrat (uttryckt i kvävetillförsel från mineralgödselanvändning per person).

Tillförseln av reaktivt kväve till jordbrukssektorn, i form av mineralgödsel, har påverkat den naturliga kväveprocessen. Matproduktion står globalt sett för över 70 procent av den antropogena tillförseln (Galloway m.fl. 2002; Sutton m.fl. 2011).⁸¹ Enbart ca 12 procent av det reaktiva kväve som tillförs jordbruket hamnar slutligen hos människan genom livsmedelskonsumtion, medan merparten tillförs miljön (Galloway m.fl. 2003). I Sverige har kvävetillförseln från mineralgödsel ökat från 1930-talets ca 10 000 ton per år till dagens nivå på 155 330 ton.

Jordbrukets gödselanvändning utgör den dominerande källan till belastningen av näringsämnen till Östersjön. Övergödningen orsakas av att näringsämnen läcker ut från åkermarken och transporteras till nedströms vattenförekomster via yt- och grundvattnen. Om tillförseln av näringsämnen till åkermarken överstiger de näringsämnen som grödan tar upp uppstår ett överskott, vilket leder till läckage.⁸² Kväveöverskottet bidrar

⁷⁹ Samlingsbegrepp för alla processer som innebär att bara en viss andel av den totala mängden kväve eller fosfor från en källa i slutändan belastar en viss vattenförekomst (vattendrag, sjö eller hav).

⁸⁰ Från ca 15 teragram kväve per år till ca 165 teragram kväve per år. 1 Teragram = 1*10⁹ kg.

⁸¹ Ca fem gånger mer tillförsel än energiproduktionen.

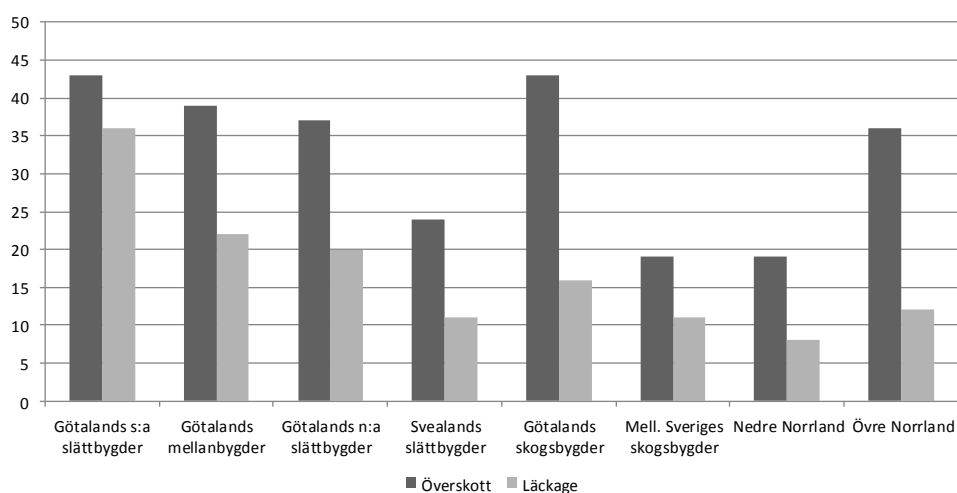
⁸² Läckaget leder även till förhöjda nitrathalter i grundvattnen vilket kan innebära hälsoeffekter för de hushåll som erhåller sitt vatten från denna källa.

även till utsläpp av lustgas (N₂O, dikväveoxid) från åkermark.⁸³ Enligt Naturvårdsverket⁸⁴ innebär varje kg tillfört kväve till åkermarken ett lustgasutsläpp motsvarande 3,9 kg CO₂e. Utöver dessa utsläpp uppstår även utsläpp vid tillverkning motsvarande 3 kg CO₂e (Naturvårdsverket 2008). Det är med andra ord överskottet samt det påföljande läckaget av kväve som orsakar en betydande del av miljöeffekterna kopplade till kvävetillförseln.⁸⁵

Figur 8 belyser att kväveöverskottet är störst i Övre Norrland, Götalands södra och norra slättbygder samt dess skogs- och mellanbygder – med ett överskott på 36 till 43 kg kväve per hektar.

Figur 8 Kväveöverskott samt kväveläckage per region

Kg kväve per hektar



Källa: SCB (2014b).

I Svealands slätt- och skogsbygder samt i Nedre Norrland är motsvarande överskott mellan 19 och 24 kg. Detta avspeglas även i jordbrukets kväveläckage – vilket är lägre i dessa regioner. Läckaget beror även av platsspecifika förhållanden såsom jordart, topografi och nederbörd. Hur kväveläckaget påverkar övergödningen i Östersjön och Västerhavet, beror på retentionen mellan åkermark och hav, samt var i haven kvävebelastningen sker. Minskad gödsling ger störst effekt på övergödningen i regioner som uppvisar högt kväveläckage samt har stor effekt på belastningen till känsliga delar i haven.

För att minimera utsläppen av växthusgaser samt kväveläckaget bör inte mer näringsämnen tillföras än vad grödan kan ta upp (SCB m.fl. 2012).⁸⁶ En balanserad gödsel användning innebär att jordbrukaren endast ersätter näringsämnen som förts bort från åkermarken via grödorna. Detta minskar näringsöverskottet och därmed läckaget.

⁸³ Lustgas kan även bildas av ammoniak och nitrat som härrör från jordbruket men som omsätts i andra delar av kvävekaskaden.

⁸⁴ Lokala modifieringar av IPCC:s riktlinjer för mineralgödsel.

⁸⁵ Utsläpp vid produktion av mineralgödsel är ej inräknade enligt internationell standard för bokföring av utsläpp eftersom dessa inte produceras i Sverige. Dessutom ingår merparten av utsläppen i EU-ETS.

⁸⁶ Näringsämnen tillförs med mineralgödsel, ställgödsel, kvävefixering eller förfrukt. Med förfrukt avses grödan som odlats året innan och lämnat kväve över som kan tas upp av grödan som odlas efter, samt kan påverka markens struktur och därmed skörden av grödan som odlas efter.

Kväveöverskottet förklaras huvudsakligen av skillnader i tillförsel snarare än bortförsel av kväve (Williamsson 2008). Gårdar med stora kväveöverskott har större inköp av mineralgödsel, foderkväve och stallgödsel. Att jordbrukaren använder mer gödsel än vad grödan kräver kan förklaras av att variationer i skördarna är kopplade till på förhand okända parametrar, såsom väder. Dessa parametrar påverkar behovet av gödsling. Som en typ av riskförsäkring föredrar därför jordbrukare att använda för mycket, snarare än för lite, gödsel (Pearce och Koundouri 2003; von Blottnitz m.fl. 2006). Detta förstärks av att kostnaden för mineralgödsel utgör en relativt liten del av jordbrukarens rörliga produktionskostnader (Brink m.fl. 2011).⁸⁷

Värdet av de negativa externa effekterna

Kvävetillförseln till åkermark genererar en mängd negativa miljöeffekter. Värdet av dessa externa effekter behöver uppskattas för att kunna säga något om den optimala mineralgödselanvändningen.

Miljöskadekostnaderna av den totala tillförseln (vilken inkluderar andra källor än jordbruket) av reaktivt kväve i Europa domineras av effekter som utsläppen av nitrater, kväveoxid och ammoniak orsakar (Sutton m.fl. 2011).⁸⁸ Värdet av mineralgödselanvändningen (ökad produktion) beräknades för EU27 att ligga mellan 90 och 720 miljarder kronor per år medan miljöskadekostnaderna beräknades till mellan 180 och 1 360 miljarder kronor per år.⁸⁹ Jordbrukarens marginalnytta av mineralgödselanvändningen är avtagande medan marginalkostnaden av miljöskadorna är stigande. Detta indikerar att en välfärdsvinst av minskad användning är som störst vid höga gödslingsnivåer. Enligt studien skulle en internalisering av miljöskadorna minska tillförseln av mineralgödsel i nordvästra Europas jordbruksproduktion med 50 kg kväve per hektar, vilket motsvarar en minskning på 30 procent (Sutton m.fl. 2011). Hur stor minskning det skulle innebära för Sverige framkommer inte.⁹⁰

Kvävecykelns komplexitet gör det svårt att estimerar samtliga miljöskadekostnader från användningen av mineralgödsel (Brink m.fl. 2011). Som tidigare nämnts kommer dessa effekter variera beroende på jordbruksmetoder, geografiska förutsättningar samt var miljöeffekten uppstår. Beräkningar, som de ovan, är därför behäftade med stora osäkerheter. Ett alternativt angreppssätt är att utgå från miljömålen och låta kostnaden för att nå målen utgöra en approximation av samhällets värdering av miljöskadan. Detta angreppssätt kan emellertid underskatta eller överskatta det faktiska värdet, vilket kan leda till felaktiga policy slutsatser.

Den finns en mängd studier över svenskarnas värdering av övergödningens effekter (Sandström 1996; Söderqvist 1996; Frykblom 1998; Söderqvist och Scharin 2000; Soutukorva, 2001; Söderqvist m.fl. 2005; Ahtiainen m.fl. 2014). Värdet för Sverige av att samtliga länder uppnår reduktionskraven för kväve och fosfor som tagits fram i

⁸⁷ Kostnadsandelen för mineralgödsel utgjorde 13,5 procent av total produktionskostnad (Statskontoret 2009).

⁸⁸ Beräkningar från "European Nitrogen Assessment" som togs fram av 200 forskare från olika discipliner.

⁸⁹ En annan studie visar att miljöskadekostnaden från produktion och användning av mineralgödsel i Europa motsvarar ca 0,5 Euro per kg eller 60 procent av kostnaden för mineralgödsel (von Blottnitz m.fl. 2006).

⁹⁰ Att detta skulle innebära en lika stor minskning även för Sverige är inte troligt eftersom det nationella värdet av mineralgödselanvändningen samt de miljöskadekostnaderna som uppstår inte är desamma.

Helcom:s aktionsplan för havsmiljön (BSAP) uppgår till ca 5 300 miljoner kronor (Ahtiainen m.fl. 2014).⁹¹

Övergödningens miljökostnad av ett kg kväve som når Östersjön, har utifrån ett antal värderingsstudier, beräknats ligga i ett intervall på 120–240 kronor (Gren 2008). Detta intervall utgör även marginalvärdet av att minska kvävebelastningen.⁹² Att koppla miljökostnaden till kg tillfört kväve från mineralgödsel är inte enkelt då den varierar geografiskt beroende på skillnader i överskott, läckage och retention mellan jordbruksmarker samt var i Östersjön belastningen sker. Baserat på ett genomsnittligt läckage på 15 procent av tillfört kväve samt en retention på 50 procent uppgår värdet av att minska tillförseln av mineralgödsel med ett kg kväve, utifrån ett övergödningsspektiv, till mellan 9 och 18 kronor.⁹³

Årliga nyttor och kostnader för att uppnå reduktionskraven för kväve och fosfor enligt BSAP har uppskattats för Sverige till 11 respektive 2,7 miljarder kronor (Hyytiäinen m.fl. 2014).⁹⁴ Det innebär en årlig välfärdsvinst på ca 8 miljarder kronor.

Växthusgasutsläppen som jordbrukets kvävetillförsel ger upphov till kan värderas utifrån koldioxidskatten (alternativt priset på utsläppsätter). Varje kg kväve beräknas ge upphov till ca 3,9 kg CO₂e (Naturvårdsverket 2008). Detta innebär att den svenska mineralgödsetillförseln leder till utsläpp motsvarande 605 570 ton CO₂e. Om dessa utsläpp värderas med den nedsatta koldioxidskatten för jordbruket på 0,66 kronor per kg CO₂ uppgår värdet till ca 400 miljoner kronor.

Det är tydligt, enbart utifrån effekterna på övergödning samt växthusgasutsläpp, att dagens mineralgödseanvändning överstiger den samhällsekonomiskt optimala. Det vill säga värdet av att minska utsläppen från dagens nivå överstiger kostnaden.

STYRMEDEL FÖR ATT MINSKA GÖDSELANVÄNDNINGENS MILJÖEFFEKTER

Det finns tre strategier för att minska miljöeffekterna från användningen av mineralgödsel: 1) att minska tillförseln, 2) att öka kväveeffektiviteten och 3) att minska tillförselns miljöeffekter i olika steg av kvävecykeln.

Åtgärder som minskar en eller flera miljöeffekter i ett steg av kvävecykeln flyttar enbart kvävet från en lokalisering till en annan inom kvävecykeln. Ett exempel är fånggrödor som parkerar och fångar upp kvävet för att sedan återföra det till åkermarken. Ett annat exempel är våtmarker som fångar kvävet och omvandlar en del till kvävgas och lustgas, så kallad denitrifikation (Brink m.fl. 2011). En ökad kväveeffektivitet (genom att grödan tar upp en större andel av det tillförda kvävet) minskar såväl överskott som läckage, men flyttar kvävet till andra delar av cykeln. Att enbart förlita sig på dessa strategier blir otillräckligt på lång sikt eftersom reaktivt kväve ackumuleras i naturen så länge det råder en obalans mellan tillförsel och omvandling.⁹⁵ För att

⁹¹ Det totala värdet för samtliga Östersjöländer skattades till ca 33 miljarder kronor.

⁹² Marginalnyttan av att minska belastningen är dock inte konstant utan avtar med graden av minskning.

⁹³ Data för läckage baseras på SCB (2014b) medan retentionsdatan kommer från Schou m.fl. (2006).

⁹⁴ Dessa siffror baseras på att samtliga länder runt Östersjön uppnår BSAP:s reduktionskvoter för näringsämnen genom en kostnadseffektiv fördelning av åtgärder.

⁹⁵ Fånggrödor samt ökad kväveeffektivitet kan skapa förutsättningar för minskad tillförsel av mineralgödsel.

minska problemet på sikt är därför en minskad kvävetillförsel nödvändig (Galloway m.fl. 2003; Brink m.fl. 2011).⁹⁶

Det finns flera sätt att minska kvävetillförseln till kvävecykeln, varav minskningar i mineralgödselanvändningen är ett. Minskad djurhållning och minskad kvävehalt i importerat foder minskar också kvävetillförseln. Att minska djurhållningen är, i jämförelse med minskad mineralgödning, en kostsam åtgärd (Elofsson 1999; Schou m.fl. 2006; Gren m.fl. 2008; Ahlvik m.fl. 2014). Huruvida en minskad kvävehalt i foder skulle kunna vara en kostnadseffektiv åtgärd behöver analyseras. Det bör dock noteras att eftersom merparten av fodret som används är inhemskt skulle en minskad tillförsel av mineralgödsel indirekt också minska kvävehalten i fodret.

Minskad användning av mineralgödsel har visats vara kostnadseffektivt för att minska kvävebelastningen till Östersjön (Elofsson 1999; Schou m.fl. 2006; COWI 2007; Gren m.fl. 2008; Oenema m.fl. 2009; Brink m.fl. 2011; Ahlvik m.fl. 2014). Minskad användning av mineralgödsel står för huvudparten av den kvävebelastningsminskning som krävs för att uppnå Sveriges åtagande i BSAP (Ahlvik m.fl. 2014; Helcom 2007).⁹⁷ Eftersom kostnaderna av att minska gödslingen, i form av minskade skördeintäkter, ökar ju mindre man gödslar (Schou m.fl. 2006; Hasler m.fl. 2012) är det dock inte kostnadseffektivt att upphöra med mineralgödslingen (Ahlvik och Pavlova 2013).

Befintliga styrmedel

Stöd för investering av kvävesensor är ett av få ekonomiska styrmedel som riktas mot att minska mineralgödselanvändningen inom jordbruket.⁹⁸ Däremot finns ekonomiska styrmedel som riktas mot att minska miljöeffekterna, främst övergödningen. Till exempel kan jordbrukarna få stöd för fånggrödor, vårbearbetning, skyddszoner, våtmarker samt biogasrötning.

Regler om växtnäring finns i förordningen om miljöhänsyn i jordbruket (1998:915) och Jordbruksverket har tagit fram föreskrifter samt allmänna råd (SJVFS 2004:62) som direkt eller indirekt riktas mot mineralgödselanvändningen (Svensk författningssamling 1998; Jordbruksverket 2004). Där finns bland annat begränsningar och regler om lagring och spridning av stallgödsel och andra organiska gödselmedel samt regler om vinterbevuxen mark (SCB 2012). Vidare finns administrativa styrmedel som förbud mot att sprida gödsel vid vissa tidpunkter, lagkrav för stallgödselhantering etc.

Dessutom driver LRF informationskampanjen Greppa Näringen som försöker påverka mineralgödselanvändningen. Det är ett informativt styrmedel som ger lantbrukare råd och utbildning i syfte att minska jordbrukarens utsläpp av växthusgaser, minska läckaget av näringsämnen samt uppnå en säker användning av växtskyddsmedel. Jordbruksverket ansvarar för projektet och finansieringen sker med hjälp av Landsbygdsprogrammet och via återförda miljöskatter.

⁹⁶ Minskad tillförsel (samt minskad djurhållning och minskat kväveinnehåll i foder) har effekt på samtliga miljöproblem förknippade med kvävecykeln samt kväveackumuleringen (Brink m.fl. 2011).

⁹⁷ Minskad gödsling står för 80 procent av Sveriges kostnadseffektiva kvävebelastningsminskning för Östersjön i syfte att nå BSAP:s mål (Ahlvik m.fl. 2014).

⁹⁸ En kvävesensor används vid gödsling för att mer exakt avgöra den optimala kvävegivan. Sensorn läser av grödan och styr utmatningen av kompletteringsgivan.

Merparten av befintliga styrmedel syftar till att minska miljöeffekterna och inte själva tillförseln.⁹⁹ Kapitel 1 beskrev att en skatt på en negativ extern effekt kan vara ett effektivt styrmedel. Det finns även andra ekonomiska styrmedel (till exempel handel med inköpsrätter och avgifter) som effektivt skulle kunna minska kvävetillförseln.¹⁰⁰ Den här analysen kommer dock fokusera på en skatt på mineralgödsel eftersom ett återinförande föreslagits i budgetproposition 2014/15:1 samt av OECD (2014).

En skatt på mineralgödsel ger incitament att minska tillförseln. Eftersom det råder ett överskott av kväve i åkermarken (se figur 8) är det möjligt att till viss grad minska kvävetillförseln utan skördeförstärkningar (von Blottnitz m.fl. 2006).¹⁰¹ En skatt innebär att miljökostnaderna som användningen av mineralgödsel ger upphov till reflekteras i priset. Till skillnad mot merparten av dagens styrmedel riktade mot jordbrukets miljöeffekter uppfyller en skatt förorenaren-betalar-principen. Att det är tillförsel snarare än bortförsl som förklarar kväveöverskottet i marken är ytterligare en anledning till att rikta styrmedlet mot gödselanvändningen.

Tidigare skatt på gödsel

Från den 1 juli 1995 fram till den 31 december 2009 var innehållet av kväve respektive kadmium i mineralgödsel skattebelagda.¹⁰² Dessförinnan förelåg en miljöavgift, införd 1984, på kväve- samt fosforhalten i mineralgödsel (SOU 2003:9). Skatten uppgick under denna tidsperiod till 1,80 kronor per helt kg kväve i mineralgödsel, förutsatt att andelen kväve var minst två procent, och 30 kronor per helt gram kadmium till den del kadmiuminnehållet översteg fem gram per ton fosfor (SOU 2003:9; Finansdepartementet 2009). Syftet var att minska övergödningen i vattendrag, sjöar och hav och inte att minska växthusgasutsläppen (Berglund m.fl. 2010). Fram till dess att avgiften övergick till en skatt 1995 var intäkterna från avgiften öronmärkta för att finansiera läckagereducerande åtgärder, rådgivning, samt forskning, i syfte att minska gödselanvändningens effekter. I och med skattens införande betraktades skatteintäkter som tillförsel till statskassan även om de i praktiken delvis användes för att finansiera olika åtgärdsprogram (Daugbjerg 1998; ECOTEC 2001).

I genomsnitt motsvarade skattens andel ca 20 procent av totalpriset på mineralgödsel (SOU 2003:9; Statskontoret 2011). Konsumtionen av såväl kväve- som fosforgödsel var som lägst under åren 1991–1992 då avgiften som föregick skatten låg på den högsta nivån - motsvarande runt 30 till 35 procent av försäljningspriset (Söderholm och Christiernsson 2008).

Skatten på mineralgödselkväve avskaffades årsskiftet 2009/2010. Ett motiv var att skatten ansågs ha haft liten påverkan på användningen (Finansdepartementet 2009). Ett annat motiv var att öka det svenska jordbrukets konkurrenskraft. Jordbrukarna

⁹⁹ Att beskatta själva effekten (växthusgasutsläpp eller övergödning) vore det bäst om inte kvävetillförseln utgjorde huvudproblemet på lång sikt. Beskattning skulle dock medföra stora transaktionskostnader, på grund av den information och tillsyn som skulle krävas (Vatn m.fl. 2002; Söderholm och Christiernsson 2008).

¹⁰⁰ Utsläppshandel som inkluderar diffusa källor innebär ofta högre transaktionskostnader (mätning, validering, tillsyn etc.) i jämförelse med en skatt. Detta kan vara en förklaring till varför utsläppshandel ofta haft större framgång när den tillämpats gentemot direkta utsläppskällor (se Breetz m.fl. 2004; Kraemer m.fl. 2004).

¹⁰¹ Jordbrukarens riskaversion som nämnts tidigare innebär dock en kostnad av minskad gödsling.

¹⁰² Även Danmark, Norge, Nederländerna och Österrike har eller har haft en skatt på näringsämnen inom jordbruket, även om syfte och utformning skiljt sig åt mellan länderna (Söderholm och Christiernsson 2008).

skulle kompenseras för minskade nedsättningar i koldioxidskatten för jordbrukssektorn som föreslogs i klimatpropositionen från samma år. Återförsäljarna sänkte priset på mineralgödsel motsvarande skattens andel, när beslutet om skattens avskaffande blev känt hösten 2009. Dock inträffade därefter en generell prisökning på kväve-mineralgödsel på världsmarknaden vilket innebär att priset för användarna var oförändrat efter att skatten slopades (Statskontoret 2011). Att mineralgödselanvändningen inte ökade efter skattens avskaffande är därför inte oväntat.¹⁰³

Skattens effekter

En skatt på mineralgödsel skulle kunna öka effekten av styrmedel riktade mot åtgärder som möjliggör substitut (stallgödsel och slam), optimering (strukturkalkning, precisionsgödsling) samt återföring av näringsämnen till produktionen (fånggrödor, fosfordammar). Dessa åtgärder blir mer attraktiva för jordbrukaren då kostnaden för mineralgödselanvändningen ökar vid införandet av en skatt.

Hur stora effekterna av en given skatt på mineralgödsel blir beror på en rad faktorer. En skatt har såväl kortsiktiga som långsiktiga effekter. De kortsiktiga (direkta) effekterna innebär att det blir dyrare att använda mineralgödsel i jordbruksproduktionen vilket leder till minskad användning. På lång sikt skapas incitament att återföra näringsämnen samt utveckla teknologi som leder till bättre utnyttjande av mineralgödsel i jordbruksproduktionen. Drivkraften för långsiktiga anpassningar sker genom att skatten skapar en marknad för att minska användandet av mineralgödsel alternativt öka effektiviteten. Produktionsbortfallet på grund av minskad mineralgödselanvändning är därför sannolikt lägre på lång än på kort sikt.

Skattens effekt beror även på huruvida ett inhemskt produktionsbortfall leder till att miljöproblemet flyttar utomlands. Ett sådant produktionsläckage beror på vilken nivå skattens sätts.¹⁰⁴ Mineralgödselanvändningens påverkan på övergödningen i Östersjön är ett regionalt miljöproblem. Samtliga Östersjöländer har, genom Helcom:s aktionsplan, accepterat reduktionsmål för kvävebelastningen. Detta innebär att läckage av jordbruksproduktionen knappast kan leda till att den totala miljöeffekten på Östersjön ökar, givet att alla länder uppfyller sina åtaganden. För växthusgaserna är miljöpåverkan global vilket gör det svårt att påvisa en effekt om minskningen i inhemsk produktion ersätts av import. Det är därför viktigt att analysera risken för produktionsläckage samt vilka miljöeffekter som uppstår om produktionen flyttar utomlands.

STATISTISK ANALYS AV MINERALGÖDSELSKATTEN

En skatt på en insatsfaktor förväntas minska efterfrågan på densamma. Storleken på effekten är emellertid en empirisk fråga. I detta avsnitt studeras det empiriska förhållandet mellan priset på mineralgödsel och användningen av mineralgödsel.¹⁰⁵ Om det är osäkert vilken skattnivå som krävs för att uppnå ett visst mål kan elasticitetsskattningar ge vägledning om hur stor skatten behöver vara för att uppnå den önskade

¹⁰³ Att användningen inte ökat efter skattens avskaffande har använts som bevis för att skatten inte haft någon effekt (se exempelvis Yara 2014). Denna slutsats kan dock inte dras utifrån en trendanalys utan att kontrollera för priset på mineralgödsel samt andra priser (till exempel spannmålspriser) vilka kan påverka användningen.

¹⁰⁴ Viss reduktion av tillförseln kan ske utan att påverka skörden, men kostnaden för att minska osäkerheten (det vill säga gödsla mer än vad som normalt krävs som en försäkring mot variationer av behovet) ökar dock.

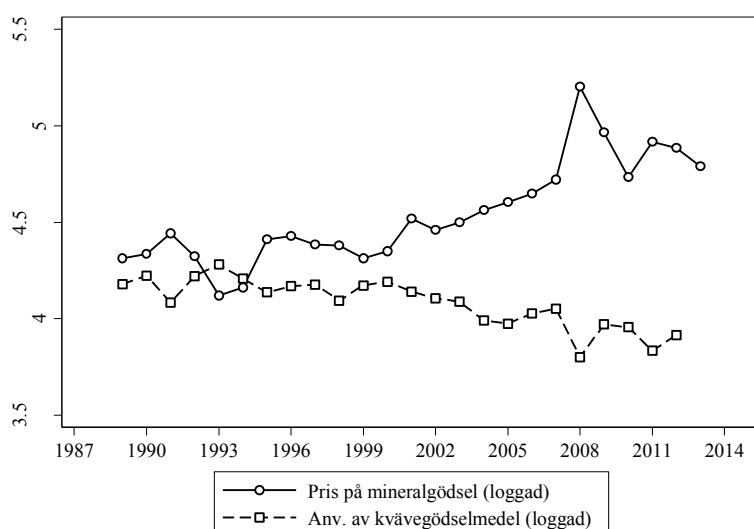
¹⁰⁵ Försäljningen av mineralgödsel som approximation för användningen innebär vissa osäkerheter eftersom jordbrukarna kanske inte använder all mineralgödsel de köper samma säsong. Under det senaste decenniet har skillnaden mellan försäljning och användning legat under 10 procent (Jordbruksverket 2013c).

effekten. Ett vanligt sätt att få en uppskattning av storleken är att skatta så kallade faktorefterfrågeelasticiteter, det vill säga hur många procent användningen av en faktorinsats påverkas av en procents förändring i priset. Denna elasticitet har skattats i ett antal studier (Drake 1991; Brännlund och Gren 1999a, 1999b; Ingelsson och Drake 1998; Mohlin 2013) vilka samtliga kommer fram till att förändringar i priset på mineralgödsel haft effekter på efterfrågan. Den beräknade elasticiteten i dessa studier har legat i intervallet 0,12–0,51 (vissa studier finner att elasticiteten varierar mellan regioner). Den låga priselasticiteten kan möjligtvis förklaras av att mineralgödselkostnaderna är små i jämförelse med värdet på grödan (von Blottnitz m.fl. 2006). En skattad priselasticitet indikerar dock bara vad som sker i en viss punkt på efterfrågekurvan och bör därför tolkas med försiktighet. Det vill säga priselasticiteten är som regel inte konstant längs med efterfrågekurvan utan beror på priset förändringens relativa storlek. Huvudmotivet för att ha en miljöskatt är att priset på mineralgödsel ska reflektera de samhällsekonomiska kostnaderna av användandet.

Grafisk framställning

Tidserier för priset på mineralgödsel och användningen av mineralgödsel presenteras i figur 9. Vi replikerar Mohlins (2012) estimering men för en längre tidsperiod som även inkluderar åren efter skattens avskaffande. Trendmässigt ser serierna ut som spegelbilder av varandra: ju högre pris, desto mindre användning. Det är emellertid inte säkert att denna negativa samvariation kan avläsas som en kausalitet. Det finns en uppenbar negativ trend i användningen av mineralgödsel i Sverige som åtminstone delvis har att göra med skärpningen av alternativa styrmedel inom jordbruket och en generell trend mot ekologisk odling. Samtidigt återspeglar den positiva trenden i priset på mineralgödsel, å sin sida, utvecklingen på världsmarknaden för mineralgödsel.

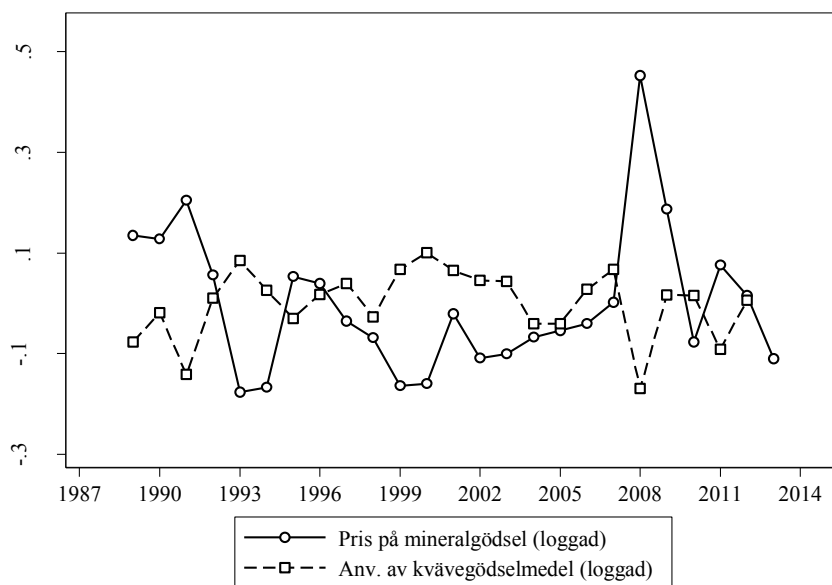
Figur 9 Priset på mineralgödsel och användningen av kvävegödselmedel



Källa: Priser och gödselanvändning från Jordbruksverket.

I figur 10 studeras trendrensade tidsserier. Även efter trenden är borttagen finns det ett negativt samband mellan kvävegödselmedel och prisindexet på mineralgödsel.

Figur 10 Trendrensade förändringar i mineralgödselpris och kvävegödselmedel



Källa: Priser och gödselanvändning från Jordbruksverket.

För att skatta effekten av prisförändringar på efterfrågan på mineralgödsel skattas en regressionsmodell som kontrollerar för linjära trender, effekten av lokala produktionsförhållanden såsom åkerareal och användningen av husdjur (regressionen körs på det ursprungliga datasetet). Regressionsanalysen kontrollerar även för världsmarknadspri- ser på spannmål och andra jordbruksprodukter. Mer precist skattar vi efterfrågeelasti- citeten genom följande statistiska modell:

$$\ln N_{it} = \gamma_0 + \gamma_1 \ln p_t + \gamma_2 \ln D_{it} + \gamma_3 \ln A_{it} + \gamma_4' \mathbf{X}_t + \gamma_5 T_t + \delta_i + \varepsilon_{it},$$

där N_{it} är användningen av kvävebaserad mineralgödsel i län i år t , p_t är priset på mineralgödsel (inklusive skatt), D_{it} är ett mått på antalet djurenheter i län i år t , A_{it} är total åkermark i län i år t , och \mathbf{X}_t är en vektor med världsmarknadspri- ser på jord- bruksprodukter för år t . Termen $\gamma_5 T$ fångar en linjär tidstrend och δ_i är en läns- specifik effekt. Den term vi främst är intresserad av är γ_1 , vilket ska tolkas som egen- priselastisiteten på mineralgödsel (eftersom både p_t och N_{it} är logaritmerade kan vi tolka γ_1 som en procentuell effekt av pris på efterfrågan). Modellen skattas med pa- neldata, där utfallsvariabeln N_{it} varierar över tid och mellan olika län. Data omfattar tidsperioden mellan 1989 och 2012, och inkluderar totalt 24 län.

Resultat

Resultaten presenteras i Tabell 8. Kolumnerna representerar olika regressioner. Den skattade priselastisiteten är ca -0,4 vilket betyder att en ökning i mineralgödselpriset med en procent innebär en minskning av efterfrågan på mineralgödsel med 0,4 procent. Detta är något större än elasticiteten från Mohlin (2012), som var -0,27.

De sista två kolumnerna representerar separata beräkningar för de län där jordbruket är mest intensivt och där användningen av mineralgödsel är stor. Syftet med separata körningar är att studera om priskänsligheten skiljer sig regionalt. Teoretiskt skulle efterfrågan kunna vara mindre priskänslig i regioner där behovet av mineralgödsel och

storskalig produktion är hög; detta skulle i så fall kunna motivera en differentierad mineralgödselskatt över regioner eller produktionslag. Det tycks emellertid inte föreligga någon skillnad i elasticitet mellan dessa län, vilket kan tolkas som att en mineralgödselskatt procentuellt sett har samma effekt i områden med intensivt jordbruk som i övriga.

Tabell 8 Pris och efterfrågan på mineralgödsel. Svenska län 1989-2013

	(1)	(2)	(3)	(4) Exklusive Skåne, Blekinge, Uppland, Söder- manland	(5) Enbart Skåne, Blekinge, Uppland, Söder- manland
Pris mineralgödsel	-0,533*** (-17,44)	-0,353*** (-6,42)	-0,441*** (-5,19)	-0,395*** (-3,98)	-0,401*** (-3,67)
Tidstrend (år)		-0,00804*** (-3,89)	-0,0108** (-2,64)	-0,0142** (-3,02)	0,00373 (0,66)
Antal djurenheter			-0,147 (-1,62)	0,245 (1,80)	-0,155 (-1,70)
Total åkermark			0,698** (2,78)	0,487 (1,58)	-0,181 (-0,56)
Pris livsmedel			-0,775 (-0,46)	-2,182 (-1,10)	2,236 (1,05)
Pris köttprodukter			-0,114 (-0,19)	0,306 (0,43)	-1,057 (-1,38)
Pris mejeriprodukter			0,217 (0,68)	0,442 (1,17)	-0,347 (-0,86)
Pris spannmål			0,646 (1,35)	1,158* (2,06)	-0,334 (-0,56)
Pris oljor			-0,109 (-0,51)	0,0180 (0,07)	-0,489 (-1,82)
Pris socker			0,0875 (0,56)	0,201 (1,10)	-0,103 (-0,52)
Observationer	502	502	481	366	115

Anm. Varje kolumn representerar enskilda regressioner; t-statistikan anges inom parentes. Utfallsvariabeln i varje regression är kvävegödselanvändning (kg per hektar, logaritmerad), observerad länsvis. Samtliga förklarande variabler är loggade. Alla regressioner inkluderar länsfixa effekter.

Källor: Data från SCB och Jordbruksverket, körningar av Konjunkturinstitutet.

Från ett ekonometriskt perspektiv är det mindre gynnsamt att priset på mineralgödsel inte varierar på länsnivå. Detta betyder att ovanstående modell kräver ett antagande om att underliggande nationella trender i mineralgödselanvändningen inte råkar sammanfalla med oberoende förändringar i priset på mineralgödsel. Antagandet är särskilt strängt i denna kontext eftersom borttagandet av mineralgödselskatten (av en slump) sammanfaller med en världsomspännande ekonomisk kris med betydande förändringar i efterfrågan av råvaror och jordbruksprodukter. Kontrollerna för världsmarknadspriserna för andra råvaror bör i någon mån kunna minska detta problem.

En annan, kanske större, utmaning är att regressionen inte explicit tar hänsyn till att utbud och efterfrågan bestäms simultant. Ett högt pris ett visst år torde i viss mån reflektera ett lågt utbud av mineralgödsel på världsmarknaden. Men ett lågt utbud har en direkt effekt på hur mycket som kan efterfrågas, eftersom enbart jämviktsförsäljningen observeras. Ett försvar till sådana invändningar är att världsmarknadspriset på mineralgödsel inte torde påverkas av svensk efterfrågan på mineralgödsel (och Sverige producerar inte heller mineralgödsel). Sverige torde därför betrakta världsmarknadspriset som givet. Detta försvar är inte oproblematiskt eftersom det finns närliggande (om än inte perfekta) substitut till mineralgödsel som produceras lokalt (stallgödsel) och även en viss lokal andrahandsmarknad för mineralgödsel.

I viss mån är ovanstående problem sådana som präglar den ekonometriska forskningen på området. Sammantaget visar studierna (se Mohlin 2012) på att användningen av mineralgödsel är relativt känsligt för förändringar i priser.

Återinförande av skatten: hur bestäms nivån?

Det främsta syftet med en skatt på mineralgödsel är att internalisera de miljökostnader som användningen ger upphov till i priset. Som nämnts är det komplicerat att estimeras dessa kostnader samt koppla dem till användningen, vilket gör det svårt att utifrån samtliga miljöeffekter avgöra den optimala skattenivån. Elasticiteten kan dock användas för att beräkna minskningen av mineralgödsel för en viss skattenivå, alternativt den skattenivå som krävs för att uppnå en viss reduktion, samt de samhällsekonomiska kostnaderna av denna (se appendix i slutet av avsnittet).^{106,107}

I tabell 9 ges effekter och kostnader för olika skattenivåer. Trots att flertalet miljöeffekter är lokala, vilket talar för differentierade skatter, analyseras en enhetlig skatt på mineralgödsel. Detta eftersom det visat sig att det är tillförseln som på lång sikt utgör det främsta problemet och därför bör beskattas uniformt.

Tabell 9 Effekter och kostnader av olika skattenivåer¹⁰⁸

Skattenivå (kronor per kg kväve)	Minskning kvävetillförsel (procent)	Minskning växthusgas- utsläpp från åkermark (procent)	Kostnad (miljoner kronor)	Kostnad kg kväve (kronor)	Skatteutgifter (miljoner kronor)
1,80	6	0,9	8,7	0,87	262
2,57	9	1,2	16,8	1,22	364
9,00	23	3,2	138,9	3,86	1 074
18,00	35	4,8	375,1	6,94	1 823

I samtliga skattningar har det antagits att alla andra faktorer som påverkar efterfrågan hålls oförändrade. I uträkningarna antas mineralgödselpriset ligga på 11 kronor per kg kväve (Greppa näringen 2014). Dessutom antas priset inte påverkas av förändringar i

¹⁰⁶ Detta baseras på antagandet att elasticiteten är konstant, samt att jordbrukaren väljer att minska gödslingen så länge marginalkostnaden av minskningen understiger skattenivån, och väljer att betala skatten när marginalkostnaden av minskningen överstiger skatten.

¹⁰⁷ I den samhällsekonomiska kostnaden ingår jordbrukarens anpassningskostnader. Eventuella indirekta kostnader av skatten har inte beräknats.

¹⁰⁸ För mer information om beräkningarna se appendix.

efterfrågan. Först beräknas effekterna av att införa den tidigare skattenivån på 1,80 kronor per kg kväve i mineralgödsel. Effekterna av att tillämpa koldioxidskatten på jordbrukets utsläpp av lustgaser från åkermarken analyseras därefter. Eftersom varje kg tillfört kväve beräknas leda till lustgasutsläpp motsvarande 3,9 kg CO₂e och koldioxidskatten för jordbruket ligger på 66 öre per kg, blir skatten per kg kväve 2,57 kronor.¹⁰⁹ Ett skatteintervall som istället är baserad utifrån miljöskadekostnaden som kvävetillförseln orsakar i form av övergödning, på 9 respektive 18 kronor per kg kväve, beräknas därefter.

Om den tidigare skattenivån, på 1,80 kronor per kg kväve, skulle återinföras skulle detta, enligt våra beräkningar, leda till en minskning av kvävetillförseln med ca 6 procent av tillförseln (10 042 ton) samt minskade växthusgasutsläpp från åkermark med ca 0,9 procent (39 163 ton CO₂e). Den samhällsekonomiska kostnaden för denna minskning skulle uppgå till ca 8,7 miljoner kronor med en genomsnittskostnad på 0,87 kronor per kg kväve. Skatteutgifterna för jordbrukaren, under den nya användningen skulle uppgå till 262 miljoner kronor. Detta innebär skatteutgifter för jordbrukaren på ca 106 kronor per hektar (utslagen över grödareal) vilket kan jämföras med det genomsnittliga Gårdsstödet som ligger på ca 2 000 kronor per hektar.

En skattenivå baserad på de växthusgasutsläpp som mineralgödselanvändningen leder till innebär en minskad kvävetillförsel på ca 9 procent (13 737 ton) samt minskade växthusgasutsläpp på ca 1,2 procent (53 547 ton) till en kostnad av 16,8 miljoner kronor.

En skatt utifrån den lägre miljökostnadsvärderingen på 9 kronor skulle minska kvävetillförseln med ca 23 procent (35 998 ton), växthusgasutsläppen med ca 3,2 procent (140 394 ton) till en kostnad på ca 140 miljoner kronor. En skatt på 18 kronor, baserad på den högre värderingen av miljöskadekostnaden, ger en minskad kvävetillförsel på ca 35 procent (54 034 ton) samt minskade växthusgasutsläpp på ca 4,8 procent (210 733 ton) till en kostnad av ca 375 miljoner kronor.

Som väntat ökar kostnaden per kg minskat kväve med ökade skattenivåer, vilket är att förvänta eftersom skattenivån indikerar den samhällsekonomiska marginalkostnaden av att reducera kvävetillförseln. Dessa beräkningar ligger i linje med skattningar gjorda i andra studier (Gren m.fl. 2008; Hasler m.fl. 2012; Ahlvik m.fl. 2014). Beräkningarna för höga skattenivåer är tämligen osäkra. Det är till exempel möjligt att vid vissa skattenivåer blir det rationella valet för vissa jordbrukare att helt enkelt upphöra med odlingen, alternativt ställa om till ekologiskt. Tillgången till substitut, såsom stallgödsel, kommer även ha betydelse för hur jordbrukare agerar vid höga skattenivåer eftersom dessa blir mer attraktiva ju högre priset på mineralgödsel är. Det kan med andra ord finnas skattenivåer vilka leder till förändringar av jordbrukarens agerande som inte fångas i skattningarna eftersom de utgår från en konstant elasticitet.

Beräkningar visar att den kostnadseffektiva reduktionen för att uppnå Sveriges åtagande enligt Helcom:s aktionsplan för havsmiljön skulle kräva en minskning av jordbrukets kvävetillförsel med 30 procent (Ahlvik m.fl. 2014 samt personlig kommunikation). För att uppnå reduktionen krävs, enligt deras beräkningar, en skatt på ca 22 kro-

¹⁰⁹ Eftersom utsläppen som uppstår vid produktion av mineralgödsel sker utomlands och till största del är inkluderad i EU:s utsläppshandel inkluderas inte dessa i beräkningarna.

nor per kg.¹¹⁰ Beräkningar baserade på den skattade elasticiteten i denna rapport visar att det skulle krävas en skattenivå på ca 13,7 kronor för att uppnå motsvarande reduktion.

DISKUSSION

Utifrån den miljöpåverkan som kvävetillförseln genererar är en minskad mineralgödselanvändning en nödvändig åtgärd för att lösa problematiken på lång sikt. För att åstadkomma en minskad användning bör skatten på mineralgödselkväve, som slopades årsskiftet 2009/2010, återinföras. I analysen beräknas möjliga effekter av olika skattenivåer. Exakt vilken skattenivå som vore samhällsekonomiskt optimal behöver utredas vidare. Först när beslut tagits om lämplig skattenivå kan en konsekvensanalys rörande bland annat skattens fördelningseffekter genomföras.

Risken för att en mineralgödselskatt leder till att jordbruksproduktionen minskar i Sverige och flyttar utomlands beror i hög grad av skattens storlek. Misstänks att den svenska jordbruksproduktionen ersätts av importerad, behöver miljöpåverkan av den senare analyseras för att avgöra om skatten leder till minskad miljöpåverkan. Om skatten förväntas leda till ett produktionsläckage som innebär att inga miljöeffekter uppnås skulle skatteintäkterna kunna återföras till jordbrukarna för att minska risken för sådant läckage.¹¹¹ En lösning på dessa problem kan vara att återföra skatteintäkterna till jordbrukssektorn villkorslöst som en klumpsumma eller genom att finansiera åtgärder som ökar kväveeffektiviteten i odlingen (exempelvis kvävesensorer, rådgivning). Även om skatteintäkterna återförs till jordbrukaren, innebär detta inte en fullvärdig kompensation eftersom den samhällsekonomiska kostnaden som orsakas av en lägre mineralgödselanvändning kvarstår.

AVSNITTET I KORTHET

- Många av de negativa miljöeffekter som jordbruksproduktionen leder till beror på tillförseln av näringsämnen via gödning. Övergången till en mer animalisk och resurskrävande kost samtidigt som världens befolkning växer har därför medfört en ökad efterfrågan på mineralgödsel.
- Genom att internalisera de miljökostnader som mineralgödselanvändningen ger upphov till kan en användningsnivå som är samhällsekonomiskt mer optimal åstadkommas.
- Den empiriska analysen visar, i enlighet med tidigare studier, att en skatt på mineralgödsel kan minska tillförseln kostnadseffektivt.
- Hur stor effekten på produktionen blir av en minskad mineralgödselanvändning beror på vilken potential det finns för att öka kväveeffektiviteten, i vilken mån det är möjligt att använda andra gödselkällor alternativt fånga och återvända de näringsämnen som inte tas upp av grödan.
- För att undvika alltför stora effekter på skörden kan kompletterande styrmedel behövas, vilka exempelvis uppmuntrar åtgärder som ökar kväveeffektiviteten.

¹¹⁰ Modellberäkningar utgår från ett representativt jordbruk och använder korn som representativ gröda. Hur mycket mineralgödselanvändningen måste minska bestäms i modellen utifrån kostnadseffektivitet i jämförelse med andra åtgärder. Eftersom modellen inkluderar ett begränsat antal åtgärder är det sannolikt att reduktionen överskattas. Med ett begränsat antal åtgärder utnyttjas potentialen av mineralgödselminskning i högre grad vilket gör att man befinner sig i det övre segmentet av en exponentiell åtgärdskostnadskurva. Om fler åtgärder inkluderats skulle kravet på en minskad mineralgödselanvändning vara lägre, så också skatten för att nå målet.

¹¹¹ Vid höga skattenivåer föreligger också en risk för att mineralgödsel smugglas in från angränsande länder (till exempel Danmark), vilket skulle innebära minskad måluppfyllelse.

- Om skatten leder till produktionsläckage kan en återföring av skatteintäkterna till jordbrukssektorn vara ett alternativ.
- Om den tidigare skattenivån, på 1,80 kronor per kg kväve, skulle återinföras kan detta, enligt våra beräkningar, minska kvävetillförseln med ca 6 procent (10 042 ton) samt växthusgasutsläppen från åkermark med ca 0,9 procent (39 163 ton CO₂e). Den samhällsekonomiska kostnaden för minskningen skulle uppgå till ca 8,7 miljoner kronor.



APPENDIX GÖDSELMEDELSSKATT

Eftersom efterfrågan reflekterar marginalnyttan av mineralgödselanvändning kan kostnaden av en minskad mineralgödselanvändning skattas med utgångspunkt i denna. Genom att använda information rörande användningen av mineralgödsel Q , dess pris P , och priselasticitet ε , kan effekten av en skatt (prinsnivån vilken inkluderar en skatt benämns P_S) beräknas. Här antas att priselasticiteten på mineralgödsel är konstant och representerat i följande efterfrågefunktion (i vilken a är en konstant):

$$Q = aP^\varepsilon$$

Genom information om nuvarande användning och gödselpris samt givet att utbudskurvan av mineralgödsel är horisontell kan vi beräkna kostnaden av en skatt. Detta genom att lösa integralen för ytan A + B i figur 11. Ytan A+B kan då uttryckas enligt nedan:

$$a \frac{(P_S)^{1+\varepsilon}}{1+\varepsilon} - a \frac{(P)^{1+\varepsilon}}{1+\varepsilon}$$

Men för att skatta den samhällsekonomiska kostnaden av skatten, det vill säga ytan A, måste vi exkludera ytan B som enbart utgörs av skattetransfereringar från jordbrukare till stat.

Ytan B fås genom att substituera in Q^* och prisskillnaden $(P_S - P)$:

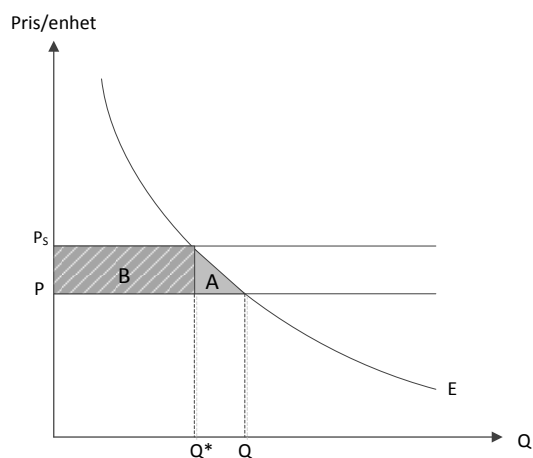
$$(P_S - P)Q^* = (P_S - P)aP_S^\varepsilon$$

För varje skattenivå har vi därmed följande samhällsekonomiska kostnad:

$$\left(\frac{a}{1+\varepsilon} ((P_S)^{1+\varepsilon} - (P)^{1+\varepsilon}) \right) - ((P_S - P)aP_S^\varepsilon)$$

I vilken den första termen ger ytan (A+B) medan den andra anger ytan (B).

Figur 11 Den samhällsekonomiska kostnaden av en skatt på mineralgödsel



2.3 Minskad nedsättning av energi- och koldioxidskatt i jord- och skogsbruk

I 2009 års klimat- och energipolitiska överenskommelse beslutades bland annat att energi- och koldioxidskatten för jord- och skogsbruket successivt skulle höjas för att utjämna skillnaderna mellan aktörerna inom den del av ekonomin som inte tillhör EU:s utsläppshandelssystem. I det här avsnittet analyseras samhällsekonomiska effekter av de förändringar i reformen som rör jord- och skogsbruket. Resultaten visar att de långsiktiga övergripande samhällsekonomiska effekterna är små medan jord- och skogsbruket påverkas mer. Analysen indikerar att förändringen i nedsättningsreglerna är en kostnadseffektiv åtgärd för att uppnå det nationella klimatmålet i den icke-handlande sektorn. Genom att kompensera jord- och skogsbruket kan de negativa produktionseffekterna av den höjda skatten mildras.

INLEDNING

Det klimat- och energipolitiska beslut som togs 2009 innebar att vissa undantag i koldioxid- och energiskatten togs bort eller minskade i omfattning.¹¹² I detta avsnitt kommer endast de generella förändringar i undantag som påverkar jord- och skogsbruket att analyseras.¹¹³ I Sverige omfattar jord- och skogsbruket drygt 4 procent av de totala koldioxidutsläppen 2011 och utgör således en relativt liten del av de totala utsläppen i ekonomin.¹¹⁴

Inom jord- och skogsbruket sker återbetalning av koldioxidskatten för diesel och fotogen som används i arbetsfordon, som exempelvis traktorer, tröskor och skogsmaskiner. I 2009 års klimat- och energipolitiska uppgörelse togs beslut om att trappa ner återbetalningens storlek och i dagsläget återbetalas 1 700 kronor per kubikmeter. Även eldningsolja, naturgas och gasol som används för uppvärmning och stationära motorer inom jord- och skogsbruk har lägre koldioxidskatt. Nedsättningen vid denna användning är 70 procent av den generella koldioxidskattenivån 2014. Tabell 10 visar hur nedtrappningen från 2010 har utformats.

Tabell 10 Nedsättning av koldioxid- och energiskatt i jord- och skogsbruket

	Koldioxidskatt			Energiskatt		
	2010	2011	2015	2010	2011	2015
Uppvärmning och stationära motorer (nedsättning i procent)	79	70	40	100	70	70
Arbetsmaskiner (återbetalning i kronor per kubikmeter)	2 380	2 100	900	0	0	0

Även energiskatten har undantagsregler för vissa aktörer i ekonomin. Industrin inom EU:s utsläppshandelssystem (EU ETS) betalar endast EU:s miniminivå och den lätta

¹¹² Ds 2009:24.

¹¹³ Förändringar i nedsättningen för energiintensiva jord- och skogsbruk som gäller när koldioxidskatten överstiger 1,2 procent av försäljningsvärdet behandlas inte. Nedsättningen som vissa växthusnäringar har, när de vid förbränning lätt förbränningsgaser via växthuset för att öka upptaget av koldioxid, behandlas inte heller.

¹¹⁴ SCB, Miljöräkenskaperna. Observera att detta endast gäller koldioxidutsläpp från dessa sektorer, andra växthusgasutsläpp inkluderas ej.

industrin inom den icke-handlande sektorn¹¹⁵ i Sverige betalar 30 procent av den generella nivån 2014. Även jord- och skogsbruket betalar 30 procent av den generella nivån 2014 vilket är en ökning från 2010 då nedsättningen var 100 procent (Se tabell 10).

Skatternas kostnadseffektiva utformning

EU och Sverige bör bedriva en så kostnadseffektiv politik som möjligt inom EU:s gränser givet de klimatmål som EU har satt upp. En sådan politik skulle idealt utformas så att koldioxidskatten i den icke-handlande sektorn var på samma nivå som priset på koldioxid inom EU ETS. Detta skulle minimera den totala kostnaden av att minska utsläppen av växthusgaser inom EU. En sådan prissättning skulle dock innebära att Sverige troligen inte skulle nå målet för den icke-handlande sektorn så som det är formulerat idag eftersom målformuleringen kräver att två tredjedelar av utsläppsminskningarna måste ske inom Sverige.

Givet att det finns ett nationellt utsläppsmål för den icke-handlande sektorn och att målet ska uppnås kostnadseffektivt bör koldioxidskatten, enligt ekonomisk teori, utformas uniformt i hela den icke-handlande sektorn. Dagens utformning av koldioxidskatten innehåller dock nedsättningar för jord- och skogsbruk samt industrin i den icke-handlande sektorn. Dessa branscher har även nedsättningar i energiskatten (se tabell 10). Nedsättningen motiveras av att skydda svenska företags konkurrenskraft samt att minimera risken för kolläckage (se nedan). Nedsättningen bidrar dock till att marginalkostnaden för att minska koldioxidutsläppen skiljer sig mellan utsläppskällor i den icke-handlande sektorn och därmed sker inte minskningen kostnadseffektivt. Med andra ord bidrar en nedsättning av koldioxidskatten för vissa användare till en högre total kostnad för att nå den icke-handlande sektorns utsläppsmål.

Med kolläckage menas att de globala utsläppen av växthusgaser inte minskar vid en policyförändring utan när svenska företag minskar sin produktion på grund av ökat skattetryck flyttar produktionen till ett annat land utan ambitiösa mål för utsläppen av växthusgaser. Att införa nedsättningar av detta skäl är relevant ur ett utsläppsperspektiv med global omfattning och visar på vikten av att sluta ett globalt klimatavtal. Men för Sverige som har beslutat om ett klimatmål för de nationella växthusgasutsläppen från den icke-handlande sektorn är den logiska implikationen att kolintensiv produktion blir än dyrare i Sverige än på andra håll (Birch Sørensen 2010).

Hur en kostnadseffektiv energiskatt bör utformas beror, enligt ekonomisk teori, på energiskattens syfte.¹¹⁶ Om det huvudsakliga syftet är fiskalt är det kostnadseffektivt att låta hushållen ta hela bördan av skatten. Om däremot skatten ska korrigera ett marknadsmisslyckande bör skatten utformas på samma sätt som koldioxidskatten, det vill säga att alla aktörer ska möta samma pris för energi.

Tidigare har energiskatten i huvudsak varit motiverad av fiskala skäl men i prop. 2008/2009:162 sägs att skatten även ska syfta till att öka energieffektiviseringen på ett kostnadseffektivt sätt. Detta talar för att skatten bör utformas mer likformigt även om det kan ifrågasättas om energieffektiviseringsmålet korrigerar marknadsmisslyckanden.

¹¹⁵ Icke-handlande sektorn är den del av ekonomin som inte inkluderas i EU:s utsläppshandelssystem, det vill säga transporter, bostäder, areella näringar samt lätt industri.

¹¹⁶ För en diskussion om energiskattens utformning se exempelvis Birch Sørensen (2010) eller SOU 1997:11.

UTSLÄPP OCH TEKNISK POTENTIAL

I detta avsnitt beskrivs översiktligt tidigare underlagsmaterial till Naturvårdsverkets färdplansarbete (Naturvårdsverket 2012d). Syftet är att få en teknisk bild av möjligheten för jord- och skogsbruket att ställa om produktionen när de möter högre energipriser vid minskade nedsättningar i energi- och koldioxidskatten.

Arbetsmaskiner i jord och skogsbruk

Arbetsmaskiner inom jord- och skogsbruk står för 1,9 procent av de totala utsläppen av växthusgaser i Sverige (år 2012). Jordbrukets arbetsmaskiner och arbetsfordon släppte ut ca 0,78 miljon ton (CO₂e) och skogsbrukets arbetsmaskiner och arbetsfordon släppte ut ca 0,3 miljoner ton CO₂e.¹¹⁷

Enligt Trafikverket (2012) används arbetsmaskinerna i skogsbruket mycket intensivt. Det är inte ovanligt att en maskin kan gå mer än 3 500 timmar per år. Däremot används maskinerna i regel inte längre än sju år innan de antingen skrotas eller säljs till en andrahandsmarknad med betydligt färre driftstimmar. I jordbruket finns däremot ett stort antal maskiner som används relativt lite. Skillnaden i kapitalets livslängd borde påverka anpassningsförmågan mellan branscherna.

Att minska nedsättningen av koldioxidskatten för arbetsmaskinerna inom jord- och skogsbruk kommer förmodligen även påverka hur maskinerna används och troligen innebära minskade utsläpp på lång sikt. Trafikverkets (2012) bedömning är att jordbrukssektorns behov av energi från fossila drivmedel kan minska med 34 procent till 2030 och med 55 procent till 2050 utan att det har negativ inverkan på, det av sektorn, utförda ”nyttiga arbetet”.¹¹⁸ Med effektivare maskiner kan energianvändningen inom jordbrukssektorn sänkas med 4 procent årligen och med effektivare användning av maskiner kan energianvändningen inom jordbrukssektorn minska med 2 procent årligen. Det finns även en stor potential att byta till förnybara drivmedel så som biodiesel (FAME) och biogas. För vissa förnybara drivmedel krävs andra typer av motorer än vad som finns i arbetsmaskinerna idag. För andra förnybara drivmedel, så som exempelvis FAME, kan i stort sett samma motorer användas som idag.¹¹⁹ Trafikverket lyfter dock problemet att konkurrensen om FAME på lång sikt troligtvis kommer vara stor vid ambitiösa klimatmål. Det är därmed osäkert om potentialen kommer räcka till alla användare på längre sikt. Hur potentialen ska förverkligas och vad kostnaden blir berörs inte av Trafikverket.

Stationär förbränning

De stationära utsläppen från jord- och skogsbruket var 0,35 miljoner ton CO₂e 2012. Dessa utsläpp härrör främst från stationär förbränning inom jordbruket. Jordbruksverket (2012b) bedömer att det på lång sikt finns stora möjligheter till substitution mellan olika energislag och redogör för potentialen för utsläppsminskande åtgärder till 2050. Exempelvis bedöms att all stationär förbränning av diesel ersätts med el. Vidare bedöms att eldningsolja, som främst används till torkning av spannmål och uppvärm-

¹¹⁷ <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser-utslapp-fran-lokaler-hushall-och-areella-naringar/>, <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser--nationella-utslapp/>

¹¹⁸ Vi tolkar begreppet ”nyttigt arbete” som produktionen av jord- och skogsbruksvaror.

¹¹⁹ Biodiesel (FAME) kan blandas in i konventionellt dieselbränsle. Biodiesel är dock aggressivt mot vissa material varför en anpassning av dieselmotorer erfordras, enligt Trafikverket (2012).

ning av växthus, kan ersättas av bioeldade varmluftstorkar och fliseldning i växthus. De bedömer att deras föreslagna åtgärder är lönsamma för lantbrukaren men att det behövs informationsstyrmedel, kompletterat med forskning och utveckling, för att ytterligare skärpa incitamenten att minska energiåtgången. Det är dock osäkert om brist på information är orsaken till att lantbrukarna inte har konverterat från fossila bränslen. Vid nyinvesteringar är energiåtgång en av flera (ekonomiska) parametrar som beaktas. Om lantbrukaren bedömer exempelvis kvalitet och driftsäkerhet som högre vid en teknik jämfört med en annan kan dessa faktorer väga tyngre än teknikens energiåtgång.

I nästa avsnitt använder vi allmänjämviktsmodellen EMEC¹²⁰ för att studera de samhällsekonomiska konsekvenserna av förändrade nedsättningar i energi- och koldioxidskatten för jord- och skogsbruk. Modellresultaten kan endast ge en övergripande bild av reformens effekter.

SAMHÄLLSEKONOMISKA KONSEKVENSER AV FÖRÄNDRADE NEDSÄTTNINGAR

Utgångspunkten för analysen är det scenario som utarbetats av Konjunkturinstitutet på uppdrag av Energimyndigheten som underlag till Energimyndighetens arbete inför Kontrollstation 2015 samt den resulterande långsiktsprognozen för energianvändningen. Scenariot finns beskrivet i Konjunkturinstitutet (2014b). Till skillnad från Kontrollstation 2015 antas, i denna analys, att förändringarna i nedsättningarna för jord- och skogsbruk inte implementeras i referensscenariot. Detta för att möjliggöra en analys av effekterna av att införa höjningen av energi- och koldioxidskatten i ett alternativscenario.

Förändringar i energi- och koldioxidskatten

När energi- och koldioxidskatten höjs till de beslutade nivåerna för 2015 (se tabell 10) visar modellresultaten att de långsiktiga makroekonomiska effekterna är ytterst små. Detta beror dock främst på att jord- och skogsbruket endast står för en liten del av svensk BNP (ca 1,5 procent). Med andra ord påverkas inte samhällsekonomin i stort av höjningen av energi- och koldioxidskatten i jord- och skogsbruket. Däremot blir de långsiktiga ekonomiska effekterna på jord- och skogsbruket mer synbara men resultaten visar att även dessa är relativt små.

Tabell 11 redovisar effekterna på jord- och skogsbruket vid införandet av minskade nedsättningar i energi- och koldioxidskatten jämfört med ett skattesystem där nedsättningarna bibehålls enligt 2009 års skattenedsättningar (referensscenariot). Resultaten visar endast de övergripande långsiktiga samhällsekonomiska effekterna. Modellen kan inte beskriva hur exempelvis olika typer av jordbruksaktiviteter påverkas. En skattereform av detta slag kan tänkas leda till strukturomvandling inom jord- och skogsbruket där vissa typer av aktiviteter slås ut till förmån för andra medan den övergripande effekten på branschen blir relativt modest.

¹²⁰ Environmental Medium Term Economic Model. För en beskrivning av EMEC se Östblom och Berg (2006).

Tabell 11 Effekter av att införa 2009 års beslutade minskade nedsättningar i jord- och skogsbruk

Procentuell skillnad jämfört med referensscenariot 2030

	Jordbruk	Skogsbruk
Bruttoproduktion	-1,3	-0,6
Förädlingsvärde	-0,4	-0,2
Produktionskostnad per enhet	3,4	1,4
Minskning i CO ₂ -utsläpp	-2,4	-3,6
Minskning i CO ₂ -utsläpp jmf med referens i kton	-38	-34

Anm: I produktionskostnad ingår ersättning till kapital.

Trots små allmänjämviktseffekter kan vi urskilja några samband mellan jord- och skogsbruket och den övriga ekonomin. Med högre marginalkostnad för produktion inom skogsbruket kommer biobränsle som produceras av skogsbruket bli dyrare relativt fossil energi. Detta innebär att fjärrvärmeverkens utsläpp ökar något (5 000 ton) när de till viss del substituerar till fossila bränslen. Totalt minskar utsläppen i den icke-handlande sektorn med ca 70 000 ton.

Genom att dividera bruttoproduktionsförändringen med förändringen i produktionskostnad fås produktionens känslighet för produktionskostnadsökningen. Priskänsligheten i en allmän jämviktsmodell är inte konstant utan gäller endast i det studerade policyscenariot. Den framräknade känslighetsparametern kan ändå säga något om hur modellen bedömer priskänsligheten för branschen. Om produktionskostnaden ökar med en procent antas produktionen falla med ca 0,38 och 0,43 procent i jordbruk respektive skogsbruk.

Kostnadseffektivitet

Om utsläppsnivån i den icke-handlande sektorn 2030 hålls konstant jämfört med referensscenariot och förändringen i nedsättningarna till jord- och skogsbruken införs visar modellresultaten på något högre bruttonationalprodukt (BNP) samt real disponibel inkomst än i referensscenariot. Detta visar på en ökad kostnadseffektivitet eftersom ekonomin påverkas positivt i form av ökad produktion samt disponibel inkomst (om än marginellt) av förändringen vid konstant hållen utsläppsnivå.

Priskänsligheten¹²¹ i en modell är dock alltid osäker. I en känslighetsanalys testades därför hur effekterna av förändrade nedsättningsregler förändras vid ett antagande om betydligt högre priskänslighet för konkurrensutsattheten för jord- och skogsbruk.¹²² Analysen visade att även i detta fall stod sig resultatet - förändringen av nedsättningsreglerna gynnar kostnadseffektiviteten. Vid högre antagen konkurrensutsatthet kommer dock effekten på jord- och skogsbruket bli större i form av lägre produktionsnivå.

När nedsättningarna i jord- och skogsbruket reduceras ersätts lågkostnadsåtgärder i dessa branscher med dyrare åtgärder i andra branscher. Produktionen och sysselsättningen minskar något i jord- och skogsbruket och ökar i andra branscher. Det scenario som beskrivs ovan har inte några andra samhällsmål med i beräkningarna. Med andra ord finns ingen fördelningspolitik eller preferenser angående produktion och sysselsättning för specifika branscher vilket kan vara fallet i dagens politik. Andra

¹²¹ Priskänsligheten ges av modellens substitutionselasticiteter.

¹²² Elasticiteterna som beskriver hur efterfrågan på import och export av jord- och skogsbruksvaror påverkas av prisförändringar fördubblades.

samhällsmål ska dock inte hindra klimatpolitiken från att utformas kostnadseffektivt utan företagen bör kompenseras på annat sätt så att övriga mål kan uppnås.

Kompensation för höjda skatter

Som nämndes i kapitel 1 har jord- och skogsbruket även betydelse för andra samhällsmål så som levande landsbygd, kulturminnesvård, djurvälstånd med mera. Av dessa skäl kan beslutsfattare vilja bevara den svenska jord- och skogsbruksproduktionen. Även risken för kolläckage kan tänkas bidra till att beslutsfattare kan vilja begränsa produktionsbortfallet för jord- och skogsbruket när energipriserna ökas via ökade energi- och koldioxidskatter. Genom att kompensera branschen kan effekten på produktionen av skattehöjningarna reduceras. En kompensation kan exempelvis vara i form av en omställningspremie eller i form av sänkt skatt på någon annan insatsvara eller insatsfaktor som branschen använder i sin produktion.

För att inte störa styrningen mot andra samhällsmål bör skatten som används som kompensation inte styra mot andra samhällsmål utan endast vara fiskal. I samband med att nedsättningsreglerna infördes fick jordbruket möjlighet att ansöka om en omställningspremie för att konvertera arbetsmaskiner till biodrivmedel (Jordbruksverket 2011). Även skatten på mineralgödsel togs bort vilket delvis motiverades som en kompensation för minskade nedsättningar av koldioxidskatten. Denna skatt var dock inte fiskal utan infördes för att begränsa jordbrukets kväveutsläpp (se avsnitt 2.2).

För att studera effekterna av en kompensationspolicy och hur den kan vara formulerad i modellen har vi utformat två alternativa scenarier.

Alternativscenario 1: Energi- och koldioxidskatten höjs för jord- och skogsbruket enligt tabell 10. Högre skatt på energi kompenseras med lägre skatt på kapital så att förändringen i branschens nettoskatteinbetalning antas oförändrad jämfört med referensscenariot.

Alternativscenario 2: Energi- och koldioxidskatten höjs för jord- och skogsbruket enligt tabell 10. Högre skatt på energi kompenseras med lägre skatt på kapital så att förändringen i branschens förädlingsvärde antas oförändrad jämfört med referensscenariot.

Tabell 12 visar effekten på jord- och skogsbruket vid höjda skatter på energi men med kompensation via lägre kapitalskatt.

Tabell 12 Effekter på jord- och skogsbruk vid höjda energiskatter men med kompensation via sänkt kapitalskatt

Procentuell skillnad jämfört med referensscenariot 2030

	Alternativscenario 1		Alternativscenario 2	
	Jordbruk	Skogsbruk	Jordbruk	Skogsbruk
Bruttoproduktion	-0,2	0,0	-1,2	-0,4
Förädlingsvärde	2,3	0,4	0,0	0,0
Produktionskostnad per enhet	0,2	-0,0	2,9	0,9
Minskning i CO ₂ -utsläpp	-2,1	-3,3	-2,4	-3,5
Minskning i CO ₂ -utsläpp jmf med referens i kton	-33	-32	-37	-34
CO ₂ -utsläpp icke-handlande sektorn jmf med referens i kton		-60		-68

Anm: I produktionskostnad ingår ersättning till kapital.

De två kompensationsprogrammen kan införas utan att tillväxt eller disponibel inkomst minskar jämfört med scenariot utan kompensation.

I fallet då nettoskatteinbetalningen för jord- och skogsbruk hålls konstant (alternativscenario 1) blir bruttoproduktionen i stort sett oförändrad jämfört med referensscenariot. Förädlingsvärdet ökar däremot som en följd av det subventionerade kapitalet. Analysen visar därmed att policyförändringen resulterar i en substitution bort från material och energi till arbete och kapital (förädlingsvärde) i jord- och skogsbruket. Minskningen av koldioxidutsläppen är dock något mindre i alternativscenario 1 relativt scenariot utan kompensationspolitik. Höjningen av koldioxidskatten ger således lägre effekt vid kompensation eftersom skatten på kapital minskar. Alla effekter är dock små.

I alternativscenario 2, när förädlingsvärdet i jord- och skogsbruk hålls konstant, kommer bruttoproduktionen bli lägre än referensfallet. Produktionsnivån är dock högre än i fallet utan kompensation. Eftersom bidraget till BNP från jord- och skogsbruket hålls konstant är BNP i princip oförändrad jämfört med referensscenariot.

Inga nedsättningar för jord- och skogsbruk

Enligt ekonomisk teori bör utformningen av koldioxidskatten vara uniform och inte innehålla några nedsättningar för att så kostnadseffektivt som möjligt uppnå ett nationellt utsläppsmål. Modellresultaten visar att vid minskade nedsättningar inom jord- och skogsbruket enligt 2009 års beslut kan de kompenseras för ökade utgifter utan att varken minska produktionsnivån inom dessa branscher eller sänka den svenska BNP-nivån jämfört med en situation utan förändringen. Det vore därför logiskt att fortsätta reformen och utjämna koldioxidskatten i alla branscher utanför EU ETS. I budgetproposition 2014/15:1 föreslås att de återstående nedsättningarna av koldioxidskatten för stationär förbränning ska tas bort från och med 2016. Ingen avisering gjordes angående återbetalning av koldioxidskatten för arbetsmaskiners dieselanvändning. Därför analyseras effekten av ett fullständigt borttagande av koldioxidskatten i jord- och skogsbruket för stationär användning men även de nedsättningar som påverkar arbetsmaskiner antas försvinna i detta scenario. Energiskatten följer de förändringar som gjordes i 2009-års regeringsbeslut.

Tabell 13 Effekter på jord- och skogsbruk vid borttagande av nedsänkningar av koldioxidskatten, utan och med kompensation via sänkt kapitalskatt

Procentuell skillnad jämfört med referensscenariot 2030

	Ingen nedsättning av CO ₂ -skatten för jord- och skogsbruk		Ingen nedsättning av CO ₂ -skatten för jord- och skogsbruk samt återbetalning enl. alt. 1	
	Jordbruk	Skogsbruk	Jordbruk	Skogsbruk
Bruttoproduktion	-1,7	-0,8	-0,3	0,0
Förädlingsvärde	-0,5	-0,3	2,9	0,5
Produktionskostnad per enhet	4,3	1,7	0,3	0,0
CO ₂ -utsläpp	-3,1	-4,6	-2,7	-4,3
CO ₂ -utsläpp jmf m. referens, kton	-48	-44	-42	-41
CO ₂ -utsläpp icke-handlande sektorn jmf m. referens, kton		-91		-78

Anm: I produktionskostnad ingår ersättning till kapital.

Modellresultaten visar att vid kompensation, via lägre kapitalskatt, kan bruttoproduktionen i stort sett förbli oförändrad jämfört med ett scenario med 2009 års utformning av koldioxid- och energiskatten även om nedsättningarna i koldioxidskatten helt tas bort för jord- och skogsbruket. Den höjda koldioxidskatten genererar större utsläppsminskningar om jord- och skogsbruket inte kompenseras med lägre kapitalskatt, -91 000 ton CO₂ jämfört med -78 000 ton CO₂. Däremot kommer utsläppen minska mer än i fallet då endast 2009 års beslutade skattenivåer införs både med och utan kompensation.

AVSNITTET I KORTHET

- De övergripande samhällsekonomiska konsekvenserna av en förändring av nedsättningsreglerna enligt 2009 års energi- och klimatpolitiska beslut för jord- och skogsbruk gällande energi- och koldioxidskatt är små. BNP påverkas marginellt och utsläppen minskar.
- Förändringen bedöms öka kostnadseffektiviteten för att nå klimatmålet i den icke-handlande sektorn genom att beskattningen blir mer likformig i alla delbranscher.
- Trafikverkets tekniska bedömning gällande potentialen för utsläppsminskningar för jord- och skogsbrukets arbetsmaskiner visar att möjligheten till minskning av fossilbränsleanvändning finns.
- Jämfört med att behålla 2009 års nedsättningar minskar produktionen i jord- och skogsbruket med 1,3 respektive 0,6 procent 2030 vid minskade nedsättningar enligt 2009 års energipolitiska beslut. Om nedsättningarna för koldioxidskatten för jord- och skogsbruket slopas helt minskar produktionen med 1,7 respektive 0,8 procent 2030.
- Att minska nedsättningarna i energi- och koldioxidskatten för jord- och skogsbruket enligt 2009 års energi- och klimatpolitiska beslut resulterar enligt modellen i en utsläppsminskning i den icke-handlande sektorn med ca 70 000 ton CO₂ jämfört med referensscenariot. Om nedsättningarna för koldioxidskatten för jord- och skogsbruket slopas helt minskar utsläppen i den icke-handlande sektorn med ca 90 000 ton CO₂.
- Jord- och skogsbruket kan till viss del kompenseras för förändringen i nedsättningsreglerna utan att sänka BNP eller disponibel inkomst jämfört med scenariot utan kompensation.

2.4 Öka kolinlagringen i skog och mark

Koncentrationen av växthusgaser i atmosfären kan reduceras genom ökad kolinlagring i skog och mark. Jordbrukare i Sverige har idag inte incitament att vidta sådana åtgärder. I detta avsnitt diskuteras värdet av att eliminera detta glapp i klimatpolitiken och olika sätt att ge markägare incitament att öka kolinlagringen. Att skapa och tillgodoräkna sig kolsänkor kan kraftigt minska den svenska klimatpolitikens kostnader. Ett storskaligt system med kolsänkekrediter kan påverka priserna på insatsvaror för viktiga exportbranscher.

Jordbruket genererar utsläpp av växthusgaser bland annat genom sin användning av energi och mineralgödsel samt djurhållning. Dessa utsläpp omfattas av Sveriges utsläppsmål för den icke-handlande sektorn¹²³ och är i varierande grad föremål för klimatpolitisk styrning, exempelvis koldioxidbeskattning. Därutöver påverkar själva markanvändningen kolbalansen mellan atmosfären och biosfären, en effekt som bokförs separat inom den så kallade LULUCF-sektorn och som inte är föremål för motsvarande styrning. I detta avsnitt diskuteras vi det ekonomiska värdet av och möjligheter till att minska detta glapp i klimatpolitiken. Diskussionen omfattar inte bara markens roll som kollager utan även skogens, vilket är naturligt bland annat eftersom det klimatpolitiska problemet är detsamma för de två sektorerna.

ÅTGÄRDER SOM ÖKAR KOLINLAGRINGEN I SKOG OCH MARK

Genom fotosyntesen tar växter upp koldioxid från atmosfären och lagerhåller kol. Vid förmultningen omvandlas en del av biomassan till mulljord som fortsätter att lagra kol medan den andra delen avgår till atmosfären framför allt i form av koldioxid. Även när biomassa eldas frigörs koldioxid till atmosfären. Mängden koldioxid i atmosfären kan alltså minskas genom en ökad kolinlagring i skog och mark. Den globala potentialen för detta har uppskattats till mellan knappt fyra och drygt sju miljarder ton koldioxid per år (Cannell 2003), vilket motsvarar 10–20 procent av de globala utsläppen. Den svenska potentialen för sådan kolinlagring är betydande eftersom vi har stora arealer. Det är också möjligt att fånga och deponera koldioxid i jordskorpan, så kallad carbon capture and storage (CCS). CCS omfattas dock inte av diskussionen nedan.

Den svenska skogen lagrar omkring tre miljarder ton kol – två miljarder i mark och en miljard i form av träd (Moren 2003). För närvarande växer denna lagerhållning. För 2010 har tillväxten bedömts till 38 miljoner ton koldioxid (Naturvårdsverket 2012c). Med andra ord, den svenska skogen fungerar för närvarande som en stor kolsänka. Jordbruks- och betesmarkernas lagerhållning minskar för närvarande med ungefär en miljon ton koldioxid per år (Naturvårdsverket 2012c). Totalt sett fungerar alltså den svenska jordbruks- och betesmarken som utsläppskälla.

¹²³ Icke-handlande sektorn är den del av ekonomin som inte inkluderas i EU:s utsläppshandelssystem, det vill säga transporter, bostäder, areella näringar samt lätt industri.

Jordbruksmarkens kolinlagring kan ökas genom

- ändrade odlingsmetoder och -inriktning (som exempelvis ökar skörden eller minskar behovet av att förstöra rotsystemen genom plöjning),
- att återställa mulljordar och degraderade jordar och
- ändrad markanvändning, exempelvis träda, omvandling till betesmark eller skog.

Skogens kollager kan ökas genom

- att skog skyddas från avverkning,
- ändrade bruksmetoder (exempelvis bättre gallring),
- att låta skogen stå längre och
- intensivodling (gödsling eller plantering av mer snabbväxande trädtyper).

Skillnaden mellan skogens och åker-/betesmarkens kollager är betydande. Det finns därmed en stor potential för ytterligare kolinlagring genom återbeskogning i Sverige.

Skogens och markens kollager bedöms kunna ökas till låga kostnader. Lundmark och Johansson (2013) beräknar kostnaden för att genom behovsanpassad gödsling öka skogens kollager till 10–25 kronor per ton koldioxid. Vidare finner Brännlund m.fl. (2012) att med dagens virkespriser är vissa typer av intensivodling av skog företagsekonomiskt lönsamma. Även inom jordbruket finns lågkostnadsåtgärder. Exempelvis bedöms jordbrukarens (netto-)kostnad för att, genom användandet av vissa perenna arter, minska behovet av plöjning av jorden vara låg eller rent av negativ.¹²⁴

Åtgärder som ökar markens kollager kan ha både positiva och negativa sidoeffekter. Till exempel kan skyddsavsättning av skog bidra till uppfyllande av mål om levande skogar och ökad biologisk mångfald. Likaså kan beskogning eller bebuskning av randområden av jordbruksmark (så kallat skogjordbruk) bidra till ökad biologisk mångfald. Vidare kan ökad användning av perenna arter i jordbruket minska läckaget av näringsämnen. Samtidigt kan gödsling av skog och mark resultera i ökat kväveläckage och förvärrad övergödningsproblematik. För en genomgång av kolsänkeskapande åtgärders effekter på miljön, se Naturvårdsverket (2012c). Hur åtgärderna påverkar värdet av öppna landskap och skogens rekreativvärde behöver också beaktas.

VÄRDET AV ÖKAD KOLINLAGRING I SKOG OCH MARK

Värdet av att öka kolinlagring i skog och mark består av en ytterligare minskning av växthusgaskoncentrationen i atmosfären eller av att den ersätter andra mer kostsamma åtgärder för att minska växthusgasutsläppen. Mot bakgrund av att den svenska koldioxidskatten uppgår till närmare 1 100 kronor per ton förefaller det finnas en betydande potential att sänka den svenska klimatpolitikens kostnader eller öka dess ambitionsnivå till låga kostnader. Nuvarande internationella klimatpolitiska ramverk medger endast ett begränsat utrymme för ett land att tillgodoräkna sig kolinlagringen i skog och mark.¹²⁵ Skälet till detta är svårigheter att med precision bestämma kollagrens

¹²⁴ Fagerström och Wibe (2011) indikerar att en övergång till genmodifierade perenna spannmålsgrödor skulle vara lönsamt för jordbrukaren och samtidigt öka markens genomsnittliga kollager med ett ton koldioxid per hektar.

¹²⁵ Under Kyotoprotokollet får ett land vars kolupptag överstiger en på förhand fastställd referensnivå tillgodoräkna sig detta upp till motsvarande 3,5 procent av landets utsläpp 1990. Faller upptaget under referensnivån hålls landet dock ansvarigt för hela mellanskillnaden.

utveckling. Förmågan att mäta kan dock väntas öka i takt med teknologiska framsteg. För närvarande diskuteras förändringar i detta regelverk. EU har övervägt följande tre alternativ:¹²⁶

- (i) nuvarande system behålls för sektorn Land Use and Land-Use Changes and Forestry (LULUCF),
- (ii) LULUCF inkluderas i ländernas icke-handlande sektorer vilket innebär ökade möjligheter för länderna att tillgodoräkna sig kolsänkor och
- (iii) LULUCF slås ihop med jordbrukets övriga utsläpp av växthusgaser med oklara möjligheter till avräkning mot andra utsläppsmål.

Det är således möjligt att länderna i framtiden kan få tillgodoräkna sig ökad kol-inlagring i en större omfattning än idag. Gren m.fl. (2013) har beräknat värdet av detta för hela EU när det gäller att nå unionens mål om en 20 procentig minskning av utsläppen till 2020 (jämfört med 1990 års nivå). Givet riskneutrala länder uppgår värdet till 125 – 370 miljarder kronor beroende på vilka antaganden som görs kring ländernas benägenhet att delta i internationell utsläppshandel. Om länderna är bekymrade över osäkerheten kring kolsänkornas faktiska storlek minskar värdet av att använda kolsänkor. Även ett mer begränsat tillgodoräknande – i genomsnitt 1,5 miljoner ton koldioxid per år under perioden 2020-2030 – bedöms sänka kostnaderna för den svenska klimatpolitiken kraftigt (Konjunkturinstitutet 2013). För 2030 bedöms kostnadsbesparingen uppgå till närmare en procent av BNP.¹²⁷ Det finns alltså en betydande potential för att öka kostnadseffektiviteten i den svenska klimatpolitiken genom kolsänkor.

Som nämnts kan kolsänkeskapande åtgärder ha betydande sidoeffekter. Nyss nämnda beräkningar av värdet av kolsänkor beaktar inte detta. Brännlund m.fl. (2012) beräknar den samhällsekonomiska lönsamheten för storskalig intensivodling genom gödning av skog. Enligt dessa beräkningar, vilka beaktar intensivodlingens effekter på försurning och övergödning, biologisk mångfald, landskapsförändringar och skogens rekreativvärde, kan sådan intensivodling vara samhällsekonomiskt lönsam, givet att virkeskvaliteten inte påverkas negativt. Särskilt gäller det vid hög värdering av minskade växthusgasutsläpp.

POLITIKUTFORMNING

Värdet av att minska mängden växthusgaser i atmosfären, genom att öka skogens och markens lagerhållning av kol, reflekteras för närvarande inte i de priser markägarna möter. En markägare som exempelvis står i begrepp att avverka sin skog och överväger att omvandla marken till exempelvis betesmark finner kalkylen för detta mer lönsamt än vad som är samhällsekonomiskt motiverat. Ur samhällets perspektiv blir kol-inlagringen för låg. Marken kan även producera biomassa som används för att ersätta fossila bränslen och på så sätt begränsa den mängd koldioxid som tas upp ur jordskorpan och släpps ut till atmosfären. Detta innebär att flera krav ställs på en ideal klimatpolitik.

¹²⁶ För en diskussion kring dessa klimatpolitiska vägval, se Konjunkturinstitutet (2014a).

¹²⁷ Värdet beräknas som skillnaden mellan kostnaden för att nå målet enbart genom att höja den svenska koldioxidskatten (ca en procent av BNP) och kostnaden för att nå målet med kombinationen skattehöjning och ökad kolsänka (0,1 procent av BNP).

Den ska resultera i välavvägda relativpriser när det gäller

- (i) val av bränsle (exempelvis mellan bibränsle och fossila bränslen),
- (ii) val angående hur mycket energi som används,
- (iii) val kring när biomassa ska skördas och hur marken används.

Dagens svenska politik leder inte ända fram i alla dessa avseenden. För närvarande beskattas endast koldioxidutsläpp från förbränning av fossila bränslen. Att bibränslen är undantagna denna skatt baseras på förhållandet att växter under deras tillväxtfas binder lika mycket koldioxid som släpps ut när de förbränns. Detta betyder dock inte att bibränslen i en vidare mening nödvändigtvis är koldioxidneutrala. Koldioxidbeskattningen har kraftigt höjt energianvändarnas (exempelvis fjärrvärmeverkens) betalningsvilja för bibränslen. Den åtföljande prisuppgången på bibränsle har gjort det relativt mer lönsamt att avverka. Allt annat lika, innebär detta kortare rotationsperioder i skogen vilket i sin tur betyder en lägre genomsnittlig lagerhållning av kol.

Vidare behöver markägaren inte beakta att beslut som omvandlar skog till jordbruksmark ökar mängden koldioxid i atmosfären. Även om denna biomassa ersätter fossila bränslen innebär den ändrade användningen av marken att stora delar av skogens kollager har förflyttats till atmosfären. Ytterligare en aspekt är att med dagens beskattning blir priset på bioenergi för lågt relativt andra varor.

Med en ideal och heltäckande klimatpolitik skulle alla utsläpp av koldioxid beskattas, även de som härrör från förbränning av biomassa, samtidigt som bidrag skulle utgå till lagerhållning av kol i skog och mark. Härigenom erhålls, ur klimatsynpunkt, korrekta prisrelationer i tre dimensioner: priset på energi relativt andra varor och tjänster, priserna på bibränsle relativt fossila bränslen och den relativa lönsamheten för olika markanvändningsbeslut.

En heltäckande klimatpolitik skulle öka lönsamheten i att lagra kol i skog och mark, bland annat genom att låta träden stå längre i skogen. Det ska noteras att vid höga värderingar av koldioxidutsläpp kan det bli lönsamt för skogsägaren att aldrig avverka skogen (Backeus 2009; Hoel m.fl. 2014). Enligt Backeus (2009) kan detta ske vid värderingar motsvarande dagens svenska koldioxidskatt. Även utan en så drastisk utveckling kan en heltäckande klimatpolitik antas ha betydande effekter på en rad verksamheter. Bland andra skulle massa- och pappersindustrin och trävaruindustrin behöva betala betydligt mer för sin kanske viktigaste insatsvara. En storskalig politik för kolsänkor kan alltså väntas ha vittgående och betydande ekonomiska konsekvenser. För en mer utförlig diskussion om hantering av potentiella konflikter mellan skogens olika användningsområden, se Brännlund m.fl. (2010).

Det kan också noteras att Gårdsstöd enbart betalas ut så länge jordbrukaren håller marken i brukbart skick, se Jordbruksverket (2014d). Detta krav innebär att en markägare som omvandlar sin mark till skog och härigenom ökar lagerhållningen av kol förlorar stödet. Gårdsstödet är således konserverande när det gäller markens användning och har därmed en negativ effekt på uppbyggnaden av svenska kolsänkor.

En kombination av full koldioxidbeskattning och bidrag till kollager skulle innebära stora finansiella flöden mellan stat och markägare, vilket kan vara en bidragande orsak till att denna typ av politik ännu inte sett dagens ljus. Däremot finns det flera länder och regioner som har eller har haft system med kolsänkekrediter, så kallade baseline-

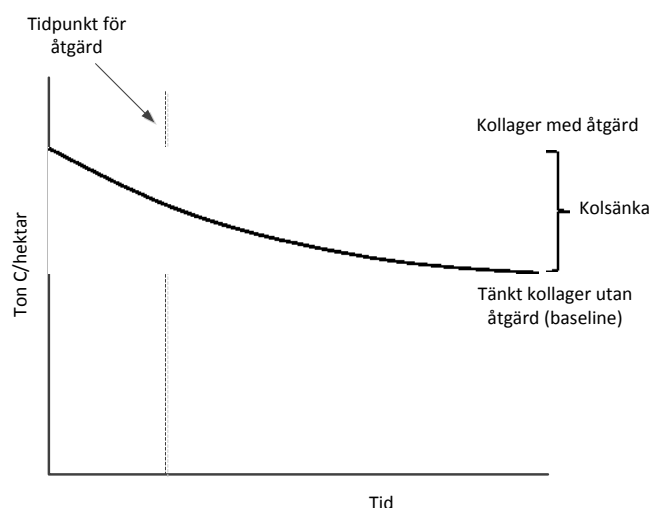
and-crediting system, för att öka kolinlagringen i skog- och jordbruksmark. Exempel på det är Australien, Japan, Nya Zeeland och Kalifornien. Det har även föreslagits från flera håll att Sverige bör införa ett sådant system (se exempelvis PWC 2011).

Baseline-and-crediting system

Under ett system med överlåtbara sänkkrediter tilldelas markägaren krediter (av staten) när det uppmätta kollagret på dennes mark överstiger en antagen referensnivå (så kallad baseline). När lagerhållningen blir lägre än baseline måste markägaren lämna in krediter till staten motsvarande skillnaden. Efterfrågan på sänkkrediter kan skapas på flera sätt. Diskussionen i Sverige har fokuserat på att göra sådana sänkkrediter gångbara inom EU ETS. En annan möjlighet är att staten köper krediter och använder dem vid avräkning gentemot Sveriges nationella utsläppsmål, såsom beskrevs ovan.

Tanken med ett system med sänkkrediter är att prissätta kolsänkan. Kolsänkan definieras som skillnaden mellan kollagrets faktiska utveckling och hur kollagret skulle ha utvecklats utan det tillväxthöjande projektet. Figur 12 nedan illustrerar detta. Den ackumulerade sänkan motsvaras där av ytan mellan den streckade kurvan (den faktiska utvecklingen med åtgärderna) och den heldragna (den kontrafaktiska utvecklingen). I figuren har det antagits att kollagret minskar i frånvaro av tillväxthöjande åtgärder. Resonemanget gäller dock även växande kollager. Verksamma åtgärder leder då till än högre tillväxttakt i kollagrets utveckling.

Figur 12 Illustration av hur kolsänka mäts



Ett problem med denna typ av krediteringssystem är att den kontrafaktiska utvecklingen inte kan observeras utan måste antas. Väljs en baseline som (över-) underskattar den kontrafaktiska utvecklingen kommer skogs- eller jordbrukaren att tilldelas (färre) fler sänkkrediter än den kolsänka som faktiskt skapats.

Det är en svår uppgift att konstruera rättvisande projektspecifika baselines. Det räcker inte med att veta att vissa åtgärder ökar skogens kolinlagring. Sådana åtgärder skulle ju ha kunnat komma att genomföras vid en senare tidpunkt även utan kreditering. Krediteringen leder i dessa fall endast till att åtgärder tidigareläggs något. Ett projekt med en

baseline som utgår från dagens situation kan alltså kraftigt överskatta den faktiska sänkan. Vidare räcker det inte med lokala baselines. Det projekt som föreslås kan ju tränga undan andra, liknande projekt. Exempelvis, kan projektet att inte avverka ett skogsområde innebära att ett annat skogsområde avverkas i stället. I sådana fall leder projektet endast till en omflyttning av skogens kollager och totalt sett byggs inte någon sänka upp.¹²⁸ Denna situation motsvarar den som gäller för Clean Development Mechanism (CDM) under Kyotoprotokollet.¹²⁹ Med en rigorös bedömning av föreslagna sänkprojekt skulle kostnaderna för att definiera projekt som passerar granskningsorganet bli mycket höga. Få projekt skulle därmed bli av. Med en mindre rigorös prövning blir fler intresserade av att föreslå projekt men risken ökar då att projekten inte producerar kolsänkor i den omfattning som förespeglar. Om krediterna från sådana projekt används för att räkna av mot något av utsläppsmålen under dagens klimatpolitik (målet för EU ETS eller för den icke-handlande sektorn) blir slutresultatet att svenska kolsänkeprojekt leder till ökade globala utsläpp.

Markens eller skogens kollager kan av flera skäl bli lägre än tänkt. Dels kan markägaren finna det mer lönsamt än förväntat att avverka skogen tidigt. Dels kan lägre nederbörd än förväntat, sjukdomar, djurskadorna samt skogbrand och storm innebära att markens kollager blir mindre än tänkt. I den typen av krediteringssystem som diskuteras måste markägaren lämna tillbaka krediter när kollagret blir lägre än baseline, oavsett om detta är en följd av avverkning eller på grund av en naturlig händelse som stormfällning. Markägaren bär härmed en ekonomisk risk. Det finns olika sätt att begränsa eller hantera denna risk. Ett sätt är att samla riskerna genom att markägare enskilt eller tillsammans med andra driver flera kolinlagringsprojekt vilka varierar över både tid och rum (PWC 2011). Ett annat sätt är att köpa försäkring mot dåliga utfall. Vidare finns alltid möjligheten att köpa krediter från någon annan.

Det ska noteras att koldioxiden inte frigörs till atmosfären vid avverkingen utan först när biomassan förbränns eller förmultnar. Innan detta sker så har kollagret bara förflyttats. I vissa fall kan frigörandet av kol skjutas upp under lång tid. Så sker exempelvis när virket används som material i byggnader och möbler. Detta innebär att det inte är uppenbart vart avgränsningen ska ligga i ovan nämnda system. Genom att låta en större del av skogsuttaget användas till långlivade träprodukter kan den svenska lagerhållningen av kol öka med omkring fem miljoner ton koldioxid (Naturvårdsverket 2012c). I princip borde även sådan kolinlagring inkluderas i krediteringssystemet. I många fall får dock transaktionskostnaderna antas vara för höga för att detta ska vara motiverat. För enstaka användningsområden såsom vid större byggnationer kan det dock vara önskvärt.

¹²⁸ Det skulle kunna vara möjligt att överskattningar och underskattningar tar ut varandra om projekten är många. Men, skogsbrukaren – den aktör som kan antas vara bäst informerad – har intresse att föreslå och få igenom projekt med baselines som underskattar den kontrafaktiska utvecklingen. Härigenom tilldelas skogsbrukaren sänkkrediter utan att anstränga sig särskilt mycket. I motsats till många vanliga transaktioner har köparna här inte motsatt intresse. För dem är en kredit lika värdefull oavsett om det bakomliggande projektet har lett till en faktisk kolsänka eller inte. Risken för en systematisk underskattning av kolinlagringens kontrafaktiska utveckling är därmed svår att bortse från.

¹²⁹ CDM har länge kritiserats för att inte leverera faktiska utsläppsminskningar, se exempelvis Bohm (2002). I ett försök att begränsa utrymmet för snedvridna baselines etablerades CDM-executive board med uppgift att bland annat granska föreslagna projekt. Ett liknande granskningsorgan får antas finnas om ett baseline-crediting-system skulle etableras för svenska kolsänkor.

KONSEKVENSER AV STORSKALIGA SYSTEM FÖR ATT BYGGA UPP KOLSÄNKOR I SKOG OCH MARK

Skog och mark är viktiga resurser för den svenska ekonomin. Exempelvis levererar skogen insatsvaror till sågverk, massa- och pappersindustrin och el- och värmeproducerande företag och används således i tillverkningen av en lång rad produkter. Storskaliga kolsänkor kan via priset på skogsprodukter påverka dessa industriers konkurrenskraft. Hur och i vilken omfattning beror på ett stort antal faktorer. Huruvida en kolsänka minskar eller ökar uttaget av biomassa från skog och mark beror bland annat på hur sänkan skapas. Skyddsavsättning och intensivodling har härvidlag vitt skilda effekter. Vidare kan en ambitiös klimatpolitik öka efterfrågan på biobränsle och därigenom öka priset på skogsprodukter. Samtidigt ska det noteras att kolsänkor erbjuder en möjlighet att nå ambitiösa klimatmål till lägre kostnader. Utan en närmare beskrivning av politiken och information om markägarnas kostnader för olika alternativ är det svårt att göra precisa bedömningar av hur en ökad kolsänka skulle påverka den övriga ekonomin. Men klart är att en rad priser på viktiga varor kan komma att påverkas och potentiellt betydande så kallade allmänjämviktseffekter måste beaktas.

I Konjunkturinstitutet (2013) studeras med hjälp av allmänjämviktsmodellen EMEC effekterna på övriga ekonomin av att öka den skogliga kolsänkan. Den genomsnittliga årliga kolsänkan antas uppgå till ca 10 miljoner ton koldioxid varav ungefär hälften sker genom skyddsavsättning av skog och hälften genom tillväxthöjande åtgärder. Totalt sett antogs därmed att det samlade virkesuttaget skulle bli någorlunda opåverkat. De beräknade effekterna på bränsle och virkespriser samt industrins strukturomvandling blev därför relativt små, se tabell 14.

Tabell 14 Effekter på produktionsvärdet år 2030 i några näringslivsbranscher

Procentuell skillnad jämfört med referensscenariot år 2030

	Produktionsvärde
Skogsbruk	-0,9
Massa- och pappersindustrin	-0,4
Övrig industri	-0,3
Jordbruk	-0,2
Fjärrvärmeverk	-0,1

Källor: SCB och Konjunkturinstitutet.

Det bör dock noteras att med en politik som ger heltäckande och uniforma incitament till kolsänkor, kan markägarna komma att lägga tyngdpunkten på andra kolsänkeskapande åtgärder än de som antagits i beräkningarna. I sådana fall kan effekterna på den övriga ekonomin bli annorlunda.

AVSLUTANDE KOMMENTARER

Den svenska skogen och marken lagrar stora mängder kol. Studier visar på en stor potential att öka denna kolinlagring till låga kostnader. Ett tillgodoräknande av svenska kolsänkor vid avräkning mot det nationella utsläppsmålet för den icke-handlande sektorn skulle därmed öka kostnadseffektiviteten i den svenska klimatpolitiken. Utrymmet för sådant tillgodoräknande är för närvarande begränsat men kan komma att öka betydligt framöver. Det finns härvidlag ett glapp i den svenska klimatpolitiken, den ger inte markägare incitament att (fullt ut) beakta de effekter deras mar-

kanvändningsbeslut har på kolbalansen mellan atmosfären och jordskorpan. Härigenom blir den svenska kolinlagringen, ur ett samhällsekonomiskt perspektiv, för låg.

Incitament till välvägdade markanvändningsbeslut kan skapas på flera sätt. Under en ideal klimatpolitik skulle alla koldioxidutsläpp beskattas (det vill säga även de från förbränning av biobränslen) samtidigt som markägare ges ersättning för den kolinlagring som sker på deras mark. Med en sådan politik skulle välvägdade relativpriser skapas mellan energi och andra varor, mellan biobränslen och fossila bränslen och mellan olika markanvändningsalternativ. Flera viktiga marknader, bland annat de för massaved, trävaror och biobränslen skulle påverkas kraftigt. En sådan politik skulle därmed få potentiellt stora konsekvenser på andra delar av ekonomin. Hur och i vilken omfattning beror på en rad osäkra faktorer. Men, särskilt så länge inte omvärlden infört motsvarande system finns risk att delar av den svenska exportindustrin påverkas negativt.

Till följd av betydande mätosäkerheter har flera länder infört avgränsade system med så kallade kolsänkekrediter vilka ger incitament endast till vissa typer av kolinlagring. Härigenom erhålls även en större kontroll av politikens potentiella allmänjämviktseffekter. Ett problem med denna typ av system är att skogens och markens lagerhållning i den kontrafaktiska utvecklingen (det vill säga utan de åtgärder som krediteras) inte är observerbar och att den aktör som torde vara bäst informerad om den kontrafaktiska utvecklingen har incitament att underskatta denna. Denna problematik behöver tas på allvar. Om krediter utan substans används för att nå den svenska icke-handlande sektorns utsläppsmål blir de globala utsläppen större än annars.

AVSNITTET I KORTHET

- Den svenska skogen och marken lagrar stora mängder kol. Studier visar på att det finns en stor potential att öka denna kolinlagring till låga kostnader.
- Genom att tillgodoräkna sig kolsänkor när det gäller att nå det nationella målet för icke-handlande sektorn kan kostnadseffektiviteten i den svenska klimatpolitiken öka.
- De priser svenska markägare möter när de fattar sina markanvändningsbeslut reflekterar dock inte dessa värden. Tvärtom, markägare som omvandlar jordbruksmark till skog och på så sätt öka kolinlagringen förlorar Gårdsstödet.
- Incitament till markägarna att öka kolinlagringen kan ges på olika sätt.
- Heltäckande system med likformiga incitament (såsom utvidgad koldioxidbeskattning och subventionering av kolsänkor) kan väntas ha stora effekter på den svenska ekonomin och vissa exportindustrier. Särskilt gäller detta så länge inte omvärlden går samma väg.
- Ett sätt att undvika en del av dessa effekter är att göra som flera andra länder gjort och införa sådana incitamentsystem endast för vissa typer av åtgärder, exempelvis genom så kallade kolsänkekrediter.
- Dock lider sådana system av svårigheter att säkerställa åtgärdernas additivitet (det vill säga att de åtgärder som krediteras faktiskt ökar lagerhållningen av kol), något som behöver beaktas vid utformningen av eventuella sådana system.

3 Fördelningseffekter av jordbrukspolitiken

I detta kapitel beskrivs jordbrukarnas inkomster och dess utveckling. Jordbrukarnas inkomster jämförs med inkomster i andra näringsgrenar samt med inkomster för individer med liknande utbildning, erfarenhet och arbetsmarknad. Vi analyserar också hur jordbruksstöden påverkar inkomstjämligheten. Analysen visar att jordbrukarnas inkomster är ungefär lika höga som jämförelsegruppens, men att ojämlikheten är högre. Det senare kan bero på den skeva fördelningen av jordbruksstödet, där 80 procent av stöden går till 20 procent av stödtagarna. Som fördelningspolitiskt styrmedel är Gårdsstödet ineffektivt. För att öka miljöstyrningen borde medel från Gårdsstödet föras över till Landsbygdsprogrammets direkta miljöstöd.

3.1 Jordbruksstöden

Grunden för EU:s gemensamma jordbrukspolitik, CAP (Common agricultural policy) lades 1957 i Romfördraget. Målen för den gemensamma politiken är att:

- Göra jordbruket effektivare
- Garantera en skälig levnadsstandard för lantbrukarna
- Stabilisera marknaderna för jordbruksprodukter
- Se till att befolkningen har tillräckligt med mat
- Se till att konsumenterna får jordbruksprodukter till rimliga priser

Av EU:s budget på ca 1 300 miljarder kronor går ca 40 procent till jordbruk- och landsbygdsutveckling. Jordbrukspolitiken består av två delar – så kallade pelare. Pelare 1 består av direktstöd, exportsubventioner och uppköp och lagring av överskott. Den största utgiftsposten är Gårdsstödet som utbetalas, per hektar mark, utan krav på produktion. Stödet betalas således ut även om brukaren avstår från att producera. Värdet på stödrätterna bygger på spannmålsavkastningen under en historisk period. Högre stöd betalas därmed ut i regioner med bättre produktionsförutsättningar. De största utbetalningarna sker till Skåne och Västra Götalands län. För att få jordbruksstöd finns ett antal så kallade tvärvillkor som brukaren måste följa. Villkoren utgörs av lagregler för miljö, hälsa, växtskydd, djurskydd, samt för hur åkermark, betesmark och slätteräng ska skötas. Pelare 2 utgörs av stöd till miljöåtgärder och landsbygdsutveckling genom Landsbygdsprogrammet (se Avsnitt 2.1). En skillnad mellan pelarna är att pelare 1 finansieras till 100 procent av EU-medel, medan pelare 2 finansieras till minst 50 procent av nationella medel. Sverige fick ca 8 miljarder kronor i jordbruksstöd 2014 från EU-budgeten: 6 miljarder kronor gick till Gårdsstödet och 2 miljarder kronor till Landsbygdsprogrammet. I tillägg medfinansierade Sverige Landsbygdsprogrammet med ca 3 miljarder kronor (Prop. 2014/15:1). EU:s gemensamma jordbrukspolitik har genomgått många reformer och omarbetas för närvarande. Det nya systemet sträcker sig från 2014 till 2020 och innebär bland annat ett krav på att lantbrukaren genomför vissa miljöåtgärder för att få fullt gårdsstöd.

Stöden motiveras med behovet att stödja lantbrukarnas inkomster. Trots att det rör sig om individuella transfereringar sker ingen inkomstprövning. Argumentet att stöden, genom tvärvillkoren, skulle öka miljönyttan är problematiskt eftersom en stor del av Gårdsstödet betalas till områden med intensivt jordbruk (Rabinowicz 2013). I

SCB:s miljöräkenskaper bokförs Gårdsstödet som en ”potentiellt miljöskadlig subvention”. Slutsatsen från en syntesrapport över miljöeffekterna av EU:s jordbrukspolitik är att huvuddelen av budgeten går till generella stöd som är trögmanövrerade och har låg miljöeffektivitet (Naturvårdsverket 2011).

I vilken grad låg miljöeffektivitet ska tolereras beror på hur stora de fördelningspolitiska vinsterna är. Vilka fördelningseffekter jordbruksstödet har är inte tillräckligt genomlyst. De kartläggningar av jordbrukarnas inkomster som gjorts kan inte jämföras med andra hushåll. Lantbrukarnas företagsregister (LBR) som Jordbruksverket tagit fram innefattar visserligen merparten registrerade lantbrukarföretag, men fångar inte jordbrukshushåll. För det första ingår bara de som driver lantbruksföretag. Löntagare inom jordbruket – vars inkomster och sysselsättning indirekt påverkas av jordbruksstödet – ingår inte. En annan begränsning är att LBR baseras på de ursprungliga arealstödsregistren, vilket innebär att jordbruksstöd är ett villkor för att ingå i populationen. Långt ifrån alla som får sin huvudinkomst från jordbruket tar emot stöd.

I den här analysen utreds jordbruksstödet fördelningseffekter med hjälp av paneldata på individ- och hushållsnivå.¹³⁰

SYFTE, DISPOSITION OCH AVGRÄNSNINGAR

Nästa avsnitt (0) beskriver jordbrukarpopulationen i Sverige och tecknar en bild av jordbrukarnas inkomstutveckling. Hur många jordbrukare finns det? Hur ser deras socioekonomiska situation ut? Hur har den förändrats över tid? Avsnitt 3.3 studerar hur jordbruksstöden fördelas bland jordbrukare och diskuterar hur de påverkar näringsinkomsterna och fördelningen av inkomster i ekonomin.

Yrkeskategorin jordbrukare kan definieras på olika sätt. Eftersom syftet är jämförande är det viktigt att använda en definition som kan relateras till befolkningen som helhet. Det nationella inkomstregistret möjliggör en sådan jämförelse genom att det kopplats till Svensk Näringsgrensindelning (så kallade SNI-koder). En SNI-kod anger en individs huvudsakliga inkomstkälla. Analysen fokuserar på individer som får sin huvudsakliga inkomst från jordbruk (SNI-kod 01) – ibland även från skogsbruk (SNI-kod 02). Skälet till att även inkludera skogsbrukare beror på att många lantbrukare bedriver både skogs- och jordbruk. Även familjemedlemmar till personer inom jord- och skogsbruket kan inkluderas i analysen.

I texten kan begreppen jordbrukare, jord- och skogsbrukare, jordbruksfamiljer samt lantbrukare därför syfta till i princip samma sak, om inget annat anges. I noterna till tabellerna och figurerna är definitionerna mer precisa.

¹³⁰ Analysen använder databaserna HUT (Hushållens UTgifter) samt LINDA (Longitudinell INkomstDatabas) och följer inkomstfördelningsforskningens metod- och analysval (se Björklund och Jääntii 2011; Roine och Waldenström 2014; Bengtsson m.fl. 2014).

3.2 Socioekonomisk sammansättning och inkomster

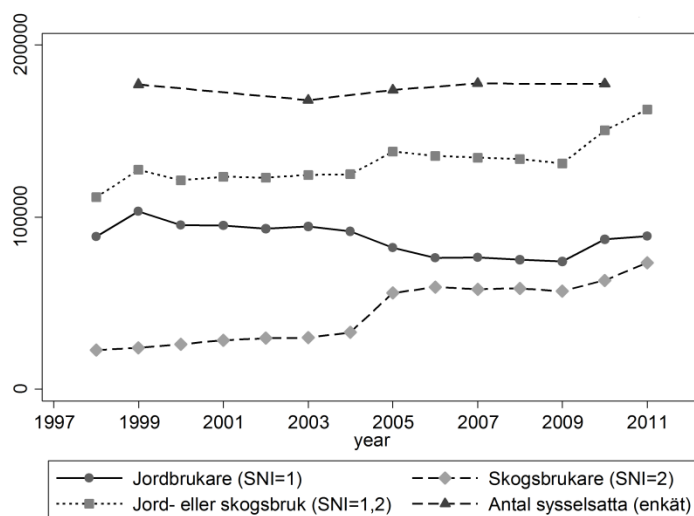
HUR MÅNGA JORDBRUKARE FINNS DET?

Hur många som är engagerade i jordbruket är inte lätt att mäta eftersom många jordbrukare kombinerar flera arbeten. En studie av OECD visar att för Sverige uppgår den totala arbetstiden i jordbruket till 56 000 årsarbetstider (år 2010). Denna siffra kan jämföras med antalet sysselsatta i jordbrukssektorn enligt studien ”Sys­selsättning i jordbruket 2010”, som uppgår till ungefär 188 000 (SCB 2010). Antalet som redovisar jordbruket som ”huvudsaklig inkomstkälla” i inkomstregisterdata är knappt 100 000.

OECD:s statistik tyder på att deltid arbetet i jordbruket är omfattande. I norra Sverige varierar jordbrukets produktionskapacitet betänkligt över året, vilket sannolikt beror på att en del av anställningarna är säsongsbetonade. Vad jordbrukare gör när de inte är aktiva inom jordbruket är inte lätt att kartlägga. I SCB (2010) framgår att 53 procent av jordbruksföretagen och deras familjemedlemmar har en huvudsyssla utanför företaget. Av resterande del hade sju procent en bisyssla utanför företaget och 40 procent arbetade enbart med jordbruk.

Enligt SCB (2010) har sysselsättningen varit relativt konstant de senaste 15 åren (se figur 13).

Figur 13 Antalet jordbrukare, skogsbrukare och sysselsatta i jordbruket



Källor: Antal sysselsatta baseras på studien ”Sys­selsättning i jordbruket 2010” (SCB 2010). SNI-kodsdata från Konjunkturinstitutets egna beräkningar ur inkomstregistren (LINDA).

Antalet individer som hade jordbruk som huvudsaklig inkomstkälla i inkomstregistren har varierat något mer. Som synes i figur 13 tycks utvecklingen av antalet jordbrukare (SNI-kod 01) och skogsbrukare (SNI-kod 02) vara varandras spegelbilder, med en kraftig uppgång 2005 för skogsbruket. Dataregistren visar att det i stor utsträckning är samma personer, som bytt inriktning på arbetet.

Det finns åtminstone två förklaringar till omvandlingen från jordbruk till skogsbruk. Dels skedde en frikoppling av Gårdsstödet 2005, vilket möjliggjorde för fler jordbrukare att bedriva passivt jordbruk och istället ägna sig åt närliggande näringar, samtidigt som de kunde ta emot Gårdsstöd. Nedgången i jordbruk och uppgången i skogsbruk

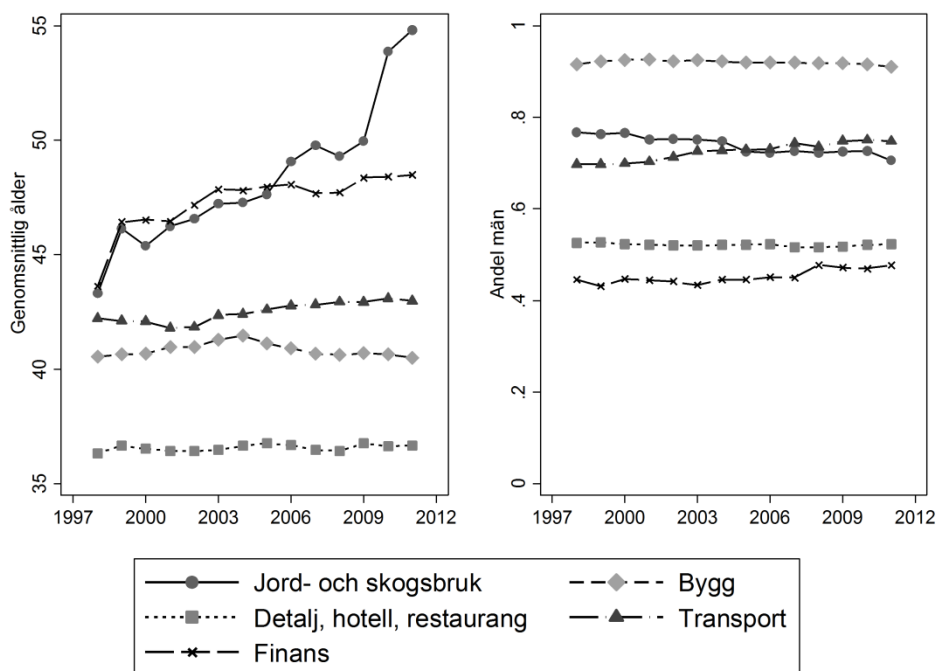
är särskilt markant i de skogslän i Norrland där jordbruket är mindre lönsamt relativt skogsbruk. En annan faktor som kan ha bidragit är att skogsbruket genomgick en utbudschock 2005 i och med stormen Gudrun.

På grund av överlappningen mellan jord- och skogsbruk kommer flera av analyserna inkludera skogsbrukare (vilken definition som används framgår i tabell- och figur-noterna).

VILKA ÄR JORD- OCH SKOGSBRUKARE?

Jordbruket är ett mansdominerat yrke, även om andelen män sjunkit de senaste åren. Enligt SNI-data är ca 70 procent av skogs- och jordbrukarna män (se figur 14). Som jämförelse anställer byggbranschen drygt 90 procent män; i detaljhandeln, hotell- och restaurangbranschen och finansbranschen är motsvarande andel 50 procent.

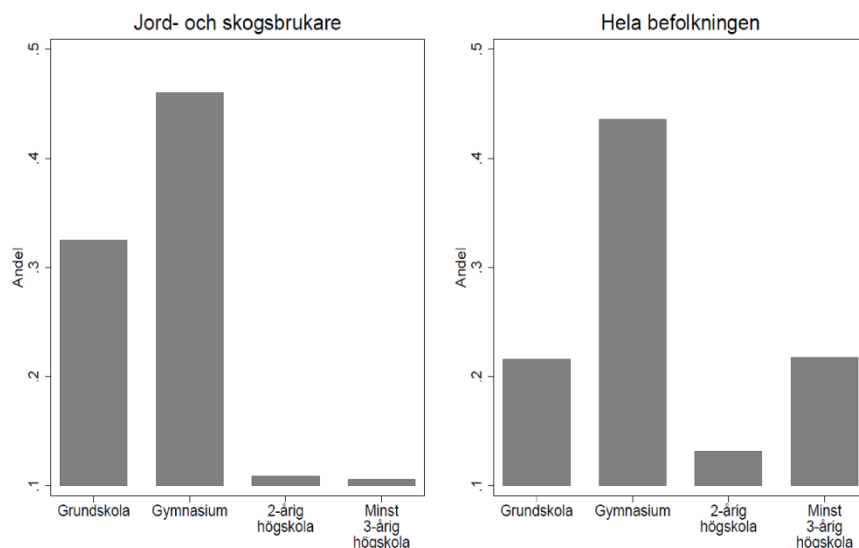
Figur 14 Sammansättning jordbrukare och andra näringsgrenar



Källa: SNI-kodsindelning. Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån individuella inkomstregister (LINDA). Åldersindelning 15-74 år.

En slående utveckling är åldersökningen bland jord- och skogsbrukare, som tycks ha accelererat på senare år. Genomsnittsåldern bland skogs- och jordbrukare har ökat med 5 år sedan 2010, och den genomsnittlige jordbrukaren är nu 55 år. I figur 15 redovisas utbildningsnivåer bland jordbrukarna och i befolkningen som helhet. Den genomsnittliga utbildningsnivån är lägre bland jord- och skogsbrukare jämfört med resten av befolkningen. Ungefär 33 procent av jordbrukarna har enbart grundskoleutbildning (jämfört med 22 procent i hela befolkningen). Andelen jordbrukare med högskoleutbildning är också låg. Detta kan bero på åldersstrukturen i jordbruket.

Figur 15 Utbildningsnivåer



Anm. SNI-kodsindelning.

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån LINDA. Ålder >25 år. År 2011.

JORDBRUKARES INKOMSTER

I analysen används två definitioner av inkomster: marknadsinkomster och disponibla inkomster. Marknadsinkomster är individbaserade och inkluderar förvärvsinkomst (inkomst av tjänst och näringsverksamhet) plus inkomst av kapital. Beskattningsbara transfereringar (till exempel socialförsäkringar) inkluderas inte i marknadsinkomsterna.

Näringsbidragen – Gårdsstöden och stöden inom Landsbygdsprogrammet – betraktas skattemässigt som näringsinkomster och ingår därför i marknadsinkomsten.¹³¹ En jordbrukare kan dock göra kostnadsavdrag som andra näringsidkare. Det är därmed möjligt att deklarerar nollinkomst trots att man får Gårdsstöd (till exempel om familjemedlemmar tar ut tjänsteinkomst, eller om stödet används till kostnader inom företaget). Detta visar på vikten av att ta med familjeinkomster samt att studera alternativa mått på levnadsstandard.

Att ta hänsyn till hela familjens inkomster och transfereringar är relevant för att få en helhetsbild av jordbrukarnas levnadsförhållanden. Driften av jordbruk innebär att hela hushållet måste bo på en särskild plats, vilket påverkar andra familjemedlemmars försörjning – och då inte bara marknadsinkomster utan även storleken på transfereringar och skattenivå. Den disponibla inkomsten, korrigerad för hushållsstorlek, fångar i viss mån dessa aspekter. Den disponibla inkomsten är hushållets totala marknadsinkomster efter skatt plus transfereringar, dividerat med antalet hushållsenheter.¹³²

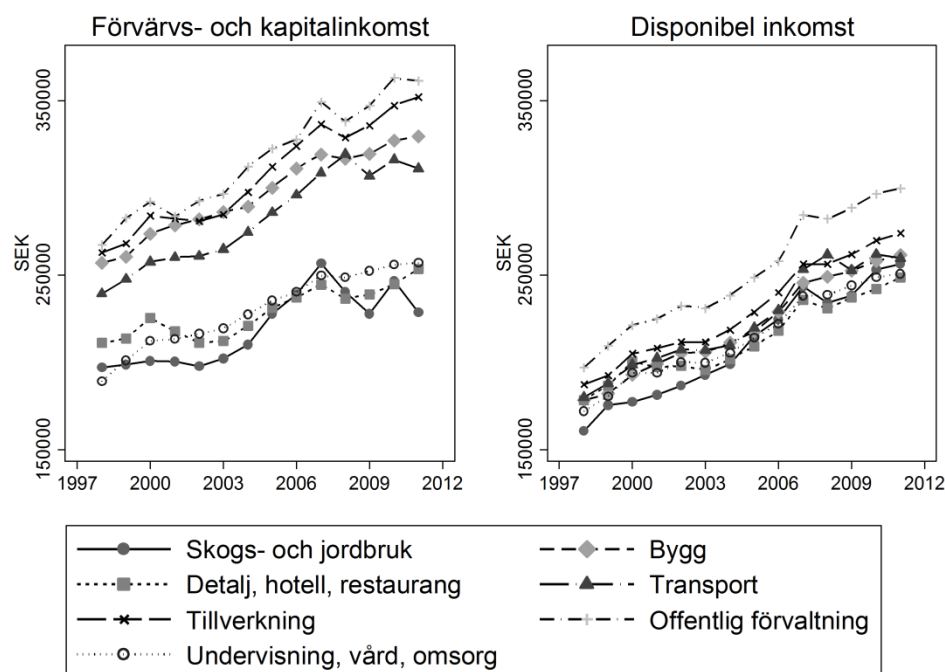
I figur 16 jämförs utvecklingen av marknadsinkomster (vänstra grafen) och disponibla inkomster (högra grafen). Jordbrukare har en något lägre marknadsinkomst än övriga hushåll. Marknadsinkomsterna varierar något över tid, men i genomsnitt ligger jord-

¹³¹ Jordbruksstöden utgör över 97 procent av näringsbidraget.

¹³² Korrigering för hushållsstorlek är praxis i levnadsnivåundersökningar. Istället för total hushållsstorlek används konsumtionsenheter, vars värde minskar för varje ny medlem. Idén är att stora hushåll har stordriftsfördelar. Ett hushåll om två personer med en disponibel inkomst på 300 000 kronor antas således vara rikare än en individ med en disponibel inkomst på 150 000 kronor. I denna rapport används SCB:s konsumtionsenheter från 1997.

och skogsbrukarnas inkomster på ungefär samma nivå som anställda i välfärdssektorn (undervisning, vård och omsorg), detaljhandeln och i hotell- och restaurangbranschen.

Figur 16 Inkomstnivåer efter SNI-indelning



Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån inkomstregistren (LINDA). Ålder: 15–74 år.

På grund av progressiviteten i skatte- och transfereringssystemet är den disponibla inkomsten mer sammanpressad än den beskattningsbara förvärvsinkomsten. Jordbrukarnas situation ser relativt bättre ut om man betraktar den disponibla inkomsten. Framför allt ser jordbrukarnas inkomstutveckling ut att följa övriga sektorer.

HUR "SKÄLIGA" ÄR JORDBRUKARNAS INKOMSTER?

Jordbruksstödet syftar bland annat till att tillgodose en "skälig" levnadsstandard bland jordbrukare. Hur skäliga jordbrukarnas inkomster är beror på hur begreppet definieras. Skälig kan definieras som marknadsmässig. Det innebär att jordbrukarnas ersättningsnivåer ska matcha den alternativkostnad det innebär att bli jordbrukare. Alternativkostnaden definieras i sin tur som den lön jordbrukarna och deras familjer avstår genom valet att driva jordbruk. Om ersättningarna matchar alternativkostnaden skapas en långsiktig migrationsjämvikt mellan sektorer, det vill säga en situation där det inte finns några ekonomiska incitament att byta jobb. Teorin är testbar eftersom antalet sysselsatta i jordbrukssektorn ska vara konstant vid jämvikt.

Både officiella enkäter och registerdata indikerar att sysselsättningen i absoluta tal legat nästan konstant de senaste 15 åren, eller ökat något om man inkluderar skogsarbetare och/eller deltidsarbetare (se figur 13). Att någon massflykt från jordbruket inte skett trots att inkomsterna varit relativt låga kan då ha två förklaringar. Antingen finns det andra "nyttor" med att vara jordbrukare som inte registreras i inkomstregistren, eller så kan jordbrukarna inte konkurrera om tjänsterna i andra sektorer. Båda dessa förklaringar är detsamma som att säga att inkomsterna är marknadsmässiga.

Ett sätt att analysera skäligheten i jordbrukarnas inkomster är att studera hur de förhåller sig till inkomsterna för individer med liknande humankapital, erfarenhet och arbetsmarknad. För att göra detta skattas regressioner med inkomst som beroende variabel och en dummyvariabel som indikerar att individen får sin inkomst från jordbruket. Regressionsmodellen inkluderar sedan stegvis socioekonomiska variabler för att kontrollera för utbildning, ålder, lokal arbetsmarknad och kön. Givet dessa kontrollvariabler kan skillnaden utläsas som en *betingad inkomstskillnad*, skillnad i lön för individer med samma bakgrundskaraktäristika.

Den ojusterade skillnaden i inkomst mellan jordbrukare och övriga är 20,5 procent (avläses i kolumn 1 i tabell 15).

Tabell 15 Inkomstskillnadernas bestämningsfaktorer. Regressionsresultat.

Beroende variabel: marknadsinkomster (log).

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Jord- eller skogsbrukare	-0,205***	-0,285***	-0,152***	-0,078***	-0,044***	-0,038***
	(0,014)	(0,014)	(0,011)	(0,011)	(0,012)	(0,011)
Kvinna		-0,325***	-0,323***	-0,362***	-0,362***	-0,362***
		(0,004)	(0,003)	(0,003)	(0,003)	(0,003)
Ålder			0,347***	0,310***	0,310***	0,310***
			(0,001)	(0,001)	(0,001)	(0,001)
Ålder ²			-0,004***	-0,004***	-0,004***	-0,004***
			(0,000)	(0,000)	(0,000)	(0,000)
Gymnasium				0,459***	0,461***	0,457***
				(0,005)	(0,005)	(0,005)
2-årig högskola				0,428***	0,421***	0,412***
				(0,006)	(0,006)	(0,006)
Minst 3-årig högskola				0,747***	0,732***	0,718***
				(0,006)	(0,006)	(0,006)
Kontroll för kommun	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja
Kontroll för församling	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja
Observationer (NxT)	2 184 958	2 184 958	2 184 958	2 140 352	2 140 352	2 140 352
Individer (N)	436 343	436 343	436 343	424 494	424 494	424 494
R ²	0,000	0,011	0,328	0,333	0,337	0,341

Anm. Varje kolumn representerar en regression. Genomsnittliga årliga individinkomster 1998–2011. Ålder: 15–74. Marknadsinkomster definieras som inkomst av tjänst (ej socialförsäkringar), inkomst av näringsverksamhet plus nettoinkomst av kapital. Standardfel inom parentes korrigerade för individuell seriell korrelation (klustrade på individnivå). Jord- eller skogsbrukare är en individ med SNI-kod 01 eller 02.

*** = signifikant på 1-procentsnivån. ** = signifikant på 5-procentnivån. * = signifikant på 10-procentsnivån.

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån inkomstregistren (LINDA).

Om kön används som kontroll i regressionsanalysen stiger skillnaden till 28,5 procent (kolumn 2). Detta beror på att män i genomsnitt har högre inkomster än kvinnor, och eftersom män är överrepresenterade bland jordbrukare förväntas den betingade inkomstskillnaden vara högre än riksgenomsnittet. Med ålder och utbildning som kontrollvariabler minskar tvärtom inkomstskillnaden till 7,8 procent (kolumn 4). När hänsyn tas till geografisk bostadsort minskar inkomstskillnaderna ännu mer, till 4,4 respektive 3,8 procent (kolumn 5 och 6). Sammanfattningsvis har jordbrukare, jämfört med andra män, nästan 30 procent lägre marknadsinkomster. Jämfört med andra män

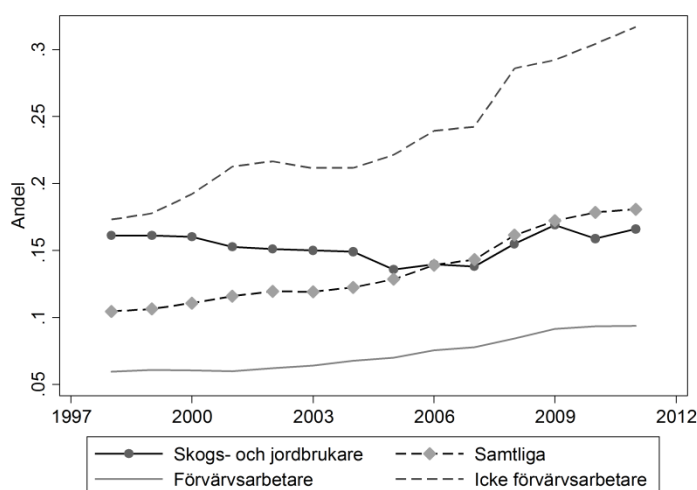
i samma ålder, med samma utbildningsnivå på samma lokala arbetsmarknad, har jordbrukare endast något lägre inkomster jämfört med jämförelsegruppen.

Jordbrukarnas inkomster kan därmed sägas motsvara den långsiktiga ”migrationsjämvikten” i Sverige. Eftersom jordbrukarnas inkomster tycks ha mer att göra med deras socioekonomiska bakgrund än yrket i sig är det därför inte förvånande att det reguljära utjämningsystemet – socialförsäkringarna, barnbidraget, bostadsbidraget och försörjningsstödet, progressiv statlig inkomstskatt, etc. – i stor utsträckning är till jordbrukarnas fördel. Sett till de disponibla inkomsterna, det vill säga inkomsten efter skatt plus transfereringar, är den obetingade inkomstskillnaden mellan jordbrukare och övriga i arbetsför ålder enbart 3 procent (tabell 18 i appendix; se även figur 18).

RELATIV FATTIGDOM OCH INKOMSTJÄMLIKHET BLAND JORDBRUKARE

I välfärdsländer studeras ”relativ fattigdom”. Ett hushåll är relativt fattigt om dess disponibla inkomst (justerat efter hushållsstorlek) understiger 60 procent av medianinkomsten. Mättet relativ fattigdom kan sägas fånga inkomstjämligheten i den nedre delen av inkomstfördelningen. Figur 17 visar data på relativ fattigdom över tid för skogs- och jordbrukare och för samtliga.

Figur 17 Relativ fattigdom



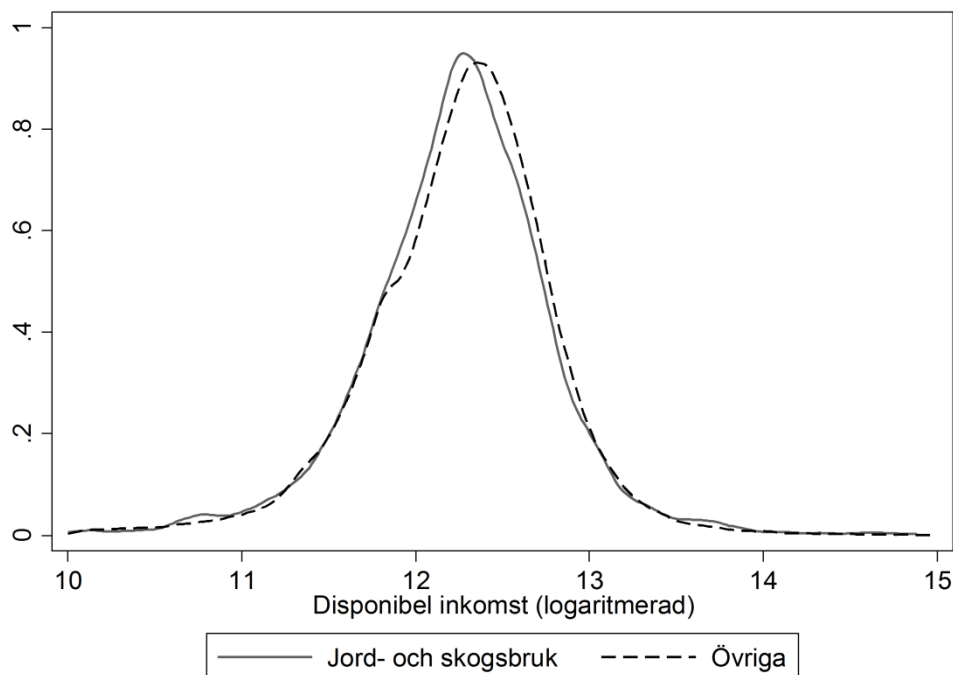
Anm: Relativ fattigdom definieras som en disponibel inkomst (justerad för hushållsstorlek) på mindre än 60 procent av medianinkomsten. Förvärvsarbetare definieras som en person med högre förvärvsinkomst än disponibel inkomst. Ålder: 15–74 år.

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån LINDA.

Den relativa fattigdomen i befolkningen har ökat, vilket sannolikt beror på att reallöneutvecklingen har varit god samtidigt som skatten på förvärvsarbete har minskat, vilket skapat ett större gap mellan förvärvsarbetare och individer som är beroende av socialförsäkringar och bidrag. Jordbrukare har dock haft en mindre negativ fattigdomsutveckling jämfört med resten av befolkningen. Skälet kan vara att jordbrukare kan ta ut jordbruksbidragen som inkomst av tjänst eller näringsverksamhet – även när bidragen inte omsätts till produktion. Detta innebär att jordbrukare också tjänar på jobbskatteavdraget, och att den disponibla inkomsten bland jordbrukarna följer samma trend som för andra förvärvsarbetare. Den relativa fattigdomen är dock högre bland jordbrukare än bland andra förvärvsarbetare.

En närmare granskning av hela inkomstfördelningen för disponibel inkomst (figur 18) bekräftar att jordbrukarna är proportionellt representerade i båda ”svansarna”. De är alltså inte i högre eller lägre grad ”mycket rika” eller ”mycket fattiga”. Inkomstskillnaden återfinns i mitten av inkomstfördelningen, nära medianen.

Figur 18 Inkomstfördelning jord- och skogsbrukare samt övriga. År 2011

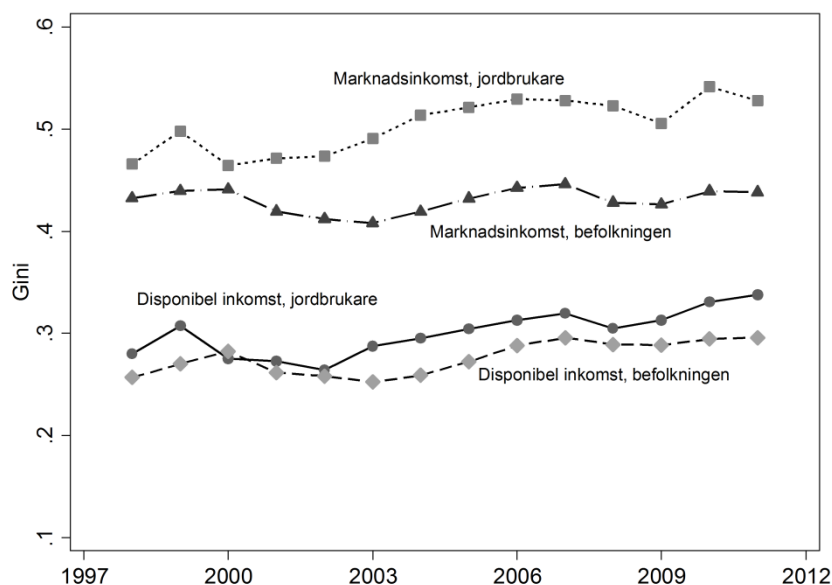


Anm: Disponibel inkomst, justerad för hushållsstorlek. Ålder: 15–74 år.

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån LINDA.

Ett vanligt mått på inkomstjämlighet är den så kallade Gini-koefficienten, som illustreras för jord- och skogsbruk samt för hela befolkningen i figur 19. Gini-koefficienten visar att ojämlikheten är något högre bland jordbrukare än i befolkningen som helhet, även om skillnaden i disponibel inkomst är i det närmaste försumbar. För marknadsinkomster är skillnaden större, och ökar också mer bland jordbrukare än andra. Det är inte uppenbart varför jordbrukarnas marknadsinkomster är ojämlikare än övrigas. En anledning skulle kunna vara att de reformer som genomförts under 2000-talet varit till rikare jordbrukares fördel. Det kan också bero på att inkomstjämligheten ökar ”naturligt” i och med att åldern hos jordbrukare ökar (när en population blir äldre ökar inkomstjämligheten, då vissa individer slutar förvärvsarbete, medan andra realiserar kapitalvinster från sitt sparande).

Figur 19 Ginikoefficienter, jordbrukssektorn och befolkningen



Anm: Ginikoefficienten har ett värde mellan 0 och 1, där 0 innebär lika stora inkomster medan 1 innebär total ojämlikhet.

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån LINDA.

LEDIGHET, DOLDA INKOMSTER OCH LOKALA PRISER

Analysen har hittills använt inkomstregistren som källa. Inkomster som registreras ett enskilt år ger inte alltid en rättvisande bild av hushållets levnadsförhållanden. För det första tar hushållsinkomsterna inte hänsyn till arbetsbörda. För det andra kan ”svart” eller ”informell” sysselsättning medföra att den deklarerade inkomsten inte överensstämmer med det faktiska konsumtionsutrymmet. För det tredje kan priset på nödvändighetsvaror, det vill säga varor hushållet måste köpa oavsett preferenser, skilja sig över landet.

Vad gäller första punkten kan hushåll välja att vara lediga, vilket påverkar deras levnadsstandard positivt men framstår som en förlust inkomstmässigt. I denna tillämpning är frågan i vilken utsträckning de lägre inkomstnivåerna bland jordbrukare ska tolkas som ledighet.

Vid jämförelser av levnadsstandard används helst den ”potentiella inkomsten” istället för den beskattningsbara inkomsten.¹³³ Vid jämförelser av löntagare är det därför vanligt att jämföra timlön istället för beskattningsbar inkomst. För jordbrukare, särskilt egenföretagare, är inte timlön specificerat i arbetskontrakten och därför svårt att observera med registerdata. Detta är en begränsning i denna studie. Det finns emellertid inte några systematiska belegg för att jordbrukare arbetar fler timmar än andra. Tvärtom är deltidsarbetet mer omfattande i jordbrukssektorn.¹³⁴

¹³³ I den engelska litteraturen kallas detta för ”full income” (Björklund m.fl. 1995).

¹³⁴ Arbetsbördan kan dock vara stor säsongvis.

Tabell 16 Jordbrukare och övriga hushålls konsumtionsmönster 2006

Andel av hushållens totala utgifter som läggs på olika utgiftskategorier, i procent.

	Jordbrukare	Övriga	Skillnad
Livsmedel	14,8	14,0	-0,8
Kläder	2,8	4,8	2,0*
Bostad	22,3	19,7	-2,6
Inventarier	5,8	5,8	-0,0
Sjukvård	1,0	2,1	1,1
Transport	15,1	13,8	-1,3
Kommunikationer	2,9	3,5	0,6
Kultur	10,8	13,4	2,6*
Utbildning	0,1	0,1	0,0
Restaurang och hotell	1,5	3,6	2,1**
Utgiftskvot	97,0	95,6	-1,4

Anm. Utgiftskvoten är lika med jordbrukshushållens utgifter dividerat med deras disponibla inkomster. För de individuella utgiftskategorierna är utgifterna dividerade med hushållets totala utgifter. Asterisk indikerar statistiskt signifikant skillnad på 10-procentsnivån (*) och 5-procentsnivån (**).

Källor: Hushållens utgifter (HUT) och LINDA, båda källor för inkomståret 2006. Bearbetning av Konjunkturinstitutet.

Den andra punkten rör obeskattade inkomster. I en studie fann författarna en diskrepans mellan deklarerade inkomstbelopp och enkätsvar om hushållets utgifter (Engström och Holmlund 2009). Egenföretagare deklarerade lägre inkomster än deras konsumtionsmönster gjorde gällande. Detta kan förklaras på flera sätt – till exempel att företagare sparar mindre och lånar mer – eller att egenföretagare i viss utsträckning kan använda tjänstebilen privat eller upplåta kontor i bostaden. Detta innebär att den faktiska inkomsten underskattas om man utgår från deklarerat belopp. I denna analys är sådana mönster av vikt eftersom näringsbidraget ska tas upp som beskattningsbar inkomst om det inte kan matchas mot avdragsgilla utgifter. Jordbrukare har precis som företagare incitament att betrakta sin privata konsumtion som avdragsgill.

Med data över hushållens utgifter beräknas utgiftskvoter (hushållets utgifter dividerat med hushållets disponibla inkomst) för hushåll som bor i jordbruksfastigheter jämfört med övriga hushåll. Den genomsnittliga utgiftskvoten är 97 procent för jordbrukare och 95,6 procent för övriga hushåll (se tabell 16). Detta är inte en statistiskt signifikant skillnad. Det finns således inga belägg för att jordbrukare har oregistrerade inkomster.

Vad gäller den tredje punkten är det troligt att glesbygd och stadsbygd i viss mån möter olika priser för samma varor. För nödvändighetsvaror implicerar ett högre pris en direkt inkomsteffekt. Hur begreppet nödvändighetsvara ska definieras är emellertid svårt. Mat, sjukvård, kläder och bostäder brukar nämnas som exempel, men dessa kategorier innefattar lika ofta ren lyxkonsumtion. Om utgiftsmönstren mellan jordbrukare och övriga hushåll jämförs finns dock inga stora skillnader (se tabell 16). Jordbrukare lägger mindre pengar på kultur, kläder, sjukvård och restaurangbesök, men mer på bostäder (vilket inkluderar räntekostnader och uppvärmning) och transporter. Skillnaderna är dock små och oftast inte statistiskt signifikanta.

ÄR INKOMSTNIVÅERNA FÖR LÅGA ELLER FÖR HÖGA?

En slutsats i detta avsnitt är att jordbrukarna har lägre förvärvs- och kapitalinkomster än genomsnittet. De disponibla inkomsterna – inkomsten efter skatt och transfereeringar – är emellertid inte särskilt mycket lägre än genomsnittshushållets. Jämför man förvärvsinkomsten med individer med samma ålders- och utbildningssammansättning, på samma lokala arbetsmarknad, är inte heller förvärvs- och kapitalinkomsterna särskilt låga. Jordbrukarnas förvärvsinkomster är dock mer ojämnt fördelade.

Huruvida jordbrukarnas inkomstnivå är önskvärd eller inte är en politisk fråga. Men det är viktigt att förstå mekanismerna som bestämmer inkomsten för att förstå vilka medel politikerna har för att påverka den. Jordbrukssektorns ekonomiska storlek är i princip exogent satt av storleken på jordbruksstödet. Eftersom jordbrukare konkurrerar med varandra både på marknaden för jordbruksprodukter och på marknaden för stödrätter (det vill säga storleken på Gårdsstödet) bestäms jordbrukarnas individuella inkomster av marknadskrafterna. På kort sikt kan ökade Gårdsstöd påverka inkomsterna positivt för befintliga jordbrukare och stödrättsinnehavare. Högre stöd till sektorn gör den mer attraktiv. På lång sikt ökar konkurrensen och i jämvikt är priset på jordbruksmark högre.

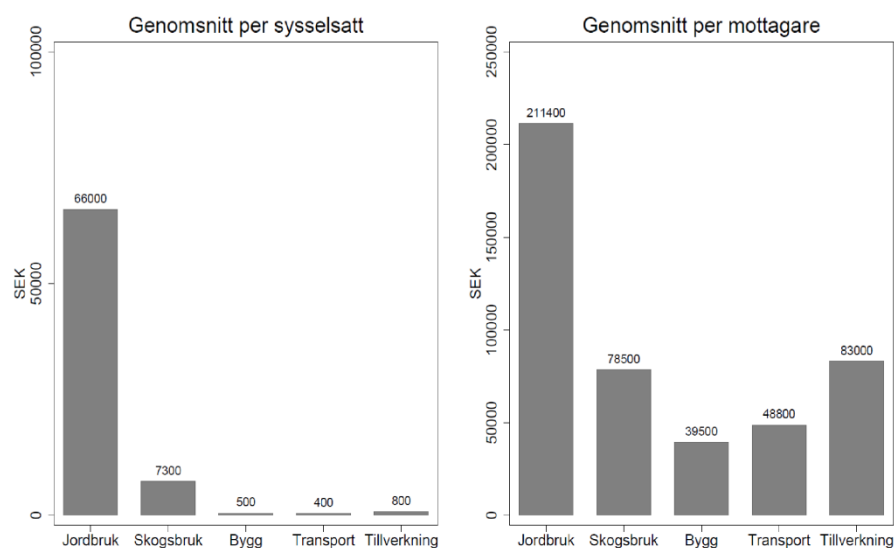
Slutligen har analysen visat att inkomstspridningen bland jordbrukare är hög, det finns jordbrukare som tillhör den absoluta toppen i inkomstfördelningen. I nästa avsnitt studeras hur spridningen hänger samman med utformningen av direktstöden.

3.3 Hur påverkar jordbruksstödet inkomsterna?

HUR STORA ÄR STÖDEN PER JORDBRUKARE?

Stöden till jordbruket – Gårdsstödet och stöden inom Landsbygdsprogrammet – skattas upp i deklARATIONERNA som näringsinkomst. Eftersom näringsinkomsterna är beskattningsbara utgör näringsbidragen kontrolluppgifter och ingår därmed i våra data. Registerdata på näringsbidrag till fysiska personer visar att jordbrukssektorn (SNI-kod 01) 2011 tog emot 66 000 kronor per person (näringsidkare och anställd), vilket är mer än andra branscher (se figur 20). Dessa siffror inkluderar bara individer vars huvudsakliga inkomst är från sektorn och exkluderar bidrag till aktiebolag. Ett annat sätt att räkna – som tar hänsyn till bidrag till aktiebolag och deltidsarbetande jordbrukare – visar att jordbruksstöden uppgår till ungefär 55 000 kronor per person och år som är anställd i jordbrukssektorn. Räknar man istället ut stödet per stödmottagare är det genomsnittliga stödet till jordbrukssektorn 211 400 kronor per år och person.

Figur 20 Näringsbidrag till olika sektorer. År 2011

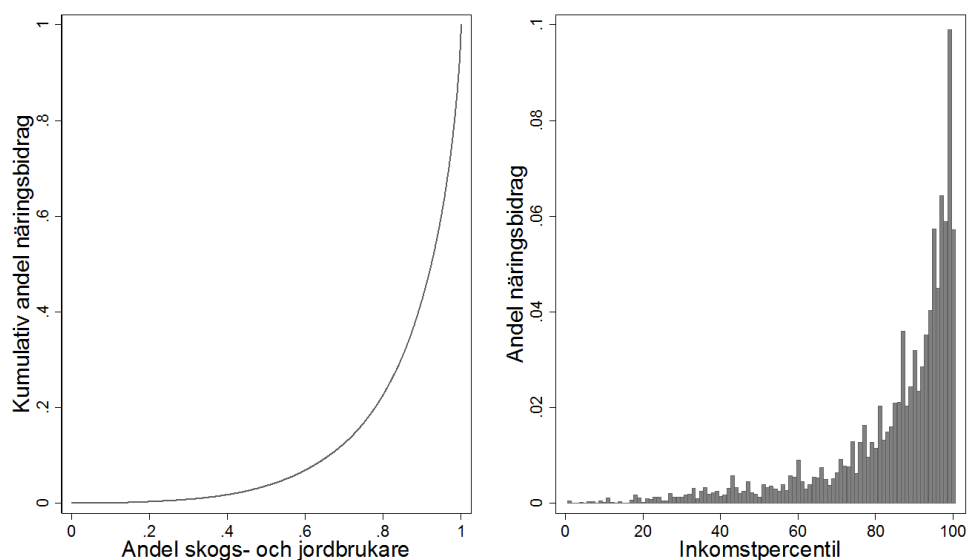


Anm. Näringsbidrag avser här bidrag till fysiska personer, ej aktiebolag.

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån inkomstregistren (LINDA).

De genomsnittliga siffrorna döljer att jordbruksstöden är skevt fördelade. Så mycket som 80 procent av bidragen koncentreras till 20 procent av stödtagarna, vilket kan avläsas i den så kallade Lorenzkurvan i figur 21.

Figur 21 Lorenzkurva och koncentrationskurva för näringsbidrag till jord- och skogsbrukare



Anm. Lorenzkurvan (till vänster) anger hur stor andel näringsbidrag (Y-axeln) som går till en viss andel jord- och skogsbrukare (X-axeln). Högra grafen visar hur mycket näringsbidrag som betalas ut per inkomstpercentil bland jord- och skogsbrukare. Ålder: 15–74 år. Populationen i vänstra grafen består av jord- och skogsbrukare som är direktmottagare av näringsbidrag. Populationen i högra grafen består av jord- och skogsbrukare med positiva marknadsinkomster.

Källa: Inkomstregistret (LINDA).

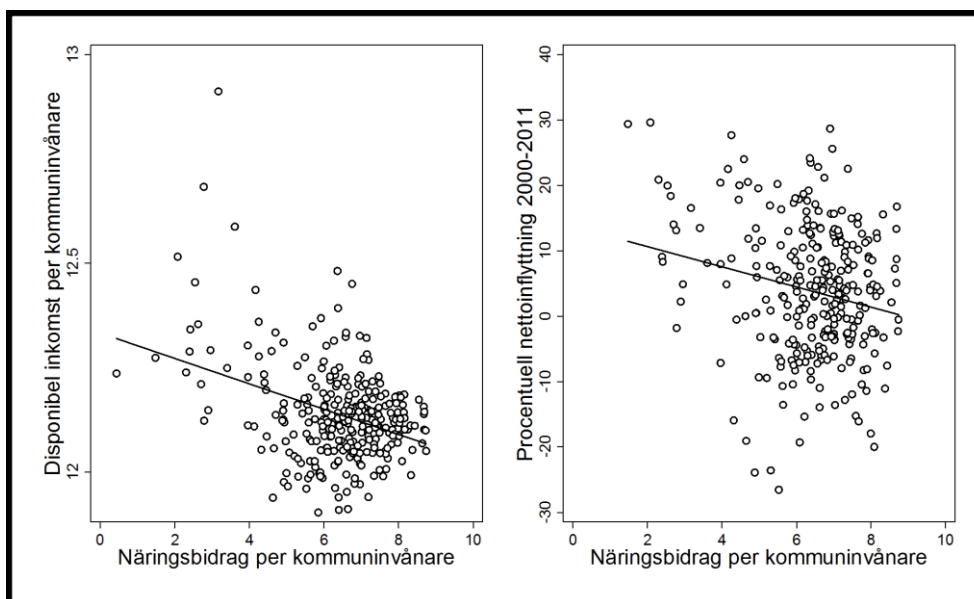
I den högra grafen i figur 21 framgår att de som tar emot störst stöd tillhör den rikaste andelen jordbrukare. Exempelvis får jordbrukarna i percentil 98 ca 10 procent av stödet. Detta är inte förvånande, då stödet är kopplat till tidigare arealstorlek.

Även om stödet går till rikare jordbrukare kan den regionala fördelningen vara mer jämn – de flesta jordbruk ligger trots allt på landsbygden. Kopplingen till glesbygd är dock inte självklar. Gårdsstödet regionala fördelning beror på historiska produktionsvolym. Eftersom människor tenderar att bosätta sig i närheten av produktiv mark samvarierar historiska produktionsvolym med befolkningsstorlek. Det innebär att glesbygder i nära anslutning till tätbebyggda områden får mer stöd än andra glesbygder. De mest intensiva jordbruken finns kring Mälardalen och Skånes slättbygder. Inom Landsbygdsprogrammet finns ett särskilt stöd till improduktiva regioner, kompensationsbidraget. Det riktas framför allt till norrländska skogsmarker.

I figur 22 studeras korrelationen mellan kommunernas inkomstnivå och direktstödet. Figuren visar att fattiga kommuner och utflyttningkommuner får mer direktstöd än andra. Detta ger visst stöd för att även om jordbruksstöden går till relativt rika familjer bor dessa familjer i relativt fattiga kommuner. Sambanden är dock svaga.

Figur 22 Korrelation mellan regional disponibel inkomst, nettoinflyttning och näringsbidrag

Logaritmerad skala



Anm. Varje cirkel är en kommun. Urval: inkomstregistret (LINDA).

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar utifrån LINDA.

HUR PÅVERKAS INKOMSTERNA AV JORDBRUKSSTÖDET?

Frågan är vilken roll jordbruksstöden har för nivån på jordbrukarnas inkomster. Svaret beror på hur konkurrenssituationen ser ut. Det är inte nödvändigtvis de juridiska mottagarna av jordbruksstödet som i slutändan tjänar på stödet. En jordbrukare kan använda stödet till att anställa en person, hyra jordbruksmaskiner, sänka priserna på spannmål för att få en konkurrensfördel etc. Beroende på konkurrenssituationen kommer en del av stödet tillfalla leverantörerna av jordbruksmaskiner, de anställda i jordbrukssektorn, eller konsumenterna av jordbruksprodukter. Eftersom jordbruks-

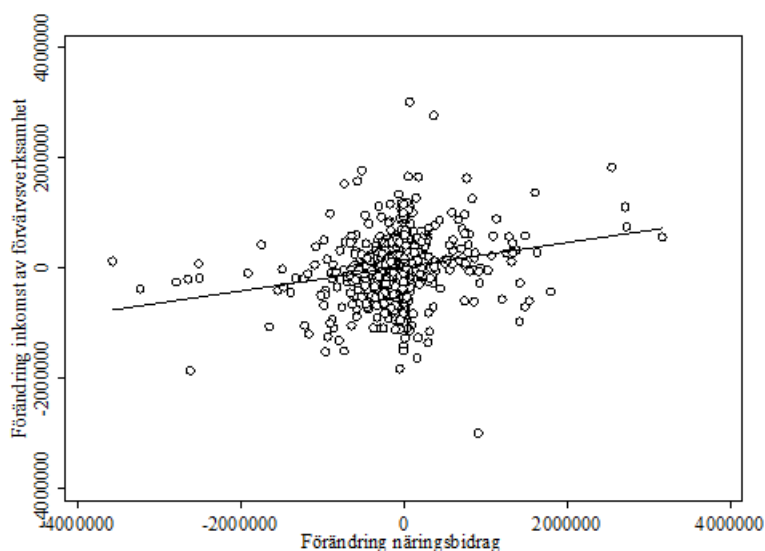
stöden ibland kallas landsbygdsstöd kan tanken vara att stödet ska påverka fler än bönderna som tar emot stödet.

Tänkarna bakom jordbruksstödet påminner mycket om de så kallade ”trickle-down” teorier som under åttiotalet användes till att motivera skattelättnader för höginkomsttagare i USA och Storbritannien. Idén är att pengarna genom de allmänna jämviktseffekter som beskrivs ovan ”sipprar ned” till andra delar av den lokala ekonomin. Under vissa antaganden – perfekt konkurrens, fritt marknadsinträde, etc. – ger nationalekonomisk teori stöd till detta tankesätt. Om konkurrensen mellan jordbrukarna är hård skulle ett bidrag till storföretagen tillfälla konsumenterna av jordbruksprodukter i termer av lägre priser och ökad ekonomisk aktivitet. I en sådan värld skulle det inte finnas någon koppling mellan storleken på bidraget och gårdsägarnas inkomster.

Även om de som tar emot de största bidragen också realiserar störst vinster betyder det inte att det finns ett kausalt samband mellan bidrag och vinster. Det är troligt att det finns variabler som samvarierar med storleken på gården och jordbrukarens övriga förmögenhet. Till exempel kan man tänka att familjer med stora landegendomar har andra tillgångar som genererar kapitalvinster än själva stödet i sig.

För att testa hur ökade jordbruksstöd påverkar mottagarnas inkomster kan man studera hur *förändringar* i näringsbidrag för en individ förhåller sig till samma individs *förändringar* i förvärvsinkomst. Figur 23 illustrerar detta samband. Varje punkt utgör en skogs- eller jordbrukare. Den horisontella axeln indikerar nettoökningen i jordbrukarens näringsbidrag mätt mellan 2005–2008 och 2009–2011. Den vertikala axeln mäter förändringen i förvärvsinkomst (inkomst från tjänst och näringsverksamhet) på samma sätt.

Figur 23 Effekten av en ökning av näringsbidrag på mottagarens förvärvsinkomster



Anm. Urval: Skogs- och jordbrukare, 17471 individer vars inkomster registrerats mellan 2006 och 2011. Förändringen i näringsbidrag och inkomst avser skillnaden mellan de totala inkomsterna mellan 2009–2011 och 2006–2008. Ålder: 15–74. Källa: Inkomstregistret (LINDA).

Sambandet är positivt, och lutningen på den skattade linjen ca 0,225. Tolkningen är att för varje extra krona i näringsbidrag ökar mottagarens inkomster med 22,5 öre. Resten används till avdragsgilla utgifter, till exempel lön till anställda eller investeringar.

I tabell 17 analyseras sambanden från figur 22 i regressionsform. I analysen används paneldata på individnivå som följer ca 12 000 individer under 8 år. Regressionsanalysen använder individ- och periodfixa effekter och är en så kallad ”difference-in-difference”-analys. Därtill används kontrollvariabler för familjestorleksförändringar och stödregionsspecifika trender, för att konstanthålla variabler som kan samvariera med både inkomstutveckling och förändringar i direktstöd. Sambandet mellan näringsbidrag och jordbrukarnas egen förvärvsinkomst framstår som relativt robust.

Tabell 17 Paneldataskattning: effekten av näringsbidrag på förvärvsinkomster bland jordbrukare

Beroendevariabel: inkomst av näringsverksamhet plus inkomst av tjänst

	(1)	(2)	(3)	(4)
	Individuell inkomst	Individuell inkomst	Individuell inkomst	Familjens inkomst
	0,222***	0,225***	0,226***	0,455**
	(0,085)	(0,085)	(0,084)	(0,177)
Kontroll för familjekomposition	Nej	Ja	Ja	Ja
Region-specifika period-effekter	Nej	Nej	Ja	Ja
Observationer	17 471	17 471	17 024	17 024
Individer	13 234	13 234	12 857	12 857
R ²	0,934	0,934	0,933	0,988

Anm. Varje kolumn representerar en regression. Alla regressioner inkluderar individ-fixa effekter och period-fixa effekter. Alla variabler är summerade över två perioder: en observation per individ för åren 2005–2007, och en observation per individ för åren 2008–2011.

Källa: Konjunkturinstitutets egna beräkningar.

Tolkningen av skattningen i tabell 17 och figur 22 är att en ökad krona i näringsbidrag höjer mottagarens inkomster med 22,5 öre. Analysen kan dock inte svara på om näringsbidrag höjer eller sänker produktiviteten, det vill säga om varje bidragskrona genererar en större eller mindre kaka att fördela mellan markägare, arbetare och leverantörer. Det är inte troligt att näringsbidragen sänker produktiviteten, eftersom jordbrukarna i så fall borde lägga ned produktionen (sedan 2005 är Gårdsstödet frikopplat från produktionskrav). Näringsbidragets effekter på arbetsinkomster och vinster hos underleverantörer och anställda torde alltså vara *minst* 77,5 öre per stödkrona (100 minus 22,5). Det finns emellertid inget som garanterar att underleverantörerna är lokala. En stor del tycks dessutom tillfalla mottagarens familjemedlemmar: som synes i kolumn 4 i Tabell 17 ökar familjens inkomster med i genomsnitt totalt 45,5 öre per bidragskrona. Denna skattning är enbart signifikant på 5-procentsnivån.

SLUTDISKUSSION

Den här analysen har avtäckt en rad mönster som kan föra diskussionen vidare. En slutsats är att det är troligt att den skeva fördelningen av Gårdsstöd i viss mån förklarar varför ojämlikheten i marknadsinkomster är större bland jordbrukare än andra. Samtidigt är det troligt att en viss del av Gårdsstöden fungerar som ett landsbygdsstöd. Även om bidragen går till individer med höga inkomster visar analysen att dessa

individer bor i regioner där de genomsnittliga inkomsterna är låga och utflyttningen relativt stor.

Det faktum att Gårdstödet främst går till intensivt jordbruk kan inte motiveras utifrån omfördelningspolitiska argument. Med bakgrund av detta borde regeringen utnyttja möjligheten att föra över pengar från Gårdstödet till Landsbygdsprogrammet i så stor utsträckning som möjligt. Från och med 2015 kan medlemsstaterna föra över upp till 15 procent av budgeten för Gårdstödet till Landsbygdsprogrammet. En sådan överföring behöver inte medfinansieras med nationella medel, vilket annars är fallet i Landsbygdsprogrammet. I budgetproposition 2014/15:1 föreslås ingen sådan överföring, vilket är i enlighet med departementsskrivelse 2014:6. Skrivelsen föreslår ingen överföring fram till 2017, då en tänkbar omprövning aviseras igen. En överföring från Gårdstödet till Landsbygdsprogrammet skulle förmodligen påverka marknadsvärdet på jordbruksmark. Kapitalisering av jordbruksstöd i marknadsvärdet på jordbruksmarken leder till ökat förmögensvärdet hos etablerade markägare men samtidigt försvårar de stigande markpriserna både etablering av nya jordbruksföretag samt tillväxt, omvandling och generationsskiften i etablerade jordbruksföretag (Jordbruksverket 2012c). Hur en omfördelning mellan Gårdstöd och Landsbygdsprogram påverkar dessa samband kräver dock ytterligare analys.

AVSNITTET I KORTHET

- Jordbrukare har 20 procent lägre marknadsinkomster jämfört med befolkningen i stort. Jämfört med män i samma ålder med samma utbildningsnivå på samma lokala arbetsmarknad har jordbrukare 4 procent lägre inkomster. Jordbrukarnas disponibla inkomster är 3 procent lägre än befolkningens.
- Den relativa fattigdomen bland jordbrukare är lika hög som i övriga befolkningen, och jordbrukare är proportionellt representerade bland de rikaste individerna i landet.
- Inkomstojämlikheten inom jordbruket är högre än i befolkningen som helhet.
- Jordbruksstöden uppgår i genomsnitt till 211 400 kronor per stödmottagare. Genomsnittet döljer att jordbruksstöden är skevt fördelade. Så mycket som 80 procent går till 20 procent av stödtagarna.
- Det är troligt att den skeva fördelningen av jordbruksstöd bidrar till inkomstojämlikheten i jordbruket. För varje extra krona i jordbruksstöd ökar mottagarnas förvärvsinkomster med i genomsnitt 22,5 öre, resten går till leverantörer och anställda.
- Gårdstödet syftar till att uppnå en skälig levnadsstandard för jordbrukarna kan sägas ha uppnåtts, eftersom jordbrukarnas inkomster efter jordbruksstöden endast är något lägre än befolkningens. Dock är inte Gårdstödet ett effektivt styrmedel för att hantera fördelningseffekter, eftersom en så stor andel av stödet går till de allra rikaste. Om syftet är omfördelning borde stödet inkomstprövas.
- Eftersom Gårdstödet fördelas per hektar mark och till stor del går till områden med intensivt jordbruk dominerat av monokulturer är det inte heller ett effektivt styrmedel för att öka miljönyttan. Om syftet, genom tvärvillkoren, är att öka miljöstyrningen är det bättre att överföra medel från Gårdstödet till Landsbygdsprogrammets direkta miljöstöd.

APPENDIX FÖRDELNINGSEFFEKTER

Tabell 18 Inkomstskillnadernas bestämningsfaktorer. Regressionsresultat.

Beroende variabel: disponibel inkomst (log).

	1	2	3	4	5	6
Jord- eller skogsbrukare	-0,030***	-0,041***	-0,074***	-0,060***	-0,037***	-0,030***
	(0,006)	(0,006)	(0,006)	(0,005)	(0,005)	(0,005)
Kvinna		-0,044***	-0,047***	-0,065***	-0,065***	-0,066***
		(0,002)	(0,002)	(0,002)	(0,002)	(0,002)
Ålder			0,018***	0,008***	0,008***	0,008***
			(0,000)	(0,000)	(0,000)	(0,000)
Ålder ²			-0,000***	-0,000***	-0,000***	-0,000***
			(0,000)	(0,000)	(0,000)	(0,000)
Gymnasium				0,118***	0,115***	0,107***
				(0,002)	(0,002)	(0,002)
2-årig högskola				0,173***	0,162***	0,150***
				(0,003)	(0,003)	(0,003)
Minst 3-årig högskola				0,323***	0,306***	0,289***
				(0,003)	(0,003)	(0,003)
Kontroll för kommun	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja
Kontroll för församling	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja
Observationer (NxT)	2 712 276	2 712 276	2 712 276	2 599 186	2 599 186	2 599 186
Individer (N)	512 107	512 107	512 107	489 548	489 548	489 548
R ²	0,000	0,001	0,030	0,061	0,075	0,094

Anm. Urval: LINDA (3.35 procent av befolkningen). Genomsnittliga årliga individinkomster 1998–2011. Ålder: 15–74. Marknadsinkomster definieras som inkomst av tjänst (ej socialförsäkringar), inkomst av näringsverksamhet plus nettoinkomst av kapital. Standardfel inom parentes korrigerade för individuell seriell korrelation (klustrade på individnivå). Jord- eller skogsbrukare är en individ med SNI-kod 01 eller 02.

*** = signifikant på 1-procentnivån. ** = signifikant på 5-procentnivån. * = signifikant på 10-procentnivån.

Källor: SCB och Konjunkturinstitutet.

Referenser

- Abler, D (2004), "Multifunctionality, Agricultural Policy and Environmental Policy", *Agricultural and Resource Economics Review*, vol 33(1), s 8–17.
- Agrimonde (2009), "Scenarios and Challenges for Feeding the World in 2050. Summary Report".
- Ahlvik, L och Y Pavlova (2013), "A strategic analysis of eutrophication abatement in the Baltic Sea", *Environmental and Resource Economics*, vol 56, s 353–378.
- Ahlvik, L, P Ekholm, K Hyytiäinen och H Pitkänen (2014), "An economic-ecological model to evaluate impacts of nutrient abatement in the Baltic Sea", *Environmental Modelling & Software*, vol 55, s 164–175.
- Ahlvik, L, (2014), Personlig kommunikation, Mars 2014.
- Ahnström, J (2002), "Ekologiskt lantbruk och biologisk mångfald – en litteraturgenomgång", Centrum för uthålligt lantbruk, SLU, Uppsala.
- Ahtiainen, H, J Artell, M Czajkowski, B Hasler, L Hasselström, A Huhtala, J Meyerhoff, J C R Smart, T Söderqvist, M Alemu, D Angeli, Dahlbo, K., Fleming-Lehtinen, K Hyytiäinen, A Karlöseva, Y Khaleeva, M Maar, L Martinsen, T Nömmann, K Pakalnite, I Oskolokaite, O Ragistrina och D Semeniene (2014), "Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – a contingent valuation study in the nine coastal states", *Journal of Environmental Economics and Policy*, vol 3, s 278–305.
- Angelov, N, P Johansson och E Lindahl (2013), "Det envisa könsgapet i inkomster och löner. Hur mycket kan förklaras av skillnader i familjeansvar", IFAU-rapport.
- Aronsson A, C Torstensson och L Bergström (2007), "Leaching and crop uptake of N, P and K from organic and conventional cropping systems on a clay soil", *Soil Use Manage*, vol 23, s 71–81.
- Backeus, S (2009), "Forest management strategies for CO₂ mitigation", doktorsavhandling, Institutionen för skoglig resurshushållning, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Bengtsson J, J Ahnström och A-C Weibull (2005), "The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis", *Journal of Applied Ecology*, vol 42, s 261–269.
- Bengtsson N, P-A Edin och B Holmlund (2014), "Löner, sysselsättning och inkomster – ökar klyftorna i Sverige?", Underlagsrapport till Finanspolitiska rådet 2014/1.
- Benton, T G, J AVickery och J D Wilson (2003), "Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?", *TREE*, vol 18, s 182–188.
- Berglund, M, C Cederberg, C Clason, M Henriksson och L Törner (2009), "Jordbrukets klimatpåverkan – underlag för att beräkna växthusgasutsläpp på gårdsnivå och nulägesanalyser av exempelgårdar. Delrapport i JOKER- projektet", Hushållningssällskapet Halland.
- Berglund, M, S Höjgård, E Kaspersson, E Rabinowicz, A Wall och F Willhelmsson (2010), "Jordbruket, växthusgaserna och effektiva styrmedel", Agrifood economic centre, Rapport 2010:3.
- Birch Sørensen P (2010), "Swedish Tax Policy: Recent Trends and Future Challenges", ESO-rapport 2010:4, Expertgruppen för studier i offentlig ekonomi, Stockholm.
- Björklund, A, M Palme och I Svensson (1995), "Tax reforms and income distribution: an assessment using different income concepts", *Swedish Economic Policy Review*, vol 2(2), s 229–266.
- Björklund, A och M Jäntti (2011), *Inkomstfördelningen i Sverige*, SNS Förlag.
- Blomquist, J och M Nordin (2013), "Do the CAP Subsidies Increase Employment in Sweden? Estimating the Open Economy Relative Multiplier Using an Exogenous Change in the CAP", Working Paper 2013:41, Nationalekonomiska institutionen, Lunds universitet.
- Blottnitz, H, A von Rabl, D Boiadjev, T Taylor och S Arnold (2006), "Damage costs of nitrogen fertilizer in Europe and their internalization", *Journal of Environmental Planning and Management*, vol 49, s 413–433.
- Bohm, P (2002), "Improving Cost-effectiveness and Facilitating Participation of Developing Countries in International Emissions Trading", *Journal of International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics* 3, s 261–275.
- Breetz, H, K Fisher-Vanden, L Garzon, H Jacobs, K Kroetz och R Terry (2004), "Water Quality Trading and Offset Initiatives in the U.S.A.: a comprehensive survey", Dartmouth College, Hannover, New Hampshire.

- Brink, C, H van Grinsven, B H Jacobsen, A Rabl, I-M Gren, M Holland, K Zbigniew, K Hicks, R Brouwer, R Dickens, J Willems, M Termansen, G Velthof, R Alkemade, M van Orschot och J Webb (2011), "Costs and benefits of nitrogen in the environment", i M A Sutton, C M Howard, J W Erisman, G Billen, A Bleeker, P Grennfelt och H van Grinsven (red), *The European nitrogen assessment : sources, effects and policy perspectives*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Brännlund, R och I-M Gren (1999a), "Costs of uniform and differentiated charges on a polluting input: an application to nitrogen fertilisers in Sweden", i Boman, M, R Brännlund och B Kriström (red), *Topics in Environmental Economics*, Edward Elgar Publishing Ltd.
- Brännlund, R och I-M Gren (1999b), "Green taxes in Sweden: A partial equilibrium analysis of the carbon tax and the tax on nitrogen in fertilizers", i Brännlund, R och I-M Gren (red), *Green taxes, Economic Theory and Empirical Evidence from Scandinavia, New Horizons in Environmental Economics*, Edward Elgar Publishing Ltd.
- Brännlund R, P Söderholm och R Lundmark (2010), *Kampen om skogen – koka, såga, bränna eller bevara?*, SNS förlag.
- Brännlund, R och B Kriström (2012), *Miljöekonomi*, Studentlitteratur, Lund.
- Brännlund, R, O Carlén, T Lundgren och P-O Marklund (2012), "The Cost and Benefits of Intensive Forest Management", *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 3(4).
- Canell, M G R (2003), "Carbon sequestration and biomass energy offset: theoretical potential and achievable capacities globally in Europe and the UK", *Biomass and Bioenergy*, vol 24, s 97–116.
- Cederberg, C (2009), "Hur har miljöersättningen till ekologisk produktion påverkat växthusgasutsläppen från det svenska jordbrukssystemet?" Institutet för livsmedel och bioteknik, SIK, Jordbruksverket.
- Cederberg, C, M Wallman, M Berglund och J Gustavsson (2011), "Klimatavtryck av ekologiska jordbruksprodukter", SIK-rapport nr 830.
- Cederberg, C, B Landquist och M Berglund (2012), "Potentialer för jordbruket som kolsänka", SIK-rapport nr 850.
- Conley, D J, J Carstensen, J Agars, P Axe, E Bonsdorff, T Eremina, B-M Haahti, C Humborg, P Jonsson, J Kotta, C Lännegren, U Larsson, A Maximov, M Rodriguez Medina, E Lysiak-Pastuszak, N Remeikaitė-Nikiėnė, J Walve, S Wilhelms och L Zillén (2011), "Hypoxia Is Increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea", *Environmental Science & Technology*, vol 45, s 6777–6783.
- Cordell, D (2010), "The Story of Phosphorus: Sustainability implications of global phosphorus scarcity for food security", Doktorsavhandling, Institutionen för tema, Tema vatten i natur och samhälle, Linköpings universitet.
- COWI (2007), "Economic analysis of the BSAP with focus on eutrophication", Draft Final Report, HELCOM och NEFCO.
- Daugbjerg, C (1998), "Power and policy design: a comparison of green taxation in Scandinavian agriculture", *Scandinavian Political Studies*, vol 21, s 253–284.
- Drake, L (1991), "Ekonometrisk analys av handelsgödselkvävet priskänslighet", Institutionen för ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Ds 2009:24, Effektivare skatter på klimat- och energiområdet.
- Ds 2014:6, Gårdsstödet 2015-2020.
- Dänhardt, J, K Hedlund, K Brikhofer, H Bracht-Jørgensen, M Brady, C Brönmark, S Lindström, L Nilsson, O Olsson, M Rundlöf, M Stjernman och H G Smith (2013), "Ekosystemtjänster i det skånska jordbrukslandskapet", CEC Syntes Nr 01, Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet.
- ECOTECH (2001), "Study on the economic and environmental implications of the use of environmental taxes and charges in the European Union and its member states", Final Report, ECOTECH Research and Consulting, Bryssel.
- EFMA (2013), "Forecast of food, farming and fertilizer use in the European Union 2013–2023", European Fertilizer Manufacturers Association, Brussels.
- Ekologiska Lantbrukarna (2008), "Växande marknad. Försäljning, volymer & trender för ekologisk mat".
- Ekologiska Lantbrukarna (2010), "Marknad", i 1/2010.
- Elofsson, K (1999), "Cost-effective reductions in the agricultural load of nitrogen to the Baltic Sea", I M Boman m.fl. (red), *Topics in Environmental Economics*, Kluwer Academic Publishers.

- Engstrom, P och B Holmlund (2009), "Tax evasion and self-employment in a high-tax country: evidence from Sweden," *Applied Economics*, vol 41, s 2419–2430.
- EU (2014), http://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-13-631_en.htm.
- Europeiska Kommissionen (2013), "The EU Emissions Trading System (EU ETS)", http://ec.europa.eu/clima/publications/docs/factsheet_ets_en.pdf.
- Europeiska Kommissionen (2014), "Farmers rewarded for flower-rich grasslands - a results-based scheme in Germany", http://ec.europa.eu/environment/nature/rbaps/articles/2_en.htm.
- FAO (2014), <http://www.fao.org/liaison/nordic/62113/se/>.
- Fagerström, T och S Wibe (2011), Genvägar eller senvägar – vad kostar det oss att avstå från gentekniskt förädlade grödor i jordbruket?, rapport till Expertgruppen för miljöstudier 2011:3, Finansdepartementet.
- Finansdepartementet (2009), "Slopade skatt på gödselmedel", Fi 2009/6027.
- Frykblom, P (1998), "Halved Emissions of Nutrients, What are the Benefits?: A Contingent Valuation Survey Applied on the Laholm Bay", i *Questions in the Contingent Valuation Method-Five Essays*, doktorsavhandling, Institutionen för ekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Fullerton, D och S West (2002), "Can Taxes on Vehicles and on Gasoline Mimic an Unavailable Tax on Emissions?", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol 43, s 135–57.
- Fölster, J, K Kyllmar, M Wallin, M och S Hellgren (2012), "Kväve- och fosfortrender i jordbruksvattendrag. Har åtgärderna gett effekt?", Rapport 2012:1, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Gabriel, D, S M Sait, W E Kunin och T G Benton (2013), "Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture", *Journal of Applied Ecology*, vol 50, s 355–364.
- Galloway, J N, W H Schlesinger, H II Levy, A Michaels och J L Schnoor (1995), "Nitrogen fixation: Anthropogenic enhancement-environmental response", *Global Biogeochemical Cycles*, vol 9, s 235–252.
- Galloway, J N, E B Cowling, S J Seitzinger, R Socolow (2002), "Reactive nitrogen: Too much of a good thing?", *Ambio*, vol 31, s 60–63.
- Galloway, J N, J D Aber, J W Erisman, S P Seitzinger, R W Howarth, E B Cowling och B J Cosby, (2003), "The Nitrogen Cascade", *Bioscience*, vol 53, s 341–356.
- Glaeser, E och A Shleifer (2001), "A Quality for Quantity Regulation", *American Economic Review Papers and Proceedings*.
- Gren, I-M (2008), "Costs and benefits from nutrient reductions to the Baltic Sea", Rapport nr 5788, Naturvårdsverket.
- Gren, I-M., Y Jonzon och M Lindqvist (2008), "Costs of nutrient reductions to the Baltic Sea", Working paper 2008:1, Institutionen för nationalekonomi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Gren, I-M, K Elofsson och M Lundblad (2013), "Värdet av kolsänkor i den europeiska klimatpolitiken", *Ekonomisk Debatt*, årg 41, nr 3.
- Greppa näringen (2014), www.greppa.nu.
- Hasler, B, J C R Smart och A Fannesbech-Wulff (2012), "Structure of BALTICOST drainage basin scale abatement cost minimization model for nutrient reductions in the Baltic Sea Region", RECOCA.
- HaV (2014), "Övergödning", www.havochvatten.se.
- HELCOM (2007), "HELCOM Baltic Sea Action Plan", Helcom ministerial meeting Krakow 15 November.
- HKScan Agri (2014), www.hkscanagri.se.
- Hoel, M och L Karp (2001), "Taxes versus quotas for a stock pollutant", *Resource and Energy Economics*, vol 24, s 367–384.
- Hoel, M, B Holtmark och K Holtmark (2014), "Faustman and the Climate", Working Paper 3951, CESifo.
- Hole, D G, A Perkins, J D Wilson, I H Alexander, P V Grice och A D Evans (2005), "Does organic farming benefit biodiversity?", *Biological Conservation*, vol 122, s 113–130.

- Holzschuh, A, I Stefan-Dewenter, D Kleijn och T Tschamtker (2007), "Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context", *Journal of Applied Ecology*, vol 44, s 41–49.
- Hushållningssällskapet (2008), "Ekologiska bidragskalkyler 2009. Husdjur Östergötland", Rådgivning Agri AB.
- Hushållningssällskapet (2012), "Slaktkropparnas kvalitet i ekologisk uppfödning 2010. En sammanställning av slaktresultat för ekologiskt uppfödda ungnöt, kalvar, lamm och svin slaktade 2010", Uppsala.
- Hyytiäinen, K, L Ahlvik, H Ahtiainen, J Artell, A Huhtala och K Dahlbo (2014), "Policy goals for improved water quality in the Baltic Sea: When do the benefits outweigh the costs?", *Environmental and Resource Economics* (forthcoming).
- Ingelsson, M och L Drake (1998), "Price elasticity of nitrogen fertilisers in Sweden", *Swedish Journal of Agricultural Research*, vol 28, s 157-165.
- Jenssen, T K G och Kongshaug (2003), "Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production", Proc 509 från Int Fertiliser Society.
- Jordbruksverket (2004), *Statens jordbruksverks föreskrifter och allmänna råd (SJVFS 2004:62) om miljöbänsyn i jordbruket vad avser växtnäring*, Statens jordbruksverks författningssamling.
- Jordbruksverket (2008a), "Prisutveckling och lönsamhet inom ekologisk produktion", Rapport 2008:10.
- Jordbruksverket (2008b), "Ekonomi – kalkyler för odling av grönsaker på friland", Jordbruksinformation 25–2008.
- Jordbruksverket (2010), "Hur styr miljöersättningen för ekologisk produktion? – effekter på marknad och miljö", Rapport 2010:1.
- Jordbruksverket (2011a), "Ekonomi i bärödling – kalkyler för jordgubbar och hallon", Jordbruksinformation 13–2011.
- Jordbruksverket (2011b), "Omställningspremie för jord- och skogsbrukets arbetsmaskiner – förslag till stödsystem", Rapport 2011:11.
- Jordbruksverket (2012a), "Behov av nya mål och åtgärder för ekologisk produktion i landsbygdsprogrammet", Rapport 2012:37.
- Jordbruksverket (2012b), "Ett klimatvänligt jordbruk 2050", Rapport 2012:35.
- Jordbruksverket (2012c), "Vilka faktorer bestämmer priset på jordbruksmark?", Rapport 2012:17.
- Jordbruksverket (2013a), "Övervakningssystem för odlingslandskapets natur- och kulturvärden", Rapport 2012:25.
- Jordbruksverket (2013b), "Miljöeffekter av den gemensamma jordbrukspolitiken", Rapport 2013:13.
- Jordbruksverket (2013c), "Försäljning av mineralgödsel 2011/12", Statistisk från Jordbruksverket, Statistikrapport 2013:07.
- Jordbruksverket (2014a), "Certifierad ekologisk produktion", www.jordbruksverket.se.
- Jordbruksverket (2014b), "Ersättning för olika stöd", www.jordbruksverket.se.
- Jordbruksverket (2014c), "Villkor för din djurhållning när du har miljöersättning för certifierad ekologisk produktion eller kretsloppsriktad produktion", www.jordbruksverket.se.
- Jordbruksverket (2014d), "Mark som du inte kan få gårdsstöd för", www.jordbruksverket.se.
- Jordbruksverket och SCB (2013), "Statistiska meddelanden: Skörd för ekologisk och konventionell odling 2013, spannmål, trindsäd, oljeväxter, matpotatis och slättervall", JO 14 SM 1401.
- Juska, A, L Busch och K Tanaka (1997), "The blackleg epidemic in Canadian rapeseed as a normal agricultural accident", *Ecological Applications*, vol 7, s 1350–1356.
- Klemetsson, Å K (2013), "Skog och jordbruk på dikade våtmarker avger stora mängder växthusgaser", *BECC Policy Brief* 3.
- Kolstad, C (2010), "Bridging reality and the theory of international environmental agreements", paper förberett för Symposium in honour of Tom Schelling, University of Manchester, <http://www2.bren.ucsb.edu/~kolstad/HmPg/biocv/KolstadCV.pdf>.
- Konjunkturinstitutet (2013), "Från vision till verklighet – en samhällsekonomisk analys av Färdplan 2050", Specialstudie nr 34, Stockholm.

- Konjunkturinstitutet (2014a), ”Utsläpp och upptag från skogsbruk och annan markanvändning (LULUCF) i 2030-ramverket”, PM nr 28, Stockholm.
- Konjunkturinstitutet (2014b), ”Samhällsekonomiska konsekvenser av olika bördefördelning av ett europeiskt klimatmål”, PM nr 26, Stockholm.
- Kraemer, A, R Kampa och E Interwies (2004), ”The role of tradable permits in water pollution control”, Inter-American Development Bank, Sustainable Development Department, Environment Division, Washington DC.
- Lantbrukarnas riksförbund (LRF) (2013), ”Mat på lika villkor – konkurrenskraft och politiska villkor för svenskt jordbruk.”
- Lantbrukarnas riksförbund (LRF) (2014), ”Enbart ekologiskt slår helt fel”, Debattartikel Uppsala Nya Tidning (14-11-04).
- Livsmedelsverket (2014), ”Ekologisk mat”, www.slv.se.
- Lundmark, R och J Johansson (2013), ”Nationalekonomisk probleminventering och beskrivning av skoglig koldioxidkreditering”, underlagsrapport till Övertorneå Kommun.
- McCann, L, B Colby, K W Easter, A Kasterine och K V Kuperan (2005), ”Transaction cost measurement for evaluating environmental policies”, *Ecological Economics*, vol 52, s 527–542.
- Mohlin, K (2012), ”Essays on Policies to Reduce Agricultural Greenhouse Gas Emissions”, Licentiatavhandling, Göteborgs universitet.
- Mohlin, K (2013), ”The Swedish nitrogen tax and greenhouse gas emissions from agriculture”, Göteborgs universitet.
- Moren, A-S (2003), ”Kolsänkor – en av lösningarna”, *Miljörender*, nr 3.
- Naturvårdsverket (2008), ”Kväveförsörjning i en uthållig växtodling: hur påverkas avkastningsnivå, växt-näringsläckage, energihushållning och utsläpp av växthusgaser?”, Rapport 5871.
- Naturvårdsverket (2011), ”Miljöeffekter av EU:s jordbrukspolitik – syntes av 18 rapporter”, Rapport 6461.
- Naturvårdsverket (2012a), ”National inventory report 2012 Sweden - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol”.
- Naturvårdsverket (2012b), ”Styrmedel för att nå miljö kvalitetsmålen – en kartläggning”, Rapport 6415.
- Naturvårdsverket (2012c), Arbetsrapport LULUCF – Underlag till Naturvårdsverkets redovisning av Färdplan 2050.
- Naturvårdsverket (2012d), ”Ett underlag till en färdplan för ett Sverige utan nettoutsläpp av växthusgaser 2050”, Rapport 6537.
- Naturvårdsverket (2013), Skrivelse regeringsuppdrag investeringsstöd för hållbar återföring av fosfor, Ärenden: NV-08279-13.
- Naturvårdsverket (2014), ”Så mår miljön. Fakta och statistik”, www.naturvardsverket.se.
- Nilsson, F. O. L., Hasund, K-P., Gren I-M., och Y Surry (2008), ”Multifunctional agriculture - What does the economic literature tell us?” *International Review of Environmental and Resource Economics*, vol 2, s 281–319.
- Nilsson, S (2012), ”Agri-environmental measures for reducing nutrient losses and their impact on biodiversity”, Baltic Deal Report.
- Nykvist, B, Å Persson, F Moberg, L Persson, S Cornell och J Rockström (2013), ”National environmental performance on planetary boundaries: A study for the Swedish environmental protection agency”, Naturvårdsverket, Rapport 6576.
- OECD (2001), *Multifunctionality: towards an analytical framework*.
- OECD/FAO (2013), *OECD-FAO Agricultural Outlook 2013*.
- OECD (2014), *OECD Environmental Performance Reviews: Sweden 2014*.
- Oenema, O, H P Witzke, Z Klimont, J P Lesschen och G I Velthof (2009), ”Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27”, *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Pearce, D och P Koundouri (2003), ”Diffuse pollution and the role of agriculture”, I D Helm (red), *Water, Sustainability and Regulation*, Oxford.

- PriceWaterhouseCoopers (PWC) (2011), ”Varaktigt koldioxidinbindning genom skogsskötselaktiviteter – förslag till handel med sänkkrediter”.
- Prop. 1993/94:157, *Stöd till ekologisk odling och trädgårdsnäringen, m.m.*
- Prop. 2008/09:162, *En sammanhållen klimat- och energipolitik – Klimat.*
- Prop. 2014/15:1, *Budgetpropositionen för 2015.*
- Proteintipset (2014), www.proteintipset.se.
- Rabinowicz, E (2013), *Bonde söker bidrag – En ESO-rapport om effektivitet i det svenska landsbygdsprogrammet*, ESO-rapport 2013:6, Expertgruppen för studier i offentlig ekonomi, Stockholm.
- Regeringskansliet (2014), ”Information om det nya Landsbygdsprogrammet 2014-2020”, <http://www.regeringen.se>.
- Riksrevisionen (2013), ”Landsbygdsprogrammet – från jordbruksstöd till landsbygdsstöd?”, RIR 2013:13.
- Roberts och Spence (1976), ”Effluent charges and licenses under uncertainty”, *Journal of Public Economics*, vol 5, s 193–208.
- Rockström, J, W Steffen, K Noone, Å Persson, F S Chapin, III E Lambin, T M Lenton, M Scheffer, C Folke, H Schellnhuber, B Nykvist, C A De Wit, T Hughes, S van der Leeuw, H Rodhe, S Sörlin, P K Snyder, R Costanza, U Svedin, M Falkenmark, L. Karlberg, R W Corell, V J Fabry, J Hansen, B Walker, D Liverman, K Richardson, P Crutzen och J Foley (2009), ”Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity”, *Ecology and Society*, vol 14, s 32.
- Roine, J och D Waldenström (2014), ”Long run trends in the distribution of income and wealth”, UCLS Working Paper 2014:4. Under publicering i A Atkinson och F Bourgiognon (red.), *Handbook of Income Distribution*, vol 2, Elsevier.
- Romfördraget (1957), ”Fördraget om upprättandet av den Europeiska Ekonomiska Gemenskapen”, Publikationsbyrå för de Europeiska Gemenskaperna Luxemburg.
- Rosegrant, M W, M Fernandez, A Sinha, J Alder, H Ahammad, C de Fraiture, B Eickhout, J Fonseca, J Huang, O Koyama, A M Omezzine, P Pingali, R Ramirez, C Ringler, S Robinson, P Thornton, D van Vuuren, H Yana-Shapiro, K Ebi, R Kruska, P Munjal, C Narrod, S Ray, T Sulser, C Tamagno, M van Oorschot och T Zhu (2009), ”Looking into the future for agriculture and AKST i B D McIntyre, H R Herren, J Wakhungu och R T Watson (red), *Agriculture at a Crossroads*”, Island Press, Washington DC.
- Roschewitz, I, D Gabriel, T Tschardt och C Thies (2005), ”The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming”, *Journal of Applied Ecology*, vol 42, s 873–882.
- Rundlöf, M, J Bengtsson och H G Smith (2008), ”Local and landscape effects of organic farming and butterfly species richness and abundance”, *Journal of Applied Ecology*, vol 45, s 813–820.
- Rundlöf, M och H G Smith (2006), ”The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context”, *Journal of Applied Ecology*, vol 43, s 1121–1127.
- Rådets förordning (EG) nr 834/2007 av den 28 juni 2007 om ekologisk produktion och märkning av ekologiska produkter och om upphävande av förordning (EEG) nr 2 092/9, Europeiska unionens officiella tidning, L189/1.
- Sandström, M (1996), ”Recreational benefits from improved water quality: A random utility model of Swedish seaside recreation”, Working paper 121, Handelshögskolan, Stockholm.
- Savchuk, P O, F Wulff, S Hille, C Humborg och F Pollehne (2008), ”The Baltic Sea a century ago — a reconstruction from model simulations, verified by observations”, *Journal of Marine Systems*, vol 74, s 485–494.
- SCB (2010), ”Sysselsättning i jordbruket 2010”. www.scb.se/sv_/Hitta-statistik/Statistik-efter-amne/Jord-och-skogsbruk-fiske/Sysselsattning-i-jordbruket/Sysselsattning-i-jordbruket/.
- SCB (2012), ”Gödselmedel i jordbruket 2010/11”, Sveriges Officiella Statistik, Statistiska Meddelanden MI 30 SM1203.
- SCB, Jordbruksverket, Naturvårdsverket och LRF (2012), ”Hållbarhet i svenskt jordbruk 2012”.
- SCB (2013), *Jordbruksstatistisk årsbok 2013*.
- SCB (2014a), ”Gödselmedel i jordbruket 2012/13”, Sveriges Officiella Statistik. Statistiska Meddelanden MI 30 SM1402.
- SCB (2014b), www.scb.se.

- Schwarz, G, H Nieberg och J Sanders (2010), "Organic farming support payments in the EU", *Landbau-forschung, vTI Agriculture and Forestry Research*.
- Shou, J S, S T Neye, T Lundhede, L Martinsen, L och B Hasler, (2006), "Modelling cost-efficient reductions of nutrient loads to the Baltic Sea", NERI technical report nr 592, Miljödepartementet, Köpenhamn.
- SJVFS 2007:42, 5 kap. 1-64 §§
- SMED (2011), "Läckage av näringsämnen från svensk åkermark för år 2009 beräknat med SMED PLC5-metodik. Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2009", Rapport 57.
- Smith, P, D Martino, Z C Cai, D Gwary, H Jansen, P Kumar, P McCarl, S Ogle, F O'Mara, C Rice, B Scholes, O Sirotenko, M Howden, T McAllister, G Pan, V Romanenkov, U Schneider, S Towprayoon, M Wattenbach, och J Smith (2008), "Greenhouse gas mitigation in agriculture", *Philosophical Transactions of the Royal Society*, vol 363 (1492), s 789–813.
- Smith, H G, J Dänhardt, Å Lindström och M Rundlöf (2010), "Consequences of organic farming and landscape heterogeneity for species richness and abundance of farmland birds", *Oecologia*, vol 162, s 1071–1079.
- SOU 1997:11, *Skatter, miljö och sysselsättning*.
- SOU 2003:9, *Skatt på handelsgödsel och bekämpningsmedel?*
- SOU 2014:38, *Tillväxt och värdskapande: Konkurrenskraft i svenskt jordbruk och trädgårdsnäring*.
- Soutukorva, Å (2001), "The value of improved water quality. A random utility model of recreation in the Stockholm Archipelago", Beijer Discussion Paper Series No. 135. Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish academy of Sciences, Stockholm.
- Statens Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) (2014), Antibiotika och djur inom EU, http://www.sva.se/upload/Redesign2011/Pdf/Om_SVA/publikationer/Antibiotikaforsaljning_Sverige_2013.pdf
- Statskontoret (2009), "Effekter på priset för handelsgödsel när skatten på kväve i handelsgödsel avskaffas: en delrapport", PM 2010-10-25.
- Statskontoret (2011), "Priset på handelsgödsel efter kväveskatten: en utvärdering", Rapport 2011:31.
- Stoate, C, A Baldi, P Beja, N D Boatman, I Herzon, A van Doorn, G R de Snoo, L Rakosy och C Ramwell, (2009), "Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review", *Journal of Environmental Management*, vol 91, s 22–46.
- Svensk författningssamling (1998), *Förordning om miljöbänsyn i jordbruket*, 1998:915.
- Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) (2010), "Halvtidsutvärdering av landsbygdsprogrammet 2007–2013. Axel 2".
- Sveriges Riksdag (1994), "Stöd till ekologisk odling och trädgårdsnäringen, m.m.", Betänkande 1993/94:JoU22.
- Sutton, M A, C Howard, J W Erisman, G Billen, A Bleeker, P Grennfelt, H van Grinsven och B Grizzetti (2011), *The European Nitrogen Assessment*, Cambridge University Press.
- Söderholm, P och A Christiernsson (2008), "Policy effectiveness and acceptance in the taxation of environmentally damaging chemical compounds", *Environmental Science & Policy*, vol 11, s 240–252.
- Söderqvist, T (1996), "Contingent Valuation of a Less eutrophicated Baltic Sea", Beijer Discussion Paper Series No. 88, Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish academy of Sciences, Stockholm.
- Söderqvist, T och H Scharin (2000), "The regional willingness to pay for a reduced eutrophication in the Stockholm archipelago", Beijer Discussion Paper Series No. 128. Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish academy of Sciences, Stockholm.
- Söderqvist, T, H Eggert, B Olsson och Å. Soutukorva (2005), "Economic Valuation for Sustainable Development in the Swedish Coastal Zone", *Ambio*, vol 34, s 169–175.
- Torstensson, G, H Aronsson och L Bergström (2006), "Nutrient use efficiencies and leaching organic and conventional cropping systems in Sweden", *Agronomy Journal*, vol 98.
- Trafikverket (2012), "Arbetsmaskinens klimatpåverkan och hur den kan minska. Ett underlag till 2050-arbetet", 2012:223.
- Van Huylenbroeck, G, V Vandermeulen, E Mettepenningen E och A Verspecht (2007), "Multifunctionality of Agriculture: A Review of Definitions, Evidence and Instruments", *Living Reviews in Landscape Research*, vol 1(3).

- Vatn, A, V Kvakkestad, and P K Rorstad (2002), "Policies for Multifunctional Agriculture: The Trade-off between Transaction Costs and Precision", Report No. 23, Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway.
- Weitzman, M L (1974), "Prices vs. Quantities", *The Review of Economic Studies*, vol 41, s 477–491.
- Williamsson, U (2008), "Framgångsfaktorer för växtnäringseffektiva gårdar", Meddelande från Södra Jordbruksförsöksdistriktet 61, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Winiwarter, W, J-P Hettelingh, A F Bouwman, W de Vries, J W Erisman, J Galloway, Z Klimont, A Leach, A Leip, C Pallière, U A Schneider, T Spranger, M A Sutton, A Svirejeva-Hopkins, K W van der Hoek och P Witzke (2011), i M A Sutton, C M Howard, J W Erisman, G Billen, A Bleeker, P Grennfelt, H van Grinsven och B Grizzetti (red), *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Yara (2008), "Katalysator för reduktion av lustgas", 2008-03-26 <http://fert.yara.se>.
- Yara (2014), "När kväveskatten togs bort ökade inte användningen", *Växtpressen*, 1(43), s 4-7.
- Öborn, I, U Magnusson, J Bengtsson, K Vrede, E Fahlbeck, E Steen Jensen, C Westin, T Jansson, F Hedenus, H Lindholm-Schulz, M Stenström, B Jansson och L Rydhmer (2011), "Fem framtids-scenarier för 2050 – förutsättningar för lantbruk och markanvändning", Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Östblom, G och C Berg (2006), "The EMEC model: Version 2.0", Working Paper nr 96, Konjunkturinstitutet, Sverige.

Vetenskapliga rådets utblick

I årets rapport är jordbruket i fokus. Skälet till att studera jordbruket närmare ur ett miljöekonomiskt perspektiv är rätt självklart. Jordbruket är en sektor som inte bara har stor miljöpåverkan utan också den sektor där många lösningar till dagens och framtidens miljöproblem finns. Av Sveriges 16 miljö kvalitetsmål påverkas de flesta mer eller mindre direkt av jordbruket. Dessutom är jordbrukssektorn intressant att studera eftersom det politiska ramverket till stor del är EU-gemensamt, vilket tillsammans med att den politiska styrningen innefattar flera mål kan ge upphov till ett antal målkonflikter. EU:s jordbrukspolitik är uppbyggd på två pelare som båda bygger på subventioner till jordbruket vars ursprungliga syfte var att stärka jordbrukarnas inkomster. Över tid har dock subventionerna även fått en miljöstyrande uppgift, vilket också har lett till potentiella målkonflikter. Å ena sidan vill man ha ett konkurrenskraftigt och effektivt jordbruk och en levande landsbygd, å andra sidan så liten negativ miljöpåverkan som möjligt.

Sammantaget innebär detta att jordbruket, och därmed även jordbrukspolitiken, är av central betydelse för miljön och möjligheterna att nå de svenska miljö kvalitetsmålen, samt att se till att jordbrukarna kan erhålla en skälig inkomst och bidra till en levande landsbygd.

Liksom föregående års rapporter är utgångspunkten i årets rapport mer eller mindre att de politiska målen är givna, vilket betyder att analysen fokuserar på hur kostnadseffektiv den förda politiken har varit. Frågan har således varit om politiken bidragit till måluppfyllelse vad gäller miljömålen, samt till uthålliga inkomster för jordbrukarna och därmed till en levande landsbygd, till minsta möjliga kostnad för samhället? I rapporten diskuteras och föreslås även förändringar av politiken baserat på den miljöekonomiska analysen.

Frågan om de politiska målen bestämning och utformning, samt avvägningen mellan dessa är självfallet också intressant, såtillvida att den tvingar fram en diskussion kring vilka marknadsmisslyckanden som politiken i slutändan skall försöka komma till rätta med. Är marknadsmisslyckandet att jordbruket ger upphov till negativa effekter som inte är internaliserade i jordbruksföretagens kalkyler blir politikens uppgift rimligen att försöka utforma en politik som internaliserar dessa negativa externa effekter. I andra fall kan problemet vara det omvända, dvs. att jordbruket producerar kollektiva nyttigheter som jordbrukarna inte kompenseras för. Även i detta fall gäller då att utforma en effektiv politik. Det faktum att jordbruket ger upphov till såväl negativa som positiva externa effekter innebär att risken för målkonflikter är stor, och att fler än ett styrmedel behövs. Ett bra exempel är skatten på mineralgödsel. Den är motiverad av det faktum att en ökad gödsling bidrar till övergödning av vattendrag. Minskad användning av mineralgödsel kan dock få negativa effekter på jordbrukarnas inkomster och möjligen bidra till att jordbruk läggs ner. Detta kan i slutändan resultera i att vi får färre ”öppna landskap”, vilket även kan ge negativa effekter på biodiversitet och klimat. Den nuvarande europeiska och svenska jordbrukspolitiken speglar i mångt och mycket problemet med många mål. Medan de subventioner som är basen i jordbrukspolitiken ursprungligen hade inkomstförstärkande och inkomstomfördelande motiv, har de över tid fått – i alla fall på papperet – en mer miljömässig profil. Politikerna vill helt enkelt försöka slå två flugor i en smäll. Men som denna rapport illustrerar är detta inte så enkelt.

Rapporten består av tre kapitel. Efter en inledning och sammanfattning av rapporten redogörs i kapitel 1 relativt översiktligt för jordbrukets miljöpåverkan, samt hur vi kan se på jordbruket ur ett miljöekonomiskt perspektiv. Tre övergripande typer av miljö-

påverkan diskuteras; jordbrukets effekter på näringsläckage och övergödning, jordbrukets påverkan på biologisk mångfald, samt jordbrukets klimatpåverkan via utsläpp av växthusgaser. Vi vill här påpeka att det i rapporten även tas hänsyn till bildandet av marknära ozon som till skillnad från koldioxid, metan och lustgas inte är ett utsläpp i sig utan orsakas av jordbrukets utsläpp av kväveoxider. Ett alternativt sätt att se på dessa typer av miljöeffekter är att de inbegriper hela skalan från lokala till globala effekter, och att den politik som krävs för att påverka var och en av dessa därför kommer att väsentligt skilja sig från varandra. Jordbrukets utsläpp av växthusgaser bidrar till ökad koncentration av växthusgaser i atmosfären. En politik som minskar dessa utsläpp påverkar således det globala klimatet på precis samma sätt som om minskningen skulle ske någon annanstans i världen. Slutsatsen från detta är att politiken för att minska utsläpp av växthusgaser måste ha ett globalt perspektiv. Övergödningens problem till följd av näringsläckage från det svenska jordbruket är å andra sidan ett regionalt problem. Det betyder att politiken måste ha ett regionalt perspektiv, dvs. den bör innefatta samtliga aktörer inom den geografiska region där effekterna uppstår. Dessa effekter kan i sin tur vara lokala eller omfatta till exempel hela Östersjöregionen. Jordbrukets påverkan på biologisk mångfald, slutligen, kan till stor del betraktas som ett lokalt, eller nationellt, problem. Det betyder att det svenska jordbruket har påverkan på den biologiska mångfalden lokalt där brukandet av jorden sker. En effektiv politik i syfte att öka den biologiska mångfalden i Sverige måste därför anpassa till lokala förhållanden. Till skillnad från exempelvis övergödning i Östersjön, som påverkas av näringsläckage från såväl polska som svenska jordbrukare, påverkas inte den biologiska mångfalden i det svenska landskapet nämnvärt av åtgärder som vidtas i Polen.

Det vetenskapliga rådet delar i stort slutsatserna från inledningen och sammanfattningen. Jordbrukets miljöpåverkan behöver internaliseras tydligt i jordbrukarnas beslut. Detta gäller för alla typer av miljöpåverkan, vilket i sin tur betyder att det behövs flera typer av styrmedel. I kapitel 1 diskuteras även målformuleringen översiktligt och principiellt ur ett miljöekonomiskt perspektiv.

I kapitel 2 genomförs de faktiska miljöekonomiska analyserna. I avsnitt 1 analyseras och utvärderas stödet till ekologisk produktion inom Landsbygdsprogrammet. I avsnitt 2 analyseras den skatt som tidigare fanns på mineralgödsel (konstgödsel). Avsnitt 3 analyserar den nedsättning av energi- och koldioxidskatt som finns för svenska jordbrukare, samt vilka effekterna skulle bli av att minska eller ta bort denna nedsättning, medan avsnitt 4 analyserar olika förslag till att försöka internalisera åtgärder att påverka kolinbindningen i skog och mark. Avsnitt 1, analysen av stöd till ekologisk produktion, fokuserar på effekter på biologisk mångfald, men även till viss del övergödning, medan analysen av skatt på konstgödsel naturligen fokuserar på övergödningens problematiken i första hand, men även till viss del på klimatproblemet. De två sista avsnitten, skattenedsättningen och kolinbindningen, fokuserar på klimatproblemet.

Rapporten bidrar med ett antal slutsatser vad gäller stöd till ekologisk produktion. Den första, och kanske viktigaste, är att miljöeffekterna (biologisk mångfald) av en omställning från konventionellt till ekologiskt jordbruk är små, och i vissa fall obefintliga. Positiva effekter kan främst ses där omställningen sker i slättbygden där konventionell produktion är relativt intensiv. Problemet är att relativt få jordbrukare har övergått till ekologisk produktion i slättbygden, vilket hittills har gjort att miljöeffekten av stödet varit mycket begränsat. Ett huvudskäl till att stödet inte lett till någon omfattande omställning i slättbygd är förmodligen att det just i slättbygd är mycket effektivt att bedriva konventionellt jordbruk. En omställning mot ekologiskt jordbruk skulle således vara kostsam, vilket indikerar att stödet är för lågt. En diskussion som förs i rapporten är att stödet kanske borde differentieras; högre i slättbygd och lägre i skogsbygderna. Det Vetenskapliga rådet instämmer i detta resonemang, men tror också att

det kan finnas mer effektiva sätt att åstadkomma biologisk mångfald. Vetenskapliga rådet menar, liksom det som framförs i rapporten, att stödet är ett alltför allmänt och därmed alltför trubbigt styrmedel i det fall man vill styra främst mot ökad biologisk mångfald.

En annan slutsats gäller det extra stöd som utgår ifall den ekologiska produktionen certifieras. Om certifiering inte är förknippade med ytterligare miljökrav så bidrar således certifiering inte till miljöförbättringar. Däremot är det uppenbart att jordbrukarna kan vinna på en certifiering eftersom de kan ta ut ett högre slutpris för en certifierad (miljömärkt) produkt. Detta fungerar förstås stödjande för jordbrukarens beslut att ställa om till ekologisk produktion. Därmed stödjer det Vetenskapliga rådet slutsatsen i rapporten att extra stöd för certifiering, utöver den prispremie som jordbrukarna erhåller, inte behövs. Tvärtom, menar Vetenskapliga rådet, innebär extrastödet till certifiering alltför mycket fokus på certifiering utan att ytterligare miljövinster erhålls.

Sammantaget stödjer det Vetenskapliga rådet i huvudsak de slutsatser som dras vad gäller stödet till ekologisk produktion och extrastödet till certifiering. Vad gäller stödet till ekologisk produktion bör nuvarande stödform bör ses över och kanske riktas på ett mer precist sätt mot de miljöproblem man vill komma åt. Vad gäller extrastödet till certifiering så finns det en efterfrågan på ekologiska produkter, vilken ger tillräckliga incitament för certifiering. Det Vetenskapliga rådet menar även att den empiriska analys som genomförs i avsnittet är värdefull, men att den skulle kunna göras betydligt mer intressant om bättre data hade funnits tillgänglig.

I avsnitt 2 i kapitel 2 analyseras den tidigare skatten på mineralgödsel, samt även effekten av ett återinförande av skatten. Det Vetenskapliga rådet stödjer den övergripande slutsatsen att mineralgödselskatten är motiverad om målet är att minska tillförseln av kväve från svenskt jordbruk. Detta stöds av den empiriska litteraturen som visar att ökat pris på mineralgödsel minskar användningen av mineralgödsel. Som ytterligare stöd genomförs i rapporten en ny empirisk analys. Resultaten från denna stödjer i stora drag de resultat som framkommit i tidigare studier. Det vill säga, en skatt på mineralgödsel i Sverige minskar tillförseln av kväve på svensk jordbruksmark, vilket i förlängningen leder till minskat näringsläckage till bl.a. Östersjön. Däremot menar det Vetenskapliga rådet att det saknas en tydlig analys av hur ett återinförande av skatten faktiskt kommer att påverka den långsiktiga utvecklingen av övergödningen i Östersjön. Visserligen minskar den svenska användningen av mineralgödsel, men dels kan man inte utesluta att det sker en viss substitution mot naturgödsel, dels kan man inte utesluta att det svenska jordbrukets konkurrenskraft försvagas, vilket i sin tur kan innebära att jordbruksproduktionen, och därmed gödselanvändningen, ökar i andra länder med Östersjön som recipient. Storleken på dessa två effekter är en empirisk fråga som även om de nämns inte belyses i rapporten. Det Vetenskapliga rådet menar därför att innan skatten återinförs bör dessa frågor analyseras grundligare än vad som görs i rapporten. Att som i rapporten hävdas att mineralgödselskatten internaliserar den externa effekten från användningen av mineralgödsel är korrekt, men detta under förutsättning att effekten inte helt motverkas av ökad användning i andra länder med samma recipient. En samhällsekonomiskt effektiv lösning på övergödningen i Östersjön förutsätter troligen att de inblandade länderna samarbetar kring gemensamma styrmedel och åtgärder.

I avsnitt 3 i kapitel 2 analyseras nedsättningen av energi- och koldioxidskatten inom jordbruket. Eller snarare är det effekterna av att minska nedsättningen som analyseras. Jordbruket ligger idag utanför EU:s utsläppshandelssystem och användningen av fossila bränslen beskattas därför med såväl energi- som koldioxidskatt. Men med motivet att jordbrukssektorn är utsatt för internationell konkurrens är skatten nedsatt. För att analysera effekterna av minskad nedsättning använder man i rapporten en allmän jäm-

viktsmodell för svensk ekonomi (EMEC). Resultaten från modellanalysen visar som förväntat att effekterna av att reducera nedsättningen är relativt små vad gäller samhällsekonomin som helhet. Detta följer helt enkelt av att förändringen är relativt liten och att förändringen sker i en sektor som är liten i förhållande till hela ekonomin. Mer intressant, kan tyckas, är att minskad nedsättning leder till ökad kostnadseffektivitet, det vill säga att kostnaden (minskningen i BNP) för att efter förändringen uppnå samma utsläppsnivå som innan förändringen blir lägre. Rapportens slutsats vad gäller detta är således att nedsättningen bör minska. Vetenskapliga rådet stödjer denna slutsats ur ett principiellt perspektiv. Utgångspunkten bör vara att samtliga utsläppskällor möter samma pris på koldioxid. Dock, menar Vetenskapliga rådet, att det i den analys som genomförs inte finns någon ”intäktssida” av minskade svenska utsläpp av koldioxid. Slutsatsen är helt korrekt om det är utsläpp från Sverige som är av betydelse. Är det globala klimateffekter som är av betydelse är slutsatsen inte lika självklar på grund av potentiellt koldioxidläckage. Återigen belyser detta vikten av internationell samordning av klimatpolitiken. En ensidig svensk politik kan vara helt verkningslös, eller till och med kontraproduktiv, och de resurser som används för utsläppsminskning i Sverige skulle då kunna få högre klimateffekter om de fokuserades till andra länder.

I avsnitt 4 i kapitel 2 redogörs för olika möjliga åtgärder för att kolinlagringen i skog och mark, samt vilka möjliga styrmedel som kan användas för att skapa en incitamentsstruktur som leder till att de billigaste åtgärderna vidtas. Vetenskapliga rådet stödjer slutsatsen i rapporten att det i Sverige finns en mycket stor potential för ökad kolinlagring, samt att nuvarande politik inte på ett korrekt och symmetriskt sätt tar tillvara denna potential. Exempelvis har vi i Sverige en koldioxidskatt på fossila bränslen. Däremot finns det ingen skatt på utsläpp av koldioxid vid förbränning av biobränslen, ej heller kompenseras skogs- och jordbrukare för den inlagring av kol som de bidrar med (negativa utsläpp). På global och EU nivå diskuteras ett antal system liknande CDM (clean development mechanism) för att hantera detta. Men liksom med CDM finns det ett antal problem förknippade med sådana system, inte minst vad gäller additionalitet och varaktighet av kolinlagringen, dvs. huruvida godkända åtgärder för att öka kolinlagringen verkligen leder till en kolinlagring som i annat fall inte skulle ha skett. Vetenskapliga rådet menar att i ett system för att hantera kolinlagring och utsläpp relaterad till biomassa bör utgångspunkten vara observerbara storheter. Faktisk avgång av koldioxid från skog och mark bör således debiteras (beskattas), och faktisk inlagring (exempelvis i stående växande skog) bör krediteras (subventioneras). Att utgå från denna princip är knappast mer komplicerat än de kreditsystem med olika ”baselines” som nu diskuteras.

EU:s gemensamma jordbrukspolitik syftar i huvudsak till att garantera att befolkningen får mat samt säkerställa en jämlik och skälig levnadsstandard för lantbrukarna. Det är i skenet av detta vi skall se den faktiska politiken som helt är uppbyggd på subventioner. Subventionerna är mycket omfattande och uppgår idag till ca 1 300 miljarder kr (motsvarande 40 % av EU:s budget). Således är det av stor vikt, menar Vetenskapliga rådet, att analysera effekterna av stöden på de mål som uppges. I kapitel 3 görs en sådan analys på det svenska jordbruket. I kapitlet beskrivs jordbrukarnas inkomster och dess utveckling över tid, jämförs med inkomster i andra näringsgrenar. Även jordbruksstödens effekter på inkomstjämligheten analyseras.

En slutsats från analysen är att jordbrukarnas inkomster (inklusive stöd) är ungefär lika höga som jämförelsegruppens, vilket betyder att stödet kan sägas ha bidragit till uppfyllelse av målet om ”skälig levnadsstandard”. Däremot är jordbrukarnas inkomster mindre jämlika än jämförelsegruppen. Intressant nog tycks ojämlikheten inom jordbrukarkollektivet till största delen bero på den skeva fördelningen av jordbruksstödet där 80 procent av stöden går till 20 procent av alla potentiella stödtagare. Det Vetenskapliga rådet stödjer därför slutsatsen att gårdsstödet, som bl.a. syftar till att jämna ut

inkomster, måste ses som ineffektivt som fördelningspolitiskt styrmedel. Slutsatsen följer helt enkelt av att gårdsstödet är arealbaserat, vilket får till effekt att stora effektiva gårdar som genererar relativt höga inkomster blir de största mottagarna av stöd. Vetenskapliga rådet menar att det senare är ett bra exempel på de målkonflikter som uppstår av den förda politiken. En stor del av stödet går till intensivjordbruk i slättbygd som i hög grad karakteriseras av monokulturer, vilket kan ha negativa effekter på inte minst den biologiska mångfalden. Vetenskapliga rådet stödjer därför rapportens slutsats att om syftet är att öka miljöstyrningen bör medel föras över från gårdsstödet till landsbygdsprogrammets direkta miljöstöd.

Sammanfattningsvis menar det Vetenskapliga rådet att årets rapport behandlar ett mycket viktigt område. Den grund som jord- och skogsbruk vilar på, marken, och därmed hur vi förvaltar den, är av central betydelse ur ett miljö- och välfärdsperspektiv. Vetenskapliga rådet menar vidare att även årets rapport håller hög vetenskaplig nivå, även om naturligtvis alla miljöekonomiska frågeställningar kopplade till jordbruket inte har behandlats. Men med tanke på de små resurser som funnits till förfogande är rapportens innehåll och kvalitet av imponerande standard.

Liksom tidigare är mycket av fokus på effektivitetsfrågor. I tidigare års rapporter har Vetenskapliga rådet påpekat att kanske alltför mycket fokus varit på effektivitet, och att andra aspekter, inte minst fördelningsfrågor, hamnat i skymundan. Det är därför glädjande för Vetenskapliga rådet att årets rapport bidrar med en fördelningsanalys av mycket hög vetenskaplig kvalitet. Vår förhoppning är att årets rapport i detta avseende sätter en ny standard, i så måtto att förslag på åtgärder och styrmedel på miljöområdet analyseras utifrån såväl ett effektivitets- som ett fördelningsperspektiv. Vår övertygelse är att även fördelningsmässiga effekter måste belysas för att få ett mer fullödigt beslutsunderlag. Dock är Vetenskapliga rådet fullt medveten om de resursmässiga begränsningar som funnits. Att inom ramen för tillgängliga resurser komplettera och utveckla befintliga analysverktyg är förmodligen inte möjligt. Vetenskapliga rådet menar därför att om Sverige på allvar vill utveckla miljö- och klimatpolitiken i en kunskapsbaserad riktning då måste det även tillskapas resurser för ett utvecklingsarbete som gör det möjligt att genomföra seriösa och genomlysande analyser. I detta ingår även analyser av multidisciplinär karaktär, som i det närmaste saknas helt i Sverige idag.

Avslutningsvis anser Vetenskapliga rådet att fortsatt analys och utvecklingsarbete både är relevant för de frågor som berörs inom ramen för årets tema, men även inom andra områden som naturligen kopplar till årets tema. Många av frågorna relaterar också till den komplexitet som finns inom miljöområdet.

Målkonflikter och komplexitet i målbild

- Frågan om målkonflikter är central vad gäller både miljöekonomi och politik. Även om ett styrmedel för att kunna utvärderas behöver relateras till de specifika mål som använts för att motivera det är det förstås möjligt att målet politiskt har nått sitt befintliga stöd i relation till en mångfald andra mål. Vad gäller miljöområdet existerar förstås en mångfald olika mål från tvingande och tydliga till relativt generella. Processen som existerat vad gäller att specificera och operationalisera miljömålen är ett exempel på detta. I det komplexa styrningssystemet som europeisk och svensk politisk tillsammans utgör påverkas stora områden som jordbruk, skog eller klimat också alltid av multipla mål. Detta innebär att resurser för seriösa och genomlysande sammanhållna analyser med utökad finansiering till både miljöekonomiska men också multidisciplinära (t ex juridiska och statsvetenskapliga) aspekter är viktigt för att belysa målkonflikter och komplexitet i målbild ur flera perspektiv.

Marknadsmislyckanden

- Liksom tidigare år anser Vetenskapliga rådet att det finns ett stort behov att fördjupa kunskapsläget inom detta område, inte minst gällande empiriska studier. I årets rapport påpekas mycket tydligt att grunden för statlig styrning inom jordbruksområdet bland annat är förekomsten av marknadsmislyckanden. Därmed är det av mycket stor vikt att kunskapen om vilka marknadsmislyckandena är, och hur stora de är, ökar. Det finns med andra ord ett stort utrymme för ytterligare empirisk analys. Detta gäller för en rad olika politikområden (t.ex. energieffektivisering, användningen av kemikalier, ekosystemtjänster, innovationspolitiken etc.).
- Det är också viktigt att undersöka kopplingar mellan olika typer av marknadsmislyckanden, och hur vi kan (och kanske bör) använda olika styrmedel för att samtidigt adressera dessa på ett så bra sätt som möjligt. Det kanske klassiska exemplet är miljöproblem i kombination med jämviktsarbetslöshet eller i kombination med effekter av ofullständig konkurrens i andra delar av ekonomin.

Internationell miljöpolitik och kopplingen mellan handel och tillväxt.

- I årets rapport belyses jordbruket och dess miljöeffekter ur ett mer eller mindre renodlat svenskt perspektiv. Men som beskrivits ovan är vissa av miljöeffekterna regionala eller till och med globala. Därmed kan vi inte bortse från den internationella dimensionen. Inte minst gäller detta övergödningen av Östersjön. Det finns därför, enligt Vetenskapliga rådet, ett behov att belysa kunskapsläget vad gäller kopplingen mellan miljö kvalitet, handel och tillväxt. Det finns en omfattande litteratur inom området, men slutsatserna av denna kanske inte är helt uppenbara. Till detta hör också potentiella kopplingar mellan effekter av miljö- och handelspolitik samt eventuella fördelar med att bättre koordinera dessa politikområden. En relaterad aspekt värd att belysas i detta sammanhang ur ekonomisk synvinkel är en belysning av institutionella arrangemang med kopplingar till frågor om ekonomisk effektivitet. Det sistnämnda kan till exempel handla om strategisk interaktion mellan miljöpolitiska beslut på EU-nivå och nationell nivå.

Transporter och klimatsnålt samhälle

- Svenska Riksdagen har beslutat om en vision som innebär att fossila bränslen skall fasas ut vad gäller transporter. Kostnader och vissa effekter av detta har delvis analyserats i tidigare års rapporter. Vetenskapliga Rådet anser dock att en fortsatt fördjupad analys av detta är på sin plats, av flera skäl. Dels är detta inte fråga om någon marginell förändring som enkelt kan analyseras fullt ut med befintliga analysverktyg. Dels så har den så kallade FFF-utredningen nyligen behandlat frågan och gett förslag på styrmedel. I mångt och mycket saknas dock konsekvensanalyser. En fördjupning inom detta område innefattar naturligen fördelningsfrågor i ett flertal dimensioner (t.ex. effekter på hög- och låginkomsthushåll, glesbygd kontra stad etc.), vilket gör det extra viktigt, samt även analyser av andra transportslag som järnväg som utgör såväl komplement som substitut till vägtrafik.

Den önskelista som presenteras ovan utgör naturligtvis endast ett litet urval av frågor och problem som Vetenskapliga rådet anser intressanta och viktiga.

Som vi redan påpekat är en förutsättning för att genomföra en djupare analys inom något eller några av de områden som föreslagits tidigare och föreslås här att det finns resurser och möjligheter att utveckla nya analysverktyg och förbättra de existerande, samt att olika typer av datamaterial görs tillgängligt. Vetenskapliga rådet är fullt medvetet om att det inom nuvarande resursramar inte är möjligt att i varje fall fullt ut ut-

veckla befintliga modeller och verktyg mer fundamentalt.

Sammanfattningsvis anser Vetenskapliga rådet, vilket påpekats tidigare, att behovet av ett systematiskt och kontinuerligt arbete som syftar till att utvärdera miljöpolitiken kvarstår. Konjunkturinstitutet har spelat en viktig roll i detta avseende, och kan spela en än viktigare roll under förutsättning att dess personal ges mer resurser för forskning och utvecklingsarbete såväl inom myndigheten som för samarbete med andra forskningsorganisationer. Inte minst det senare, ökat samarbete med forskningsorganisationer, är av stor vikt.

Naturvårdsverkets samrådsyttrande

Naturvårdsverket anser att samrådet med Konjunkturinstitutet fungerat bra och att det varit konstruktiva diskussioner. Konjunkturinstitutet har ansträngt sig för att omhänderta de kommentarer och synpunkter vi har haft på rapporten och dess slutsatser. I vissa avseenden skiljer sig dock fortfarande våra ställningstaganden. De viktigaste vill vi redovisa i detta yttrande.

Naturvårdsverkets uppfattning är att det är jordbrukets produktionsformer – och till viss del sammansättning av produktion – som ska ändras, men att det inte är en sektor som behöver minska i verksamhet totalt. Naturvårdsverkets utgångspunkt är att styrmedelsförändringar ska ta hänsyn till optimal brukad åkerareal relaterat till även andra samhällsmål samt jordbrukets positiva effekter för t.ex. biologisk mångfald.

Vad gäller kapitel 3.1 Stöd till ekologisk produktion inom Landsbygdsprogrammet så skriver Konjunkturinstitutet som slutsats att de empiriska bevisen för att ekologisk produktion genererar miljömässiga mervärden är svaga. Vi menar att ekologisk produktion kan generera miljömässiga mervärden och att stödet till ekologisk produktion har större potential att ge miljönyttor än vad som anges i rapporten. Potentialen finns i att styra stödet till områden med homogent landskap och med odling av bekämpningsmedelsintensiva grödor. Potential finns också att minska den totala användningen av växtskyddsmedel genom att kunskap om ogräs- och skadedjursbekämpning från ekologisk produktion kan användas även i integrerat växtskydd i konventionell produktion. Stöd till ekologisk produktion ger också miljönytta i form av minskad användning av fossilt fosfor, eftersom fosfortillförsel i ekologisk odling sker genom återcirkulering av organiskt bunden fosfor.

Avseende kapitel 3.2 Skatt på mineralgödsel, så delar Naturvårdsverket Konjunkturinstitutets bedömning att ett återinförande av skatt på kväve kan ha effekt på användningen. Naturvårdsverket vill dock framhålla att det även finns alternativa styrmedel som kan utredas vidare. Naturvårdsverket har inga invändningar mot den modellbaserade analys som Konjunkturinstitutet gjort i kapitel 3.3 Minskad nedsättning av energi- och koldioxidskatt i jord- och skogsbruk men menar att Konjunkturinstitutet med fördel kunde ha redovisat genomförda känslighetsanalyser i syfte att öka förståelsen av analysresultaten.

Naturvårdsverket, Stockholm

Särskilt yttrande, 2014–11–27 Ärendenr. NV-02722-14

Konjunkturinstitutet, Kungsgatan 12-14, Box 3116, 103 62 Stockholm
Tel: 08-453 59 00, Fax: 08-453 59 80, info@konj.se, www.konj.se

ISSN 2001-3108, ISBN 978-91-86315-56-6