



Stefan Hellstrand
John Sumelius &
Stefan Bäckman

**Ekonomiska och miljöeffekter för olika
åtgärder att begränsa Östersjöns
övergödning – kan den gröna
marknadskraften bidra?**



University of Helsinki
Department of Economics and Management
Discussion Papers n:o 23
Agricultural Economics
Helsinki 2008



Ekonomiska och miljöeffekter för olika åtgärder att begränsa Östersjöns övergödning – kan den gröna marknadskraften bidra?

Stefan Hellstrand,
Institutionen för stad och land, SLU

John Sumelius och Stefan Bäckman
Institutionen för ekonomi, agrikultur-forstvetenskapliga fakulteten, Helsingfors universitet.

1. Inledning

Eutrofieringen av Östersjön är som bekant ett stort miljöproblem. Orsaken till eutrofieringen är utsläpp av näringsämnen, främst fosfor (P) och kväve (N) vilka härleder sig dels från olika diffusa utsläpp som jordbruk, skogsbruk, bil- och båttrafik och fritidsbosättning, dels från punktbelastning som i första hand utgörs av utsläpp från industrisektorn och samhällen. I Finland har jordbrukets årliga utsläpp av fosfor uppskattats till 2 600 ton P och 40 000 ton N år 2005 medan den totala belastningen var 4 100 ton P och 75 000 ton N. Den naturliga urlakningen utöver den totala belastningen har beräknats till 2 700 ton P och 70 000 ton N (Finlands miljöcentral). Det samhälleliga målet är att minska belastningen av P och N från jordbruket med 1/3. Samtidigt står jordbruket inför stora problem med lönsamheten. Man kan som exempel nämna att den uppskattade arbetsersättningen per timme på de finska bokföringsgårdarna inom FADN-systemet år 2005 var 3,40 euro/timme (MTT taloustohtori). Man kunde sålunda formulera ett något bredare mål för jord- och skogsbruk: att genom styrmedel skapa ett jordbruk med liten övergödning men som trots detta är ekonomiskt hållbart. Punktbelastningen från industrier och samhällen har i hög grad minskats under de senaste 20 åren både i Finland och i de andra nordiska länderna. Man har dock inte lyckats minska den diffusa belastningen från jordbruk i lika hög grad. Detta beror främst på att situationen är mycket komplex. På övergödningen inverkar en mängd faktorer som är svåra att alla beakta. Det finns inte heller ett system där man till rimlig kostnad kunde mäta utsläppen från de olika utsläppspunkterna.

Vill man ta fram ett lyckat exempel på minskning av näringsavrinning så kan man nämna Danmark. I Danmark verkar man ha lyckats minska avrinningen av N från jordbruket från 311 000 ton i mitten av 1980-talet till 168 000 ton år 2002 eller en reduktion på 143 000 ton N. Denna uppskattade reduktion omfattar dock en relativt stor osäkerhet. Minskningen av N-avrinningen har lyckats genom Vandmiljøplan 1987 och Vandmiljøplan II 1998 (sv. "Vattenmiljöplanen"), ett stort program som omfattade fånggrödor, revision av gödselnormer, minskad odlingsareal och plantering av skog på åkermark, kvoter för N, ekologiskt lantbruk, etablering av våtområden, förbättrad foderutnyttjandegrad och skärpta direktiv för hantering av husdjursgödsel. Räknat per enhet odlad areal beräknas avrinningen ha minskat från 110 kg N i mitten av 1980-talet till 78 kg N år 1998 och 63 kg N/ha år 2002. Mellan 1984 och 2002 minskade användningen av N-handelsgödsel från 406 000 ton/år till 206 000 ton/år (Grant och Waagepetersen, 2003). Det bör tilläggas att det kanske är bra att förhålla sig något reserverad mot den exakta magnituden av dessa uppskattningar. Handeln med N-kvoter har möjligen fört med sig en viss grå handel med N.

Rubriken för denna uppsats är frågan om den gröna marknadskraften kan bidra till att minska näringsavrinningen. Kan man inrätta ett system för utsläppshandel med näringsämnen på samma sätt som handeln med CO₂ – utsläpp som verkligen skulle

minska avrinningen av P och N? Vi skall gå igenom för- och nackdelarna med ett sådant system. Artikelns struktur är följande. Inledningsvis granskas erfarenheter av tidigare använda styrmedel. En kort sammanställning av kostnadseffektiviteten av olika åtgärder återges. Därefter redogörs för teorin om handel med utsläppsrättigheter och för systemet med utsläppsrättigheter av CO₂ inom EU. Utgående från den s.k. "Sternrapporten" diskuteras ett system med utsläppsrättigheter för N och P och vilka för- och nackdelar ett sådant system skulle ha. Vi diskuterar ett system med handel med utsläppsrättigheter utgående från gårdsvisa näringsbalanser. I ett idealt system skulle alla sektorer beaktas och handel mellan olika sektorer, t.ex. mellan jord- och skogsbruk och industri skulle tillåtas. Riktlinjer för ett sådant system med utsläppsrättigheter diskuteras och hur fortsatt forskning kunde undersöka ett sådant system.

2. Styrmedel som syftar till att minska näringsavrinning

Jordbruket är en reglerad sektor och jordbrukarna har en lång erfarenhet av att statsmakten ingripit i sektorn till dess väl eller förfång. Man kan därför konstatera att jordbrukssektorn har en lång erfarenhet av styrmedel. I det följande beskrivs de viktigaste styrmedlen syftande till att reducera läckaget av kväve och fosfor av vilka man har erfarenhet.

Skatter på konstgödsel. En sammanställning av erfarenheter med konstgödselskatter i Europa har gjorts av Rougoor et al. (2001). Enligt denna sammanställning varierade priselasticiteten för skatter på konstgödsel i Österrike, Finland och Sverige mellan -0,1 och -0,5. Skatter på N-konstgödsel användes i Finland mellan den 1 juli 1976 och den 1 juli 1994 och på P-konstgödsel den 1 januari 1992 – 1 juli 1994. Skatten på N varierade mellan FIM/kg 0,03 och FIM/kg 2,90. För P-konstgödsel var skatten FIM/kg 1,70 (Sumelius, 1994, Bäckman 1999). Även svenska bönder har haft skatter på N- och P-konstgödsel sedan den 1 juli 1984. I Finland avskaffades skatterna med motiveringen att man inte kunde konkurrera på lika villkor inom den Europeiska Unionen (EU) efter att man blivit medlem av denna union den 1 januari 1995. Istället infördes ett frivilligt och relativt attraktivt miljöstödsystem. Det existerar vissa uppskattningar av kostnadseffektiviteten hos dessa konstgödselskatter. Man skiljer mellan en samhällelig kostnad och en privat kostnad för jordbruksföretagaren.

Enligt en simuleringsmodell av Lankoski och Ollikainen (1999) där jordbrukaren odlar endast en gröda, havre och väljer parametrarna gödsel, kapital och skyddszoner befanns reduktionskostnaden för N-skatter i Finland som samtidigt kompenseras genom ett arealstöd till FIM 24,7 (EUR 4,15) per kg N-avrinning. Kostnaden utgjordes av skatt och minskad skörd. Noga räknat är skatten ingen samhällsekonomisk kostnad, eftersom dessa pengar gör nytta någon annanstans i ekonomin. Den samhällsekonomiska kostnaden är de administrativa kostnaderna, samt till den del skatten ej är välfärdsekonomiskt optimalt utformad. Lankoski och Ollikainen hanterar dock skatten som en kostnad.

Skatten motsvarade en 30 % minskning i avrinning av kväve. Avrinningen av kväve simulerades med hjälp av en dansk avrinningsfunktion (reduceringen i avrinning simulerades till 30 %).

I Norge uppskattade Vatn et al. (1997) en samhällelig marginell reduktionskostnad för N-skatter per kg N-avrinning till ca 4 NOK/kg reducerad N-avrinning. Den samhällelige genomsnittliga kostnaden uppskattades till 20 NOK/kg reducerad N-avrinning (variationen var 13-37 NOK/kg reducerad N-avrinning). Utgående från de värden som rapporterats i artikeln kan man beräkna att den privata kostnaden för jordbruksföretagaren varierade mellan 96 NOK/kg och 138 NOK/kg reducerad N-

avrinning (EUR12,8-18,4). Skillnaden mellan privata och samhälliga kostnader beror bl.a. på att stöden subtraherats från kostnadssidan för de samhälleliga kostnaderna.

Sumelius et al. (2005) uppskattade den marginella samhälleliga kostnaden för reducerat nitratläckage genom en 100 % N-skatt i Kroatien på gårdar med intensiv majsodling till negativ, dvs. en samhälligt intäkt. Marginalkostnaden var icke-konstant och ökade med stigande reduktionsnivå.

Variationen i kostnadseffektivitet mellan länderna kan förklaras med skillnader i intensitet, i priser, i produkter, i naturliga förhållanden och i jordbrukspolitik. Ingen av dessa studier har beaktat transaktionskostnader eller övervakningskostnader.

Kvoter. Jordbruket har en lång erfarenhet av kvoter. Mjölkkvoter infördes 1983 i Norge, 1984 i EU inklusive Danmark och 1985 i Finland. Sverige införde ett tvåprissystem för mjölk den 1 juli 1985 (Sumelius, 1987). Den gemensamma jordbrukspolitiken inom EU har sedan länge använt sig av sockerkvoter och obligatorisk träda. I Danmark har kvoter för N-gödsel, s.k. N-kontrakt för jordbrukare införts. Sedan 2002 kan dessa N-kvoter säljas och köpas och användningen av N-gödsling skall minskas med 10 % inom en viss tidrymd. N-kvoterna är diversifierade enligt gröda, t.ex. får man använda 105 kg N/ha inom spannmålsodlingen, 74 kg N/ha inom övrigt åkerbruk, 122 kg N/ha inom mjölkproduktion och 106 kg N/ha inom svinhushållningen. Kvoterna har reducerat användningen av N med 22 %. Det genomsnittliga priset på kvoten har inte varit hög, DKK 28/kg N medan variationen varit stor: 7,9–85 DKK/kg N (Jacobsen 2004). Det visar att mervärdet för ett kg N kan vara mycket olika. Enligt Jacobsen (2004, p. 9) är miljöeffekten av N-kontrakten begränsad och kostnaden per kg N är mycket hög. I den tidigare nämnda studien i Kroatien befanns N-kvoter vara mindre kostnadseffektiva än N-skatter men mer effektiva än produktskatter (Sumelius et al., 2005). Man bör dock observera att inga transaktionskostnader för övervakning, förvaltning och uppföljning beaktats i dessa studier. Övervakningskostnaden av att regler för N-kvoter följs på gårdsnivå kan antas vara betydande.

Miljöstöd. Genom att inrätta ett finländskt system för miljöstöd inom jordbruket i samband med anslutningen till EU år 1995 gjordes ett storskaligt försök att komma tillrätta med näringsavrinningen. Miljöstödssystemet omfattade ca 91 % av gårdarna och ca 96 % av arealen i början av 2000-talet. Miljöstödssystemet stipulerade en rad åtgärder med tanke på miljön, bl.a. maximala gödselmängder för N och P (t.ex. maximalt 100 kg N/ha för vårmete och 90 kg N/ha för fodersäd, 15 kg P/ha för båda) som bara kunde överskridas om markanalys påvisade ett klart behov. Efter att miljöstödssystemet införts mer än halverades användning av konstgödsling med P under perioden 1994/95-2003/2004 (Sumelius, 2005). Det finländska miljöstödssystemets effekt på avrinningen från jordbruket har undersökts i olika faser bl.a. utgående från odlarintervjuer 1994-1999 (Palva et al., 2001) och senare 2002-2003 (Pyykkönen et al. 2004). Resultaten från dessa undersökningar tyder på att det inte skett märkbara förändringar i avrinningen av P och N i de undersökta områdena 1995-2002. I en annan undersökning av Salo et al. (2004) konstaterades näringsbalansen av N (skillnaden mellan införsel och utförsel) ha sjunkit från ungefär 90 kg/ha år 1990 till ca 50 kg/ha år 2002. Trenden har varit sjunkande balanser i alla regioner. Enligt Turtola och Lemola (2004) har man inte kunnat observera skillnader i vattenkvaliteten i vattendragen i åkrarnas omedelbara närhet oberoende av minskat N läckage. Man kan även ställa frågan vad som hade hänt om inget miljöstödsprogram inrättats? Det är fullt möjligt att miljöstödsprogrammet i väsentlig bidragit till att hindra en negativare utveckling (Sumelius 2005). Ett nytt miljöstödsprogram för perioden 2007-2013 har godkänts.

Reformen av den gemensamma jordbrukspolitiken, gårdsstöd och tvärvillkor. Den senaste reformen av den gemensamma jordbrukspolitiken inom EU gjordes i samband

med mellanöversynen 2003. Genom denna reform har en betydande del av EU:s jordbruksstöd totalt frikopplats från produktionen. I Finland och Sverige fördelas största delen av gårdsstödet (i Finland sedan 2006) utgående från stödrättigheter som fastställts enligt den stöddugliga areal som uppgivits i stödansökan. År 2007 varierar stödets storlek i Finland mellan 152,67-246,6 euro/ha beroende på region. En viss koppling till produktion har hållits, som antalet husdjur inom nötköttproduktionen samt i produktionen av stärkelsepotatis. Frikoppling av stödet från produktionen har en negativ effekt på drivfjäders till att producera. Detta kommer förmodligen att minska intensiteten ytterligare, eko-odlingens relativa lönsamhet förbättras sannolikt. Man kan samtidigt fråga sig hur det går med jordbrukets lönsamhet generellt och dess förmåga att upprätthålla produktionen inom vissa produktionsgrenar. T.ex. arbetsförtjänsten i spannmålsodlingen på FADN-gårdarna år 2005 var negativ (-2,7 euro/h) medan den var 3,4 euro/h i medeltal för FADN-gårdarna. Den högsta arbetsförtjänsten 7,7 euro/h uppnåddes inom svinproduktionen (MTT taloustohtori). Tvärvillkoren inom den gemensamma jordbrukspolitiken i EU (eng. Cross compliance) stipulerar vissa odlingsnormer och normer för djurskötsel som bör iaktas för att erhålla gårdsstöd och direkta EU-stöd. Tvärvillkoren omfattar krav på god jordbrukshävd och goda miljöförhållanden, t.ex. vad beträffar konstgödsel, husdjurens välbefinnande och naturvård (Jord- och skogsbruksministeriet, 2006). I många avseende påminner dessa krav om villkoren för miljöstöd. Tvärvillkoren kan betraktas som administrativa styrmedel i motsats till ekonomiska.

3. Ekonomiska effekter av olika åtgärder

Ovan redogjordes för uppskattningar av styrmedlens kostnader på samhälls- och på gårdsnivå. I tillägg till dessa uppskattningar kan man uppskatta kostnadseffektiviteten av olika åtgärder på gårdsnivå. En utmärkt sammanställning över läget i Danmark har gjorts av Jacobsen (2004, s. 8), som uppskattat kostnadseffektiviteten av olika åtgärder inom Vandmiljöplan II. Nedan återges Jacobsens sammanställning av slutevalueringen i Tabell 1.

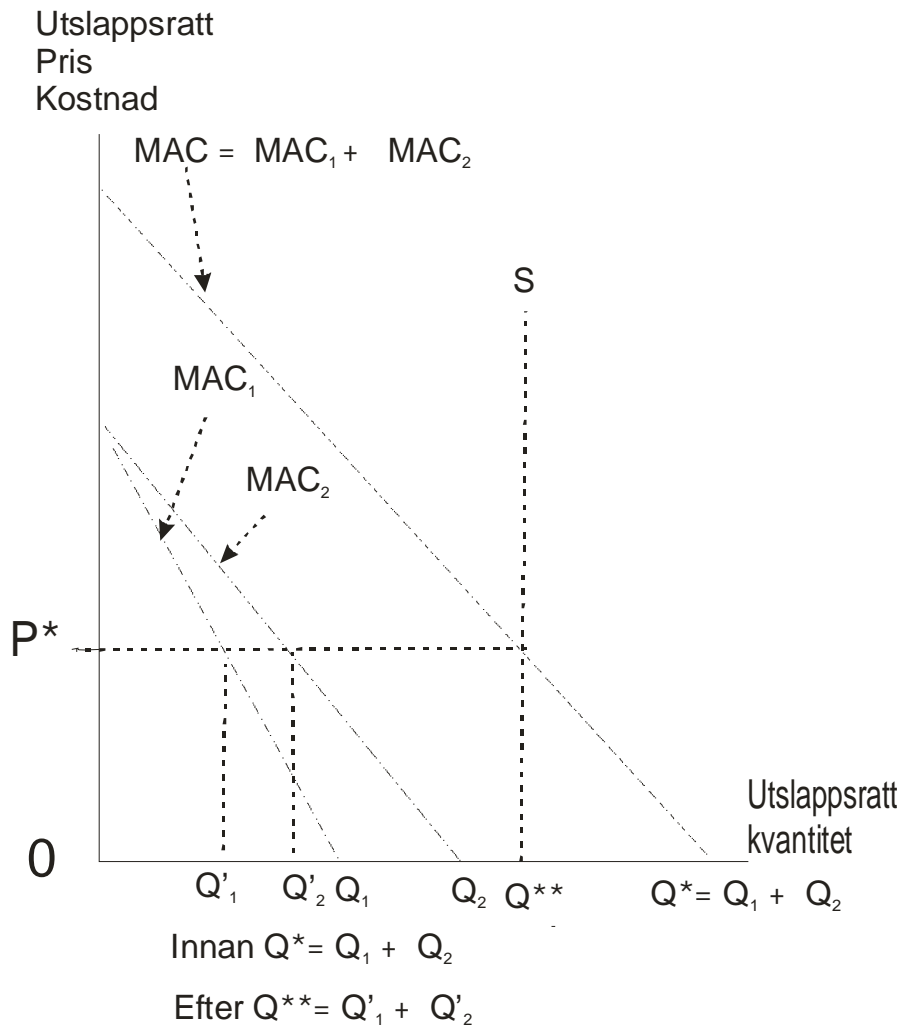
<i>Tabell 1. Kostnadseffektiviteten av Vandmiljöplan II (Jacobsen, 2004)</i>		
	Årlig kostnad	Enhetskostnad för reducerad N-avrinning
	Milj. DKK	DKK/kg N
Våtmarker ¹⁾	5	7
ESA-förordningar	57	81
Skogsplantering ¹⁾	35	44
Ekologiskt jordbruk	104	28
Bättre foderutnyttjande	43	11
Skärpta krav på djurintensitet ²⁾	11	78
Fånggrödor (6 %.)	48	16
Skärpta krav på utnyttjandet av N		
Husdjursgödsel (15 %.)	50	5
Nedsatta N-gödslingsnormer (10 %)	170	13
Sammanlagt	523	15

¹⁾ Beräknat med 4 % räntekrav
²⁾ För mjölkkor från 2,3 djurenheter (DE)/ha till 1,7 DE/ha för svin och växtodlingsgårdar från 1,7 DE/ha till 1,4 DE/ha och för övriga från 2,0 DE/ha till 1,4 DE/ha

Enligt tabellen verkar de minst kostsamma åtgärderna vara skärpta krav på utnyttjandet av N i husdjursgödsel följda av våtmarker, bättre utnyttjandegrad av foder, nedsatta normer för N-gödsling och fånggrödor. Ekologiskt jordbruk intar en mellanplats. Stipuleringar för miljö känsliga områden (ESA, Environmentally Sensitive Areas), skärpta krav på djurintensitet och skogsplantering verkar vara mindre kostnadseffektiva åtgärder i Danmark. Den största totala kostnaden av N-avrinning erhålls genom nedsatta normer för N-gödsling och genom ekologiskt jordbruk. De administrativa kostnaderna för övervakning har inte beaktats. Dessa kostnader för övervakning av diffus belastning kan lätt bli stora.

4. Handel med utsläppsrätter för växthusgaser inom Europeiska Unionen

För att reducera utsläppen av växthusgaser på EU-nivå har EU infört ett system för handel med utsläppsrätter. Den teoretiska bakgrunden till detta system står att hämta i miljöekonomisk teori (Weizman 1974). Enligt teorin för handel med utsläppsrätter (eng. *emission trading permit, marketable emission permits*) garanterar handel med sådana rätter att en av samhället bestämd nivå för utsläpp uppnås kostnadseffektivt då samhällsplaneraren syftar till att uppnå en bestämd minskning av de aggregerade utsläppen men inte har information om kostnadskurvorna för minskningen av utsläppen. Enligt teorin skall inte heller den ursprungliga fördelningen av utsläppsrätterna påverka slutresultatet. Marknadskrafterna ser till att en kostnadseffektiv fördelning av utsläppsrätter för den bestämda utsläppsnivån uppstår. Frågan om ett system med handelbara utsläppsrätter är mer effektivt än ett system med skatter på utsläppen beror enligt Weizman på krökningen hos marginalkostnadskurvan för att minska utsläppen. Handelsbara utsläppsrätter lämpar sig då man vill åstadkomma en bestämd minskning av ett utsläpp till minsta kostnad och då man kan uppskatta storleken på utsläppen. Fördelen med utsläppsrätter är att samhällsplaneraren inte behöver ha information om företagen enskilda kostnadskurvor. Enligt teorin om handel med utsläppsrätter minskar varje anläggning sina emissioner till den punkt att den marginella reduktionskostnaden är lika hög som priset på den handelsbara utsläppsrätten (Baumol och Oates 1988). Detta illustreras för en marknad med endast två företag av figur 1.



Figur 1. Kostnadsminimering med handelsbara utsläppsrätter, modifierat efter Pearce och Turner (1990)

Av figuren framgår att företag 1 till en början släpper ut en mängd Q_1 och företag 2 en mängd Q_2 , dvs. totalutsläppen är $Q^* = Q_1 + Q_2$. Ett system för utsläppsrätter införs så att den totala mängden utsläpp inte får överstiga $S = Q^{**}$. Företag 1 som har låga reduktionskostnader för utsläpp kommer att köpa få utsläppsrätter, dvs. Q'_1 eftersom det är billigare att minska utsläppen. Företag 2 som har höga kostnader för att minska utsläpp kommer däremot att köpa fler utsläppsrätter Q'_2 , eftersom detta är billigare än att minska utsläppen. Den gröna marknaden sköter om att den totala mängden utsläpp blir Q^{**} och att minskningen $\Delta Q = Q^* - Q^{**}$ sker på ett kostnadseffektivt sätt. För att kunna förverkliga ett sådant system måste företagens kvantitativa utsläpp kunna bestämmas och följas upp.

EUs system för handel med utsläppsrätter för växthusgaser (eng. *Emission Trading Programme*, ETS) bygger på denna teori. Tanken bakom systemet är att begränsa utsläppen av växthusgaser till den nivå som stipulerats i Kyotoprotokollet 1997 på ett kostnadseffektivt sätt. Kostnadseffektiviteten skall uppnås genom att utsläppsrätterna mellan anläggningar omfördelas kostnadseffektivt genom handel

inom hela EU. Systemet har varit i drift sedan 1 januari, 2005 (Regeringskansliet 2006). Turkama (2006) beskriver hur systemet inom EU fungerar. Medlemmarna för EU-15 har år 2002 förbundit sig till att minska utsläppen av koldioxid (CO₂) med 8 % från utgångsnivån år 1990. De tio nya medlemmar som antogs till EU år 2004 har egna reduktionsmål som ligger mellan 6 % och 8 %. Detta kan jämföras med målet i Kyoto protokollet för de nordiska länderna. I jämförelse med nivån år 1990 får enligt Kyoto avtalet utsläppen öka 0 % i Finland, 4 % i Sverige och 21 % i Danmark. Två olika faser anges inom EU systemet. Systemet för utsläppsrätter startas genom en inledande, experimentell fas 2005–2007 medan systemet under följande fas 2008–2012 skärps. Under den första perioden är endast handel med CO₂ möjlig. Systemet omfattar ungefär hälften av de totala emissionerna av CO₂ inom EU. Sammanlagt 12 000 anläggningar är förpliktigade att minska sina emissioner. Anläggningar som har ett begränsat antal utsläppsrätter i förhållande till sina emissioner har tre alternativ:

1. Anläggningarna kan minska sina emissioner av CO₂.
2. Anläggningarna kan köpa till utsläppsrätter.
3. Anläggningarna kan täcka sina emissioner genom kreditpoäng man förtjänat genom Kyoto protokollets s.k. flexibla mekanismer.

Inom EUs system för handel med utsläppsrätter har olika sektorer olika utgångspunkter. Vissa sektorer antas öka sin nettoefterfrågan på utsläpp (kraftverkssektorn) medan andra antas sälja sina rätter (industrin). Förverkligandet av systemet för handel med utsläppsrätter innebär ett betydande administrativt arbete för EU länderna, bl.a. utarbetandet av en nationell verksamhetsplan. Varje EU-15 land skulle ha en sådan plan den 31 mars 2004 och varje EU-10 land en plan den 1 maj 2004 (EU 2003, ref. Turkama 2006). Det nationella planeringsarbetet är således betydande. Man kan också anta att företagen satsat en hel del energi på att analysera sina förpliktelser och möjligheter.

5. Om systemgränzers betydelse

I detta avsnitt görs en kombinerad kvalitativ och kvantitativ analys av systemet jordbruk och växtnärläckage till hav i ett

- Regionalt perspektiv inom nation baserat på exemplet Sverige
- Nationellt perspektiv inom EU
- I perspektiv av styrmedel för en hållbar utveckling på en övergripande samhällsnivå, dvs inbegripet aspekter som andra samhällssektorer, konkurrens mellan länder, och andra miljöproblem.

Självklart kan detta ej uttömmande hanteras inom ramen för denna artikel. Dock görs några noteringar som pekar på vikten av dessa aspekter, och hur de analytiskt kan hanteras.

En utgångspunkt är de kriterier för hållbar utveckling och de styrmedel för att nå dem som OECD (2001) föreslog. Detta ger grund att

- Teoretiskt diskutera utformning av styrmedel för att kostnadseffektivt reducera utsläpp av växtnäring till omgivande hav
- Analysera verkliga effekter i systemet Nordens och EUs jordbruk och dess omgivande hav

- Dra några första slutsatser om ett system för handel med utsläppsrättigheter i praktiken kan bidra för att lösa problemet med havens övergödning, och jordbrukets bidrag till detta.

5.1 System för handel med utsläppsrätter och systemnivåer

Systemnivån på vilken handel med utsläppsrätter sker bestäms av på vilken nivå man definierar målfunktionen, dvs på vilken nivå man mäter den begränsade mängd utsläpp som tillåts, mängden Q^{**} i figur 1. Man kan mäta

1. Per produktionsgren inom jordbruk
2. Per samhällssektor, där jordbruk är en sektor
3. Per land
4. För Östersjöregionens avrinningssystem
5. För EU.

Vidare om vi fokuserar jordbruket kan systemgränserna sättas på olika nivåer:

6. Skattning av verkligt bidrag Östersjön
7. Läckage till närmsta vattensystem, vilket blir rotzonsläckage inom jordbruk, dvs läckage ut med vatten från matjordslagret
8. Överskott kväve i gårdens/produktionsgrenens kvävebalans, där detta överskott därefter kan fördelas på ren kvävgas, dikväveoxid, andra kväveoxider, samt ammoniak upp i atmosfären; samt läckage av ammoniumjoner och nitratjoner i vattensystem.

Två ytterligare viktiga aspekter är

9. Om politiken utgår från Östersjöns hållbarhetsgränser, dvs har fokus att landa på en lagom hög tillförsel av växtnäringsämnen, eller ser alla utsläpp som lika skadliga oavsett nivån på den totala tillförseln
10. Hur en politik för reduktion av utsläpp av växtnäring till Östersjön förhåller sig till andra hållbarhetsmål; är reduktion av växtnäring övergripande, eller är det ett politiskt mål som integreras med andra politikområdens mål som t ex klimatpolitiken eller FN:s Millenniummål om global livsmedelssäkerhet.

Här skisseras en teoretisk diskussion om för- och nackdelar för alternativen 1-10. De baseras på data från svenska förhållanden. Detta handlar om 5*3*4 olika kombinationer, dvs 60 olika alternativ. De principiellt viktigaste med fokus på jordbruk hanteras nedan.

Först diskuteras dock metod- och datakvalitetsfrågan. Kvaliteten i använda metoder och data för att beskriva läge och trender för havens växtnäringsituation är avgörande för förmågan att åtgärda havens övergödning, inklusive Östersjön, oavsett val av styrmedel. Därefter diskuteras några av kombinationerna ovan.

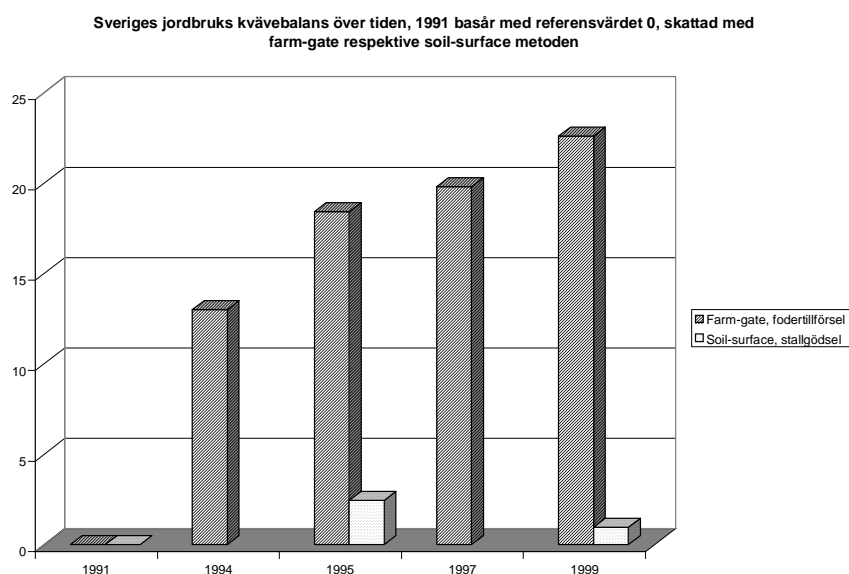
5.2. Metod- och datakvalitet

Det finns två skilda metoder att beräkna jordbrukets kväveflöden.; åkerbalans metoden (soil surface) respektive gårdsbalansmetoden (farmgate balance). Den förstnämnda undersöker flöden till och från åkermarkens yta. Husdjursproduktion existerar i detta system endast via termen ”inflöden via stallgödsel”. Den andra metoden, farmgate metoden, ser på jordbruket som ett system och analyserar in- och

utflöden i systemet jordbruk. Farm-gate-metoden är utvecklad inom OSPAR-konventionen¹, i arbetet för att minska växtnäringsutsläpp till Atlanten.

Dessa metoder ger radikalt annorlunda resultat (se figur 2), därmed har de stor praktisk inverkan på en politik för att minska övergödningen av Östersjön. Frågan om vem som bäst speglar verkligheten, eller om en hybridmodell dem emellan gör det, är därför avgörande för effektiviteten i arbetet att kostnadseffektivt nå målet om friska hav.

Figur 2 visar trenden för kväveinflöden via foder i Sverige 1991 – 1999 skattad med dessa två metoder. Eftersom djurproduktionen ej ingår inom systemgränserna i soil-surface metoden, skattas här kväveinflödet via foder indirekt via förändringen av inflödet av kväve via stallgödsel till åkermarken. Förändring från 1991 söks, varför värdet för 1991 är satt till 0.



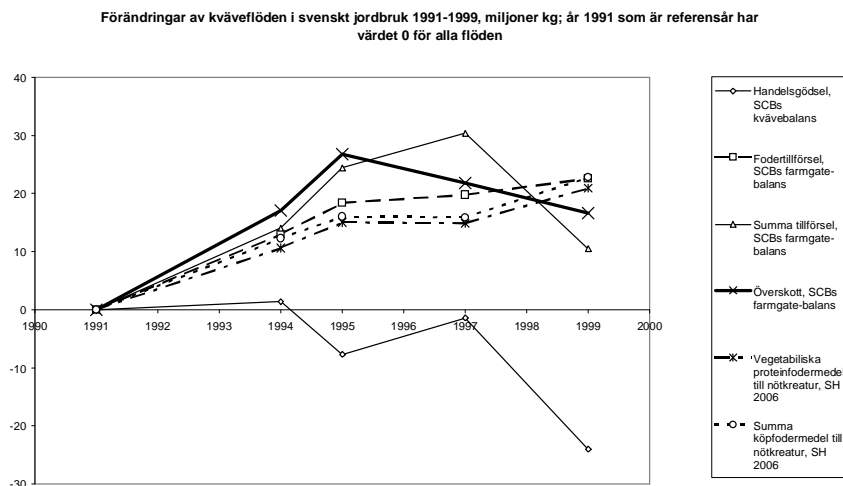
Figur 2. Förändring av Sveriges jordbruks kvävebalans för posten fodertillförsel, skattad via farm-gate respektive soil-surface metoden. Källa: egna beräkningar baserade på SCB (2000 och 2002).

Ökningen av inflödet via foder från 1991 till 1999 är drygt 20 miljoner kg kväve, enligt farm-gate metoden. Enligt soil-surface metoden är förändringen endast någon miljon kg kväve. Orsak till dessa skillnader i resultat är att soil-surface metoden förutsätter att utfodringen av djuren är lika över tiden, varför man uteslutit möjligheten av den snabba ökningen i användningen av sojamjöl och liknande fodermedel till nötkreatur som ägde rum i Sverige 1991 till 1999, när denna foderfraktion ökade med 2,7 ggr (se Hellstrand, 2006). För perioden 1985-1999 beräknas utsläppen av kväve till havet från åkermark i Sverige till 44 miljoner kg. De totala diffusa utsläppen beräknas till 111 miljoner kg. Till detta kommer 24 miljoner

¹ OSPAR-konventionen är nuvarande instrument för internationellt samarbete för att skydda den marina miljön i Nordostatlanten.

kg via punktutsläpp (se Brandt och Ejhed, 2002).² Dvs, 20 miljoner kg mer eller mindre i estimaten till följd av val av metod har betydelse.

Vikten av kvalitet i enskilda data illustreras med figur 3. Den visar förändring av några viktiga kväveflöden i svenskt jordbruk 1991 – 1999, jämte den skattning av det svenska jordbrukets kväveöverskott som blir resultat. Alla värden för 1991 är satta till 0, eftersom det är förändringen jämfört med 1991 som söks.



Figur 3. Förändringar av kväveinflöden 1991 – 1999 via handelsgödsel respektive foder till svenskt jordbruk; summa kväveinflöden; kväveöverskott enligt SCB:s kvävebalans enligt farm-gate metoden; samt förändringar av inflöden via köpfodermedel till nötkreatur och dess fraktion vegetabiliska proteinfodermedel.

1991, som är basår, har värde 0. Källa: egna beräkningar baserade på SCB (2000 och 2002) samt Hellstrand (2006).

Vid framtagandet av figur 3 visade sig följande:

Kväveöverskottet för 1999 underskattas av SCB med 16,5 miljoner kg.³ Korrigering för detta ger att överskottet 1999 var $16,5 + 16,6 = 33,1$ miljoner kg högre än 1991. Efter korrigering för detta kan följande slutsatser dras:

- (i) Denna period har förändringen av det svenska jordbrukets kvävebalans dominerats av förändringar via inflödet via fodermedel.
- (ii) Inom inflödet foder, som försörjer de tre stora kategorierna svin, fjäderfä, nötkreatur, förklaras den allt dominerande delen av trenden denna period av delflödet foder till nötkreatur. Inom denna kategori utgör ca 85 % foder till mjölkkor.

² Brandt, M. & H. Ejhed. 2002. TRK Transport - Retention - Källfördelning, belastning på havet, rapport 5247, Naturvårdsverket.

³ Detta förklaras av att i tabell 2 (se MI SM 0101) posten export fodersäd 16,5 miljoner kg dubbelräknades.

- (iii) Inom foder till nötkreatur förklaras den allt dominerande delen av trenden denna period av förändringar i inflödet via vegetabiliska fodermedel till nötkreatur. Detta är sojamjöl och liknande foderslag. Dessa år ökade användningen av sojamjöl och liknande foderslag med en faktor 2,7. Sålunda, inflödet via denna fraktion ökade med 21,0 miljoner kg kväve, inflödet via allt köpkraftfoder till nötkreatur ökade med 22,8 miljoner kg, och det totala kväveöverskottet i svenskt jordbruk ökade samtidigt med 33,1 miljoner kg (efter korrigering för SCBs dubbelräkning av ett utflöde om 16,5 miljoner kg kväve).

Här kan vi alltså länka miljöproblemet Sveriges jordbruks bidrag till havens övergödning till de miljöproblem som är knutna till produktionen av sojamjöl och andra vegetabiliska proteinfodermedel. För sojamjöl handlar detta om bland annat om avskogning i Sydamerika för att bereda plats för sojaodling. Detta kostar biodiversitet, och bidrar till växthuseffekten, när tidigare lager av kol i skogar oxideras till koldioxid som går till atmosfären. Dvs, en viktig orsak bakom Östersjöns övergödning driver parallellt utarmning av biodiversitet och växthuseffekten. Denna problematik, med den globala animalieproduktionens effekt på växthuseffekten via bl a avskogning, bidrag till degradering av land- och vattensystem, övergödning och försurning, uppmärksammades i FAO-rapporten 2006 "Livestock's long shadow: Environmental issues and options" (FAO, 2006).

Metodfrågan är viktig, vilket illustreras av figur 2. Två metoder ger helt skilda resultat vad gäller tidstrenden för posten kväveinflöden med foder. Den ena visar starkt ökande inflöde, den andra en tämligen konstant nivå samma period, därför att den bygger på antagandet att detta flöde är konstant över tiden. Detta följer av att man antar att över tiden, samma utfodring gäller, när i verkligheten den kraftigt förändrats. Figur 3 visar att förändringen av Sveriges jordbruks kvävebalans 1991-1999 till betydande grad uttrycker trenden för posten inflöden via fodermedel, givet man nyttjar en metod med förmågan att spegla denna trend.

Detta exempel understryker den generella betydelsen att man i en politik för att minska övergödningen av Östersjön och andra hav, använder adekvata metoder. Vidare, eftersom animalieproduktionen har så stor betydelse för hela jordbrukets inriktning, ekonomi, och kväveutsläpp, visar exemplet också vikten av att denna politik baseras på en tillräckligt god husdjursvetenskaplig kompetens.

Likaväl som val av metodik är viktig, är kvaliteten på data viktig. När figur 3 skapades, visade det sig att i den officiella statistiken för det svenska jordbrukets kvävebalans:

- 1999 års kvävebalans enligt farm-gate-metoden störs av att utflödet via export av fodersäd dubbelräknas, felkälla 16,5 miljoner kg kväve⁴
- 2001 års kvävebalans störs av att mängden köpfodermedel till svin enligt officiell statistik detta år är 55 % av mängden för 1999, samtidigt som antalet grisar enligt samma officiella källa är 89 % av antalet 1999. Mängden köpkraftfodermedel till grisar 2001 är 160 miljoner kg lägre än både året före

⁴ Framgår av SCBs kvävebalans MI 40 SM 0101, tabell 2.

och året efter enligt officiell statistik, detta gör att inflödet via foder för år 2001 underskattas med ca 5 miljoner kg kväve, vilket ger en motsvarande underskattning av det totala kväveöverskottets storlek.⁵

- 2003 års kvävebalans störs av att officiell statistik för användning av köpkraftfodermedel till nötkreatur anger att mängden vegetabiliska proteinfodermedel är 300 miljoner kg⁶, medan originalkällan anger 473 miljoner kg.⁷ Differensen motsvarar överslagsmässigt ca 10 miljoner kg i kväveflöde. Igen, detta leder till en underskattning av såväl inflödet som det totala kväveöverskottet aktuellt år.

Med en förändring av de nationella kvävebalansernas överskott med ca 20-30 miljoner kg under 1990-talet är enskilda fel för enskilda flöden på 5-16 miljoner kg betydelsefulla, både för helheten och när man prioriterar åtgärder mellan och inom flöden.

5.3. På vilken systemnivå bör utsläppsrätter definieras?

En sund princip är att lägga en åtgärd likaväl som en styrande mät punkt så nära det mål som åtgärden riktas mot. I Östersjön är den kritiska aspekten Östersjöns övergödning, ej om det är t ex mjölkproduktionen eller sockerbetsodlingen eller färjetrafiken som orsakar övergödningen. Det är också för Östersjöns ekologiska status ointressant om utsläppen kommer från Sverige, Finland eller Polen. Därför bör systemet med handel för utsläppsrättigheter läggas på nivån Östersjöns totala belastning. Allt annat leder till mer eller mindre godtyckligt bestämda volymer på de reduktioner av näringsläckage som skall göras inom olika sektorer, länder och produktionsgrenar, där marginalkostnaden per kg belastning över Östersjöns kritiska belastning kan vara starkt varierande. Detta är ej kostnadseffektivt. Därmed strider det mot de principer för en hållbar utveckling OECDs Ministerråd 2001 (OECD, 2001) formulerade. Där anges som tre viktiga principer.

1. Likhet i tillämpning av miljöpolicies mellan sektorer
2. Kostnadseffektivitet
3. Att beakta ekosystems assimilativa kapacitet.

De två förstnämnda principerna selekterar fram ett system för handel med utsläppsrättigheter på Östersjönivå som det optimala. Den tredje principen syftar till att lyfta fram vikten av att vara varse den typiska karaktären inom ekosystem av tröskeleffekter: Det finns ett uttryck inom systemekologi som säger att man skall räkna med överraskningar, och dessa kommer när trösklar överskrids, därför att man oftast ej i förväg vet var trösklarna ligger. Vetenskapligt beskrivs det i termer av operationella balanspunkter, när dessa rubbas riskerar system att kollapsa; de går över i faser av snabba, irreversibella och oförutsägbara systemförändringar. Ytterst är det detta Östersjöfrågan handlar om: att minska miljöpåverkan tillräckligt mycket och tillräckligt snabbt för att undvika ett kollapsande ekosystem, med för att använda kvällstidningsrubriker ”attackerande mördaralger, hundar som dör vid bad, säldöd, och kraschade torskbestånd”.

Men, det finns också en möjlighetssida i system för handel med utsläppsrättigheter genom att inkludera ekosystems assimilativa kapacitet. Det öppnar för system där

⁵ Jordbruksstatistisk årsbok, olika årgångar.

⁶ Jordbruksstatistisk årsbok 2004.

⁷ Jordbruksverkets foderstatistik för 2003.

aktörer som släpper ut, kan välja att investera i kompensande åtgärder (detta är redan ett begrepp och en åtgärd inom ramen för den svenska miljöbalken). En verksamhet som släpper ut kväve kan då betala till

- en bonde att anlägga en våtmark som tar bort motsvarande mängd kväve ur vattnet
- en musselodling som tar bort kväve, eller
- en fiskodling, där födan utgörs av fiskmjöl från ”skräp”fisk i Östersjön.

Såvitt är bekant finns de två första alternativen i verkligheten. Det tredje diskuterades för ca 10 år sedan som en möjlighet med lokalisering i Åbo skärgård, som en del i ett Interreg-projekt. I det sista fallet ger den försålda mängden fisk ett ekonomiskt bidrag till lokal ekonomi och ger samtidigt ett nettoflöde av växtnäring ut från Östersjön. Genom att rikta fisket för fiskmjölsproduktion mot ”rätt” fiskepopulationer, ger det möjlighet till ett aktivt management av Östersjöns fiskeresurser.

Med ett system där mängden utsläppsrätter definieras via påverkade ekosystems hållbarhetsgränser nås ett läge där man samtidigt får incitament att öka produktionen av hållbarhet, öka den assimilativa kapaciteten, och incitament för dem som belastar att minska sina utsläpp. Incitamenten verkar samverkande i båda ändar av den hållbara utvecklingens gungräda, och tippar den tillbaka mot det hållbara balansläget, förhoppningsvis med maximal ekonomisk hävstångsverkan. Detta bidrar till det läge OECD 2001 efterlyste, där priset speglar positiv och negativ miljö- och hälsoeffekt. Teoretiskt uttryckt, när man på detta sätt i miljöpolitiken (i) utgår från påverkade ekosystems hållbarhetsgränser och (ii) ger incitament att öka produktionen av hållbarhet, kan man skapa en situation där (a) miljöpolitiken utgår från ekosystems hållbarhetsgränser definierade så gott det låter sig göras i naturvetenskapliga termer, och man via ekonomiska styrmedel (b) belönar de som kan påverka ekosystemens förmåga att ta hand om utsläpp att öka denna förmåga. Konsekvensen blir att Q^{**} i figur 1 definieras utifrån god naturvetenskaplig kunskap om ekosystems hållbarhetsgränser, och att de ekonomiska incitamenten att öka produktion av assimilativ kapacitet förflyttar Q^{**} till en hypotetisk punkt Q^{***} till höger om Q^{**} . Dvs, incitamenten gör att aktiva åtgärder vidtas som ökar ekosystemens förmåga att ta hand om utsläpp: Mängden utsläppsrätter som kan handlas ökar, utsläppsbubblans storlek ökar.

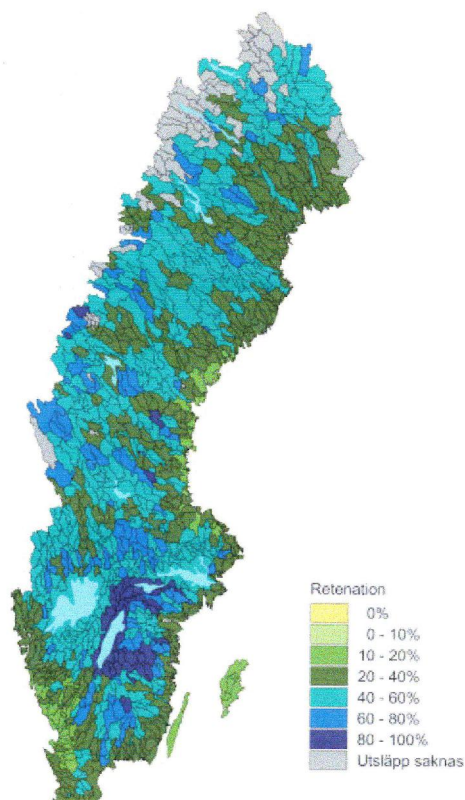
5.4. *Det regionala – nationella perspektivet, exemplet Sverige*

Tre förhållanden av betydelse för att kväveoptimera jordbruket inom ett land är

- Skördenivå
- Läckage per ha åker
- Retentionen.

Retentionen visar den andel av t ex kväveläckage från jordbruksmark som ”försvinner” på väg ut till havet, se figur 4.

Formatted: No underline



Figur 4. Retention av kväve i mark och i sjöar (i%), från källa till hav. Används för jordbruksläckage, utsläpp från enskilda avlopp samt atmosfäriskt nedfall på sjöar som ej ligger i huvudfåran. Period 1985-1999. Figuren ursprungligen publicerad i Brandt och Ejhed (2002).

Retentionen anger hur mycket av kvävet som avskiljs på vägen från källan till havet. För regioner med djupblå färger avskiljs merparten av det kväve som läcker ut från åkermark innan det når havet.

Om kvävebalanser på gårdsnivå vore styrande får man ett läge där mjölkproduktion i Vätterns tillrinningsområde straffas lika hårt som mjölkproduktion i t ex Öland eller Gotland. Detta trots att av utsläppen från gårdar i Vätterns tillrinningsområden, endast 0-20% når Östersjön, medan på Öland och Gotland 80-90% av läckaget från gården når havet. Dvs, för identiska gårdar, förutom lokalisering i region där 9 % av rotzonsläckaget når havet respektive 90 %, skulle ha samma produktionsbegränsning trots en tiofaldig skillnad i faktiskt bidrag till havets övergödning. Jordbruk handlar om att producera där det finns möjligheter. Jordmån återspeglas i markpriser. Detta resonemang pekar fram mot ett läge där ”jordmänen” har vidare betydelse. Då uttrycker markvärden inte bara det kapitaliserade värdet av att producera grödor, utan av att göra detta inom ramen för hållbarhetsgränser i påverkade ekosystem. Dvs, det samhällsekonomiska värdet av den enskilda gårdens miljöpåverkan speglas i gårdens resultat, i priset på dess produkter, och i dess fastighetsvärde.

Tabell 2 visar att de regionala konsekvenserna av vilket synsätt man i detta fall väljer är stora.

Tabell 2. Beräkning av g kväve till havet per kg mjölk producerad för områdena Götalands södra slättbygd dess västra del, Jämtland, samt Sverige

	Jämtland	Götalands södra Slättbygd västra delen	Riket
Läckage kväve per ha, kg ^a	10	47	22
Andel kväve som läcker från gården som når havet ^b	0,4	0,8	0,72
Kväve till havet, kg per ha	4,0	37,6	15,9
Skörd vall per ha kg ^c	3 700	5 310	4 450
Skörd vårkorn per ha, kg ^c	2 630	4 440	3 600
Andel vall, areal ^d	0,94	0,23	0,51
Andel spannmål, areal ^d	0,06	0,77	0,49
Energi i vall, MJ kg ts	10	10	10
Energi korn, MJ kg ts	13	13	13
Skörd energi per ha, MJ ^e	30 810	48 418	38 669
g kväve till havet per skördad MJ energi ^f	0,13	0,78	0,41
g kväve till havet per kg mjölk ^g	1,0	5,7	3,0

^a Se Johansson, H & K. Mårtensson (2002).

^b Skattad från figur 3, ursprungligen publicerad i Brandt & Ejhed (2002), samt för riket beräknad från uppgiften om det totala läckaget från jordbruket i Sverige i samma rapport fördelad på svensk åkerareal och uppgiften om läckage per ha åker i Sverige.

^c SCB (2007).

^d Beräknad från SCB (2007).

^e Beräknad från andel spannmål respektive vallfoder inom berört område, energiinnehållet per kg foder, samt skördenivån.

^f Kväve till havet per ha fördelat på skörd av energi i MJ per ha.

^g Beräknat via behov av energi för en ko som mjölkar 8 000 kg mjölk (ECM), väger 600 kg och producerar under 305 dagar, där det totala energibehovet för produktion och underhåll givet dessa specifikationer fördelas på avkastningen om 8 000 kg mjölk; erhållen energimängd per kg mjölk multipliceras med g kväve till havet per skördad MJ energi.

Baserat på officiella data redovisas i tabell 2 resultaten från en skattning av bidraget till havens övergödning per kg mjölk producerad i Jämtland, Västra Götalands södra slättbygder dess västar delar, samt Sverige.

Fördelar för Jämtland är litet läckage av kväve per ha, samt att en stor andel av läckaget försvinner på vägen ut till havet. Fördel för Västra Götalands södra slättbygder dess västra delar är större skörd per ha växtodling. Eftersom skillnaderna i relativa termer är större i fördelarna för Jämtland än för Västra Götalands södra slättbygders fördelar, landar beräkningen i resultatet att ett kg mjölk producerad i

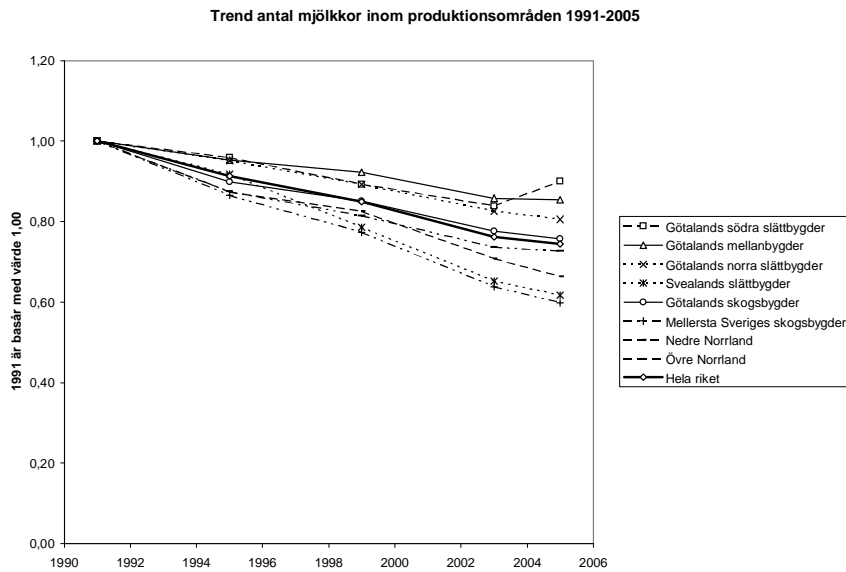
Jämtland läcker 1 g kväve till havet (Östersjön), och ett kg producerad i Västra Götalands södra slättbygder läcker 5,7 g kväve till havet (Västerhavet). Som medel för riket är läckaget per kg mjölk 3,0 g. Resonemanget nedan motsvarar begreppet ekologiskt fotavtryck: Den ekologiska inverkan i omgivande hav är 3 ggr större för mjölkproduktion i Sverige jämfört med mjölkproduktion i Jämtland, den ekologiska inverkan i Västra Götalands södra slättbygder dess västra delar är 5,7 ggr större än i Jämtland. Här antas att den ekologiska effekten av ett kg kväve är identisk i Östersjön och dess olika bassänger, och i Nordsjön. Det ekologiska fotavtrycket mäter den yta av ekosystem som krävs för att hållbart försörja ett system med de naturresurser det förbrukar, och för att ta hand om dess utsläpp utan allvarliga miljöproblem.

Denna regionala variation i mjölkproduktionens miljöutrymmeseffektivitet, där enligt tabell 2 miljöeffektiviteten är 5,5 ggr högre i den jämtländska mjölkproduktionen jämfört med mjölkproduktion i södra Sveriges västliga delar, understryker vikten av att de styrmedel/åtgärder som brukas för att nå målet om friska hav utan övergödning, tar in den regionala variationen i produktion inom jordbruket, läckaget från fält, samt retentionen: Likaväl som jordbruket utgår från den regionala variationen i agroekosystemen, bör miljöpolitik för hållbar jordbruksproduktion utgå från variationen i den yttre miljön och i agroekosystem, och hur agroekosystemen samverkar med övriga ekosystem. Understrykningen i "övergödning" för att betona att haven förvisso behöver växtnäring, men lagom mycket. Haven liksom jordbruk behöver gödas med näring, men ej övergödas.

Intressant är att en budgetmässigt stor åtgärd för att klara det svenska jordbrukets övergödning är programmet Greppa Näringen.⁸ Det verkar inom de områden i Sverige som har störst läckage till havet, södra och västra Sverige. För animalieproduktionen är en huvudåtgärd subventionerad produktionsrådgivning för att effektivisera foderanvändningen. Detta är rätt, här finns samtidigt stora miljövinster och vinster för bondens plånbok att göra. Ett mer rättvist system skulle dock omfatta hela landet.

Figuren 5 visar utvecklingen av antal mjölkkor 1991 till 2005 i olika produktionsområden i Sverige.

⁸ <http://www.greppa.nu/>.

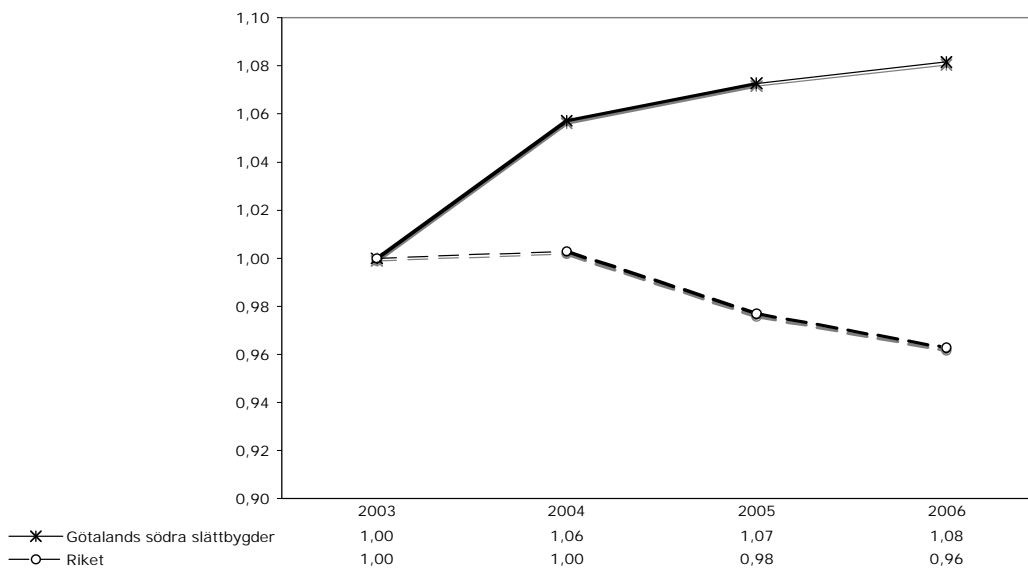


Figur 5. Utveckling av antalet mjölkkor i Sverige och inom produktionsområden 1991- 2005. 1991 är basår med värde 1,00. Källa: Jordbruksstatistisk årsbok, olika årgångar.

För hela perioden 1991 – 2005 är det i de södra delarna av Sverige som mjölkproduktionen bäst håller ställningarna. I alla områden i Götaland utvecklas koantalet lika bra eller bättre jämfört med rikets trend. I Svealand och Norrland, dvs Sveriges mellersta och norra delar, minskar koantalet snabbare än i riket som helhet. Dvs, en regional omstrukturering av mjölkproduktionen pågår från 1991 och framåt från Sveriges norra och mellersta delar till dess södra delar. Figuren indikerar ett trendbrott för Götalands södra slättbygder 2003, från sjunkande till ökande koantal.

Figur 6 detaljstuderar denna utveckling närmre.

Trend antal mjölkkor 2003-2006, enligt Jordbruksstatistisk årsbok, olika årgångar



Figur 6. Trend antal mjölkkor i riket samt Götalands södra slättbygder, 2003-2006.

Som synes förstärks ett budskap i figur 5 ovan. 2003 – 2006 visar en regional omfördelning, där antalet mjölkkor i riket minskar med 4 %, medan de ökar med 8 % i Götalands södra slättbygder.

Mjolkproduktionen minskar i de områden i Sverige där mjolkproduktionen ur perspektiv av andra miljömål rörande kulturlandskap och biodiversitet är en bristresurs, och där man effektivare producerar mjolk relativt det begränsade miljöutrymmet som ges av havens assimilativa kapacitet för växtnäring. Detta gäller Norrland samt mellersta Sveriges skogs- och mellanbygder. Den minskar i de områden i Sverige där idisslare sedan århundraden är huvudvägen för att förädla åkerns grödor till värdefulla livsmedel. Detta därför att i dessa områden växer gräs och klöver bra, men spannmålsgrödorna kan ej konkurrera med skördenivåerna i Södra Sverige.

Greppa Näringens rådgivning förstärker denna regionala omstrukturering genom omfattande subventionerad rådgivning till mjolkproduktionen i södra Sverige. Resultaten i tabell 2 föreslår istället att en effektiv politik att hantera havens övergödning kan vara att stimulera miljöeffektiv mjolkproduktion. Att man i Jämtland då kan producera mjolk 5,7 ggr miljöeffektivare relativt omgivande havs begränsade miljöutrymme vad gäller ekosystemtjänsten assimilativ kapacitet för kväve jämfört med Södra Götalands södra slättbygders dess västra delar, bör då avspeglas i det pris mjolkproducenterna i respektive produktionsområde erhåller. Detta, i enlighet med såväl OECDs syn på effektiva styrmedel för hållbar utveckling, som FAOs övergripande slutsatser om hur man bör åtgärda den globala animalieproduktionens allvarliga miljöeffekter. Subventionerad och omfattande rådgivning enligt modell Greppa Näringen på systemnivån enskilda gårdar, kan vara effektiv för att förbättra enskilda gårdars ekonomi och miljöprestation inom regioner med intensivt jordbruk

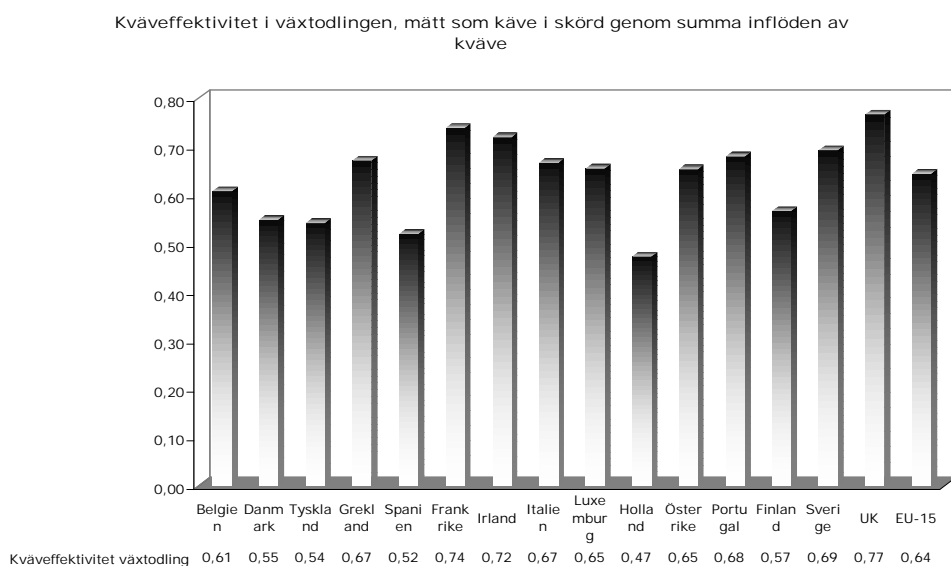
och hög miljöbelastning. Samtidigt är detta i konflikt med OECDs syn på hur man effektivt når en hållbar utveckling och riskerar att på högre systemnivåer motverka en hållbar utveckling, där konkreta exempel på detta diskuteras ovan.

Detta understryker behovet av att förstå samspelet mellan system och systemnivåer, till exempel när man formar en effektiv politik för hållbar utveckling, där havens övergödning är en av flera viktiga aspekter. Nästa avsnitt behandlar samma fråga på nästa systemnivå. Samspelet mellan EU och enskilda länder står där i fokus.

5.5. EU-perspektivet och det nationella, exemplet Sverige

Följande figurer visar resultat från beräkningar av kväveeffektiviteten i jordbruket för länderna i EU-15.

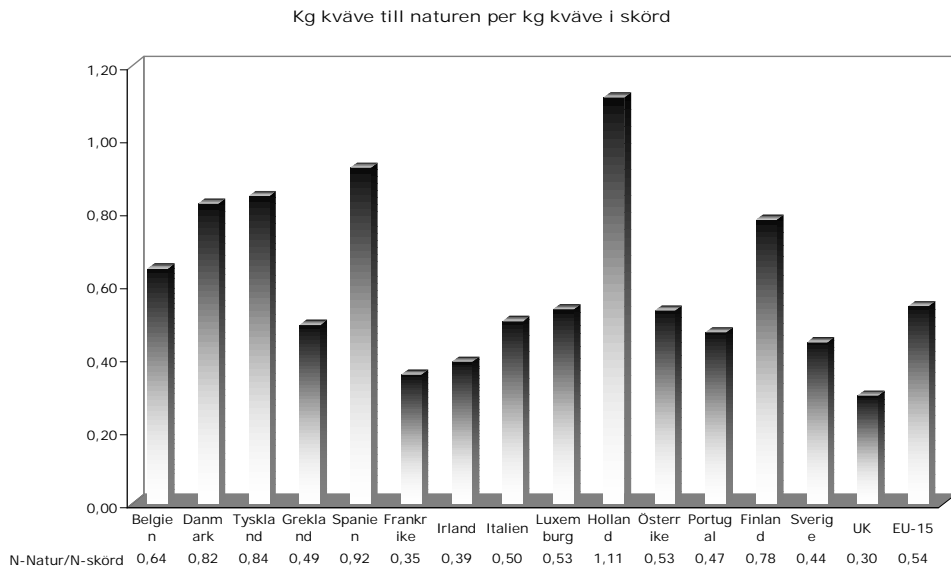
Figur 7 visar kväveeffektiviteten i olika EU-länders växtodling 1997.



Figur 7. Kväveeffektiviteten i växtodlingen 1997 för länderna i EU-15. Källa, egen bearbetning av data i Eurostat (2000).

Från kväveeffektiviteten i figur 7 kan man beräkna mängden kväve ut i naturen per kg kväve i skörd.⁹ Detta är ett samtidigt mått på mängden värdefull naturresurs som används ”i onödan”, och potentiell miljöpåverkan. Figur 8 visar resultaten av denna beräkning.

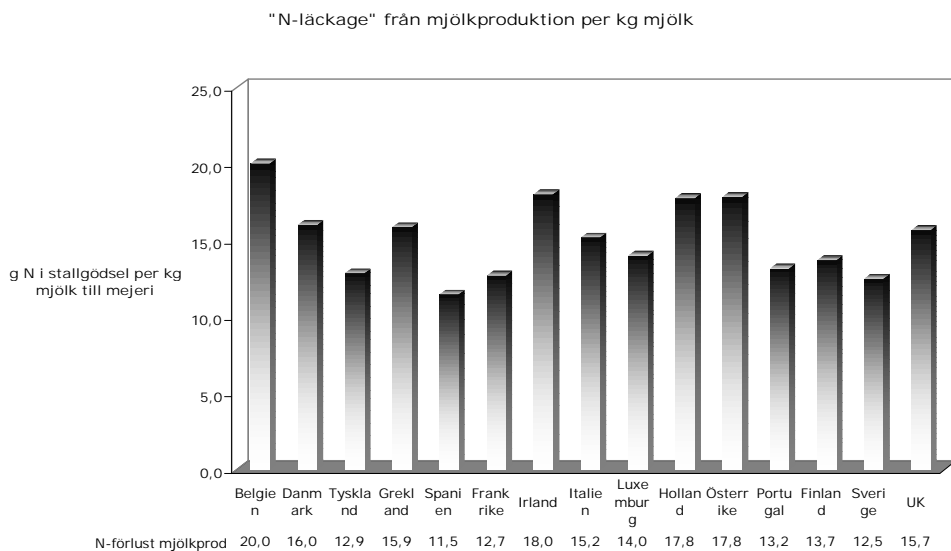
⁹ Kväve ut i naturen per kg kväve i skörd = $(1 - \text{kväveeffektiviteten}) / \text{kväveeffektiviteten}$.



Figur 8. Mängden kväve ut i naturen per kg kväve i skörd för länderna i EU-15. Källa, bearbetning av data i figur 7.

Kommentar

Figur 7 och 8 ger mått på kväveeffektiviteten i växtodlingen. Mjolkproduktion består av två delsystem. Delsystem 1 är den växtodling som via produktion av foder stödjer mjölkproduktionen och också utgör mottagare av den gödsel korna producerar. Delsystem 2 är själva animalieproduktionen. Figur 9 visar kväveeffektiviteten i mjölkproduktionen i länderna i EU-15. Måttet är kväve ut i stallgödsel per kg mjölk levererad till mejeri.

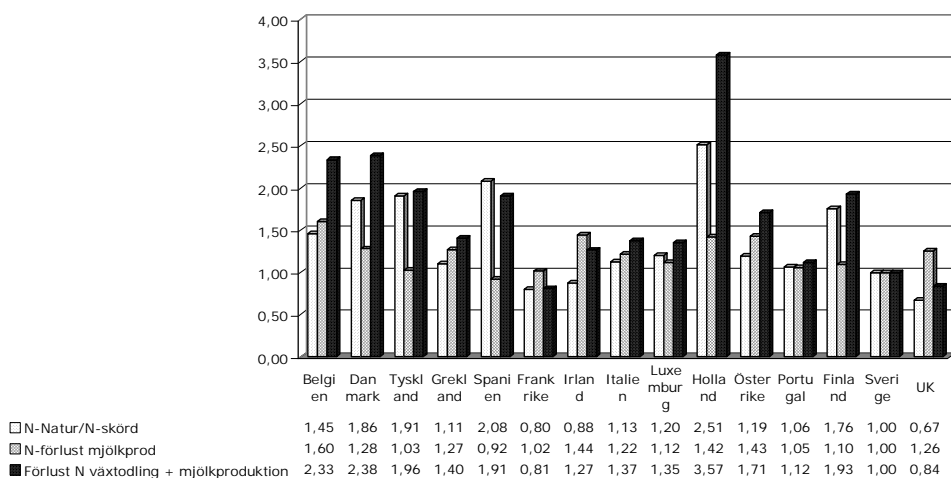


Figur 9. Kväveeffektiviteten i mjölkproduktionen i länderna i EU-15. Måttet är g kväve ut i stallgödsel per kg mjölk levererad till mejeri.

Värdena i figur 9 har beräknats via mängden kväve i stallgödsel per mjölkko (Eurostat, 2000) som har delats med mängden mjölk som levererats till mejeri per ko (Eurostat, 2007¹). Man bör notera att värdena ej matchar varandra perfekt i tiden. Skattningen av mängden kväve i stallgödsel avser 1997, mängden mjölk levererad till mejeri avser 2003. Som jämförelse kan nämnas att mjölken håller ca 5 g kväve i form av proteiner per kg, vilket innebär att i själva djurproduktionen, i mjölkstallet, kväveeffektiviteten varierar mellan 20 och 30 %.

Genom att kombinera informationen i figur 8 och 9 når man information om kväve ut till naturen per kg mjölk levererad till mejeri. Figur 8 ger kväve till naturen per enhet foderkväve från växtodlingen till mjölkproduktionen.¹⁰ Figur 9 ger mängden foderkväve ut i gödsel per kg mjölk levererad till mejeri. Vi antar här att kväve ut i gödsel är kväve ”ut i naturen” (gödsel ut på åkern är i någon mening kväve tillbaka till naturen).¹¹ Genom att för de två måtten, beräkna kväveeffektiviteten i relation till Sveriges, får man konstanter för de olika länderna. Om värdet är större än 1, är förlusten till naturen per kg foderkväve, eller per kg mjölk, så mycket större än vad som gäller för Sverige. Eftersom detta är två på varandra följande produktionssteg, kan dessa konstanter multipliceras med varandra. Produkten visar hur mycket större eller mindre kväveläcket är per kg mjölk i systemet understödjande växtodling och i mjölkproduktionen hoptaget jämfört med nivån i Sverige. Värdena för Sverige är 1,00, se figur 10.

N-förlust per kg mjölk i växtodling plus mjölkproduktion, jämfört med Sverige (värde 1,00)



Figur 10. Kväveförluster per enhet kväve i skörd i växtodlingen; i mjölkproduktionen per kg mjölk levererad till mejeri; samt i hela systemet som summan av

¹⁰ Här antas att kväveeffektiviteten i produktionen av foder till mjölkkor inom varje land är exakt densamma som den nationella kväveeffektiviteten i hela växtodlingen, se figur 7.

¹¹ Detta överskattar läcket per kg mjölk, eftersom en del av kvävet i stallgödsel återbrukas i växtodlingen. Samtidigt, i många länder innebär det sätt man kombinerar stall- och mineralgödsel att det verkliga utnyttjandet av stallgödselns kväve är lågt.

delsystemen växtodling och mjölkproduktion i länderna i EU-15. Kombination av data från figur 8 och 9. Värdena för Sverige utgör referens, varför Sveriges värden är 1,00.

Figur 10 ger intressanta resultat. De indikerar att kväveförlusterna i mjölkproduktionen per kg mjölk är 3,6 ggr större i Holland jämfört med i Sverige, i Danmark är de 2,4 ggr större, och i Finland 1,9 ggr större.

Här diskuteras kväveeffektiviteten i produktionen. Ett annat viktigt mått är i vad mån den totala belastningen ligger inom eller överskrider ekologiska hållbarhetsgränser. Detta kan avse effekter på sötvattenssystem, hav, landekosystem, eller folkhälsa. Nästa avsnitt kommer något att hantera frågan om hur samma utsläpp kan bidra till ett spektrum av miljöeffekter, och vad detta innebär i krav på styrmedel som effektivt främjar en hållbar utveckling. Tabell 3 visar kvävebalanser i jordbruket i några länder inom EU. Det ger en första indikation om jordbrukets tryck på omgivande miljö i dessa länder.

Tabell 3. Kvävebalanser för jordbruk, kg N per ha, Danmark, Holland, Tyskland, Sverige samt EU-15, 1997; källa egen bearbetning av Eurostat 2000

	Danmark	Holland	Tyskland	Sverige	EU-15
Inflöden, summa	246	486	201	114	149
Handelsgödsel	106	184	104	66	75
Stallgödsel	114	265	65	39	56
Varav Nöt	52	171	45	30	34
Gris	58	57	14	5	9
Får och get	1	9	1	1	7
Fjäderfä	3	28	3	2	4
Fixering	8	1	3	4	3
Deposition	18	36	29	5	15
Summa uttag	135	230	109	79	96
Spannmål	73	38	56	39	39
Grovfoder	62	192	54	40	57
Överskott	111	256	92	35	52

Överskottet per ha var i Holland, Danmark, Tyskland, EU-15 år 1997 7,3; 3,2; 2,6; respektive 1,5 ggr större än i Sverige.

En hållbar utveckling handlar om en god ekonomisk och social utveckling inom ekologiska hållbarhetsgränser. Detta innebär att man kombinerar ett effektivt miljöutnyttjande med ett totalt miljöutnyttjande inom naturens hållbarhetsgränser. Två förutsättningar för att nå dit är

- tillräckliga kunskaper för att länka produktionen/konsumtionen till dess verkliga hållbarhetseffekter i de verkliga ekosystem som påverkas, vilket också förutsätter

tillräcklig kunskap om vilka ekosystemtjänster som först bestämmer tillgängligt miljöutrymme

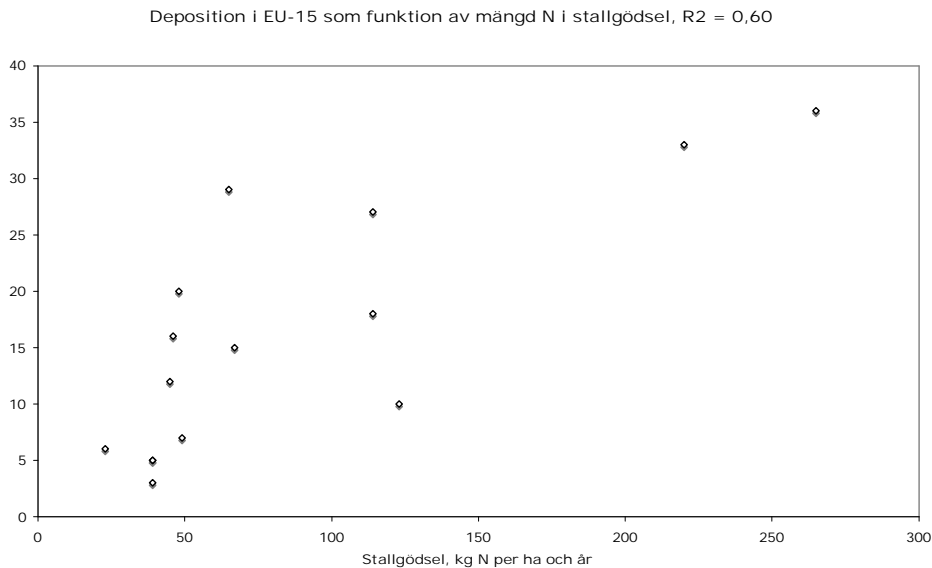
- kostnadseffektiva styrmedel, som stimulerar ekonomisk utveckling inom ekologiska hållbarhetsgränser.

Figur 10 och tabell 3 pekar på slutsatsen att i Europas mest intensiva husdjursproduktionsområden kombineras en lägre miljöeffektivitet med en totalt sett högre miljöpåverkan. Där finns mest att göra för att öka jordbrukets bidrag till en hållbar utveckling inom EU. Vidare pekar figur 10 och tabell 3 på att andra områden inom EU i relativa termer kan få en större betydelse i EUs djurproduktion. Detta är områden som kombinerar högre miljöeffektivitet med lägre total miljöpåverkan. Detta kan också vara ekonomiskt rationellt när de samhällsekonomiska kostnaderna för ett överutnyttjande av miljön internaliseras i priset på produkten. Figur 10 innebär att enkom miljöeffekten bidrag till havens övergödning skulle ge 3,6 högre kostnadspåslag (miljöavgift) per kg mjölk i Holland jämfört med Sverige. Regionalt inom Sverige skulle miljöavgiften per kg mjölk vara 5,7 ggr högre i Södra Götalands södra slättbygder, dess västra delar, jämfört med Jämtland, se tabell 2. För riket skulle miljöavgiften per kg mjölk vara 3 ggr större än i Jämtland. Dessa resultat indikerar också att miljöavgiften per kg mjölk i Holland skulle vara 1,9 ggr den i Västra Götalands södra slättbygders västra delar.

Dock bör man vara försiktig i tolkningen av dessa resultat. Som ett exempel, de bygger på att kväveeffektiviteten i all växtodling i ett land är identiskt lika med kväveeffektiviteten i den del av växtodlingen som försörjer mjölkproduktionen med foder. Detta är en grov förenkling. Likväl, detta är det bästa möjliga som här kan göras med tillgängliga data. Vi menar att detta pekar på en analysväg som bör utvecklas, för att i förväg kunna styra utformningen av regelverket för en handel med utsläppsrättigheter så att det blir kostnadseffektivt och väl understödjer det övergripande målet om hållbar utveckling. Vidare är denna analysgång viktig för att i förväg kunna analysera konsekvenserna nationellt, regionalt, inom avrinningssystem och på gårdsnivå av ett sådant system för att åtgärda havens övergödning. Det är lika ändamålsenligt för motsvarande analys om man väljer andra åtgärder för att minska havens övergödning.

5.6. Om systemgränser: exemplet ammoniak, EU och målet hållbar utveckling

Figur 11 visar depositionen av kväve per ha som funktion av givan kväve i stallgödsel per ha i EU-15. Detta är nära kopplat till sambandet mellan djurtäthet och kvävenedfall. Inom EU-25 är utsläppen av kväve till luft via ammoniak av samma storlek som de totala utsläppen av kväve till luft via kväveoxider, se nedan.



Figur 11. Depositionen av kväve per ha som funktion av givan av kväve i stallgödsel per ha i länderna inom EU-15. Källa, se figur 7.

Figur 11 visar att i länder med störst giva av kväve i stallgödsel per ha är också depositionen av kväve störst. Samvariationen är hög, 60%. Stora givor stallgödsel per ha en funktion av hög djurtäthet. Hög djurtäthet ger flera typer av problem, där vattensystemens övergödning är en typ, övergödning av landekosystem via nedfall ett annat, samt effekter på människors hälsa av stora utsläpp av ammoniak en tredje. När alla externa kostnader internaliseras, minskar konkurrenskraften för djurproduktionen i områden med hög djurtäthet. De kan nu prisdumpa sin produktion genom att vältra sina externa kostnader på miljön och tredje man.

Problemet är reellt: I meddelande från kommissionen (EU-kommissionen, 2005) till rådet och Europaparlamentet för kommissionen rörande tematisk strategi för luftförorening fram följande:

Luftföroreningar är både ett lokalt och ett gränsöverskridande problem, som orsakas av utsläpp av vissa ämnen som antingen ensamma eller genom kemiska reaktioner leder till negativa miljö- och hälsoeffekter.

Ekosystem skadas också av följande: 1) Nedfall av försurande ämnen (kväveoxider, svaveldioxid och ammoniak) som leder till förlust av växt- och djurliv. 2) Överskott av kväve i form av ammoniak och kväveoxider som kan störa växtsamhällen eller läcka ut i färskvatten, vilket i båda fallen leder till förlust av biologisk mångfald ("eutrofiering"). 3) Marknära ozon som ger fysiska skador och sämre tillväxt för jordbruksgrödor, skogar och växter. Luftföroreningar orsakar också skador på materiel och leder till att byggnader och monument vittrar sönder.

Två tredjedelar av de sjöar och vattendrag som övervakas i Skandinavien är fortfarande i riskzonen för surt nedfall och omkring 55 % av alla ekosystem inom EU lider av eutrofiering. Även om den befintliga lagstiftningen tillämpas fullt ut, så kommer miljö- och hälsoproblemen att kvarstå 2020 om inga ytterligare åtgärder vidtas. Jämfört med situationen basåret 2000 kommer man att ha uppnått en minskning på omkring 44 % när det gäller ekosystem med överskott av surt nedfall, men enligt tillgängliga uppgifter kommer minskningen troligen endast att uppgå till 14 % när det gäller områden som påverkas av eutrofiering, eftersom ammoniakutsläppen endast väntas minska marginellt. Prognoserna innefattar dock inte eventuella minskningar av ammoniakutsläppen till följd av reformen av den gemensamma jordbrukspolitiken och andra åtgärder på senare tid. När det gäller skog som påverkas av för höga ozonhalter kommer minskningen endast att uppgå till 14 %.

Om man tittar på hälsoeffekterna i dagens EU, leder PM_{2,5} i luften till att den statistiskt förväntade livslängden kortas med åtta månader, vilket motsvarar 3,6 miljoner förlorade levnadsår. Figur 2 visar att en effektiv tillämpning av dagens politik endast kommer att sänka denna siffra till omkring 5,5 månader (vilket motsvarar 2,5 miljoner förlorade levnadsår eller 272 000 förtida dödsfall). Ozon beräknas leda till omkring 21 000 förtida dödsfall 2020. Detta påverkar livskvaliteten på ett förödande sätt. Barn, äldre och personer som lider av astma eller hjärt- och kärlsjukdomar är särskilt utsatta. I penningtermer beräknas skadorna på människors hälsa år 2020 uppgå till omkring 189-609 miljarder euro per år. Med tanke på dessa kostnader är det ingen rimlig lösning att låta bli att vidta ytterligare åtgärder.

Dvs, i nuläget orsakar utsläpp till luft ca 400 000 förtida dödsfall inom EU, detta via partiklar och marknära ozon. Ammoniak har enligt EU-kommissionen betydelse för

- mängden partiklar som påverkar folkhälsan
- nedfall av försurande ämnen som skadar ekosystem
- övergödning av mark- och vattensystem.

I de trender de redovisar förväntas utsläpp av svaveldioxid, kväveoxider, flyktiga kolväten att minska kraftigt under perioden 1990 till 2020, medan utsläppen av ammoniak förväntas ligga stilla. De kostnader de beräknar för hälsoeffekterna år 2020 motsvarar ett värde om ca 0,65 till 2,1 miljoner Euro per förtida dödsfall. Noterbart är att i mängd kväve var utsläppen via ammoniak 1990 något lägre än utsläppen via kväveoxider i EU-25, för att år 2020 förväntas vara nära 50% större. Dvs, för depositionen av kväve inom EU har ammoniakutsläpp från jordbruk nu stor betydelse, och framgent i relativa termer en växande betydelse.

I Sverige var utsläppen av kväve till luft via kväveoxider 2006 53 miljoner kg (Naturvårdsverket, 2008). Utsläppen av kväve till luft via ammoniak var 2005 43 miljoner kg (SCB, 2007b). Av denna mängd kom 57% från nötkreatur. Antal förtida dödsfall pga utsläpp till luft skattas i Sverige vara ca 5 000 (IVL, 2006). Med EU-kommissionens skattningar svarar dessa dödsfall mot ett samhällsekonomiskt värde om 30 till 95 miljarder kr. Hur stor andel av detta bör kostnadsföras djurhållningens ammoniakutsläpp?

EU-kommissionen lanserar ingen skattning av värdet av luftutsläppens ekosystemsskador. De konstaterar helt enkelt att ”Det finns inget enhetligt sätt att omräkna skador på ekosystem i reda pengar”. De beräknar hälsovinster av sin strategi till minst 42 miljarder Euro, och att dess genomförande kostar 7,1 miljarder.

Huvudslutsatserna från detta avsnitt är följande.

Utfallet av ett system för att med miljöekonomiska styrmedel kostnadseffektivt styra samhällets utsläpp av kväve till hav påverkas av på vilken nivå dessa sätts.

1. Om Sverige går före och skapar ett eget internt system kan detta skada svensk konkurrenskraft utan att miljön vinner särskilt mycket på detta.
2. Om länderna inom Östersjöregionen går före, kan detta gynna Östersjöns tillstånd. Dock ger detta konkurrensnackdelar för de verksamheter inom dessa länder som finns inom Östersjöns avrinningsområde, om ej likvärda system gäller konkurrerande företag inom avrinningssystem med utflöden i t ex Norra Atlanten.
3. Jordbruket har stor betydelse för utsläppen av kväve i vattensystem. Det har också stor betydelse för folkhälsan och markekosystems livskraft via utsläpp av kväve till luft. Detta gör att om likvärda miljöekonomiska styrsystem kan införas för de olika och betydande miljö- och hälsoeffekter en verksamhet bidrar med, får man en multiplikativt förstärkande ekonomiskt styrande effekt. Detta därför att ofta ger utsläpp över naturens (och människors) tålighetsgräns ett spektrum av negativa effekter, där detta ger ett spektrum av vad man kan kalla miljösubventioner för dessa verksamheter, så länge dessa verksamheter ej själva bär sina externa effekter.
4. Rent principiellt bör man eftersträva system som är konkurrensneutrala mellan länder, regioner och sektorer; som utgår från verklig miljöeffekt, och som internaliserar i priset de olika miljö- och hälsoeffekter en verksamhet orsakar. Allt annat riskerar att leda till suboptimeringar.
5. Sveriges välfärdskostnad för luftutsläpp via hälsoeffekter kan baserat på skattningar från EU-kommissionen bedömas ligga i intervallet 30 – 95 miljarder SEK, EUs dito till 1 700 till 5 600 miljarder SEK och detta utan att alla effekter beaktats, såsom t ex produktivitetsförluster (EU-kommissionen, 2005). Ammoniakutsläpp anges explicit som en av orsakerna till dessa hälsoeffekter.
6. Storleken på dessa siffror visar
 - a. situationens allvar
 - b. betonar vikten av att något görs tämligen omgående
 - c. som är genomtänkt.

5.7 Några kommentarer

Nuläget är att det politiska miljöutrymmet i t ex Holland är fullt utnyttjat.

Med det avses att politiken inom nation och inom EU nu sätter gränser som begränsar utsläppen. Som exempel. Enligt Eurostat (2002) är givan kväve per ha enbart från svinproduktion i Zuid-Nederland (NL) 164 kg, i Vlaams Gewest (B) 122 kg, i Oost-Nederland (NL), och i Danmark 61 kg N. Detta kan jämföras med ”nitrat”direktivet som begränsar givan från stallgödsel till 170 kg kväve i känsliga områden. Notera, i t ex Holland dominerar nötkreatur vad gäller total mängd till fälten via stallgödsel.

Enbart stallgödsel från nötkreatur gav i Holland en genomsnittlig giva kväve på 171 kg/ha 1997 Eurostat (2000). Ändock är i vissa regioner, som nämnts, givan kväve via stallgödsel enbart från svin nära den gräns som tillåts.

Samtidigt har en dramatisk prisuppgång skett på mejeriprodukter på världsmarknaden, driven av bl a ökad efterfrågan från Indiens och Kinas växande medelklass. Nya Zeeland och Australien kan ej möta den växande efterfrågan pga torka. Priset på mjölk för mjölkbönder i Värmland ökar under hösten 2007 med 55 öre, att jämföra med en nivå på knappt 3 kr som legat stilla sedan mitten av 1980-talet. Orsaker som angetts av Milkos VD (mejeriföreningen i området) är de ovan anförda.

Mjölproduktionen i Holland kan ej möta den ökande globala efterfrågan, bl a pga sin miljörestriktion pga högt djurantal per ha och stora kväveutsläpp. Hälften av nyetableringarna inom mjölkproduktion i Sverige under senare år är holländska och danska bönder. Detta sker i de delar av Sverige som har de största kväveläckagen. Holländarna och danskarna betalar högre pris än den svenska marknaden; de har andra och högre prislägen hemmavid. Det enklaste sättet för dem att hämta hem sina kostnader är att öka intensiteten i brukandet av sina nya gårdar, med samma teknologi som de använt i sina ursprungsländer. Dvs med den teknologi som drev fram ett miljööverutnyttjande i Holland och Danmark på en helt annan och högre nivå än vad vi nu har i Sverige.

En möjlig förklaring till vad som nu sker kan vara följande. Ökande världsbefolkning och ökande standard förändrar konsumtionsmönster. Mer animalieprodukter efterfrågas, särskilt från Indien och Kina. Särskilt efterfrågan på mejeriprodukter växer snabbt. Växthuseffekten begränsar Nya Zeelands och Australiens möjligheter att möta denna efterfrågan pga torka. Kina kan ej själv öka sin produktion, pga den restriktion tillgången på vatten ger för deras jordbruk. Världsmarknadspriset stiger snabbt. Europas roll för att möta denna ökande globala efterfrågan betydande. Tidigare kostnadsdrivande överskott ("smörberg") elimineras. Områden inom EU med särskilt intensiv animalieproduktion kan ej möta denna ökande globala efterfrågan pga produktionsbegränsningar till följd av växtnäringssläckage till luft och vattensystem. Detta driver dessa länders producenter bl a till Sverige, för att kunna expandera och "tjäna pengar" genom att möta världsmarknadens ökande efterfrågan. Samtidigt, den intensiva västeuropeiska animalieproduktionen beror av stora import av sojamjöl och liknande fodermedel, som dels kostar regnskog och annan skog, dels lika väl kan användas som livsmedel.

Denna beskrivning understöds av de slutsatser som förs fram av EU-kommissionen och av FAO i dokument som redan refererats till i denna artikel. Den visar hur delikat uppgiften är att samtidigt bidra till en hållbar utveckling globalt, stärka jordbrukets och regionernas konkurrenskraft inom EU, och klara jordbrukets miljöanpassning mot mål som växthuseffekt, biodiversitet, övergödning.

En hotbild som närmre bör undersökas är följande:

Det synes som att Sverige nu är på väg att indirekt importera dansk utfodringsfilosofi genom det gemensamma norm- och fodervärderingssystem NorFor som nu av branschen introduceras i Norge, Island, Sverige, Danmark. Figur 8-10 indikerar en lägre kväveeffektivitet i dansk växtodling och mjölkproduktion, som per kg mjölk ger

2,4 ggr högre kväveläckage jämfört med Sverige. Andresen (1994) fann i en jämförelse av olika länders normer, att med danska normer skulle man överutfodra svenska kor som i försök bevisligen mjölkade ca 40 kg mjölk, med foder för ca 7 kg mjölk till, dvs dansk norm skulle ge en kraftig överutfodring. Danska försök är kraftigt överrepresenterade i det underlag från vilket det nya NorFor-systemet utvecklats (NorFor, 2004). Enda oberoende studie som genomförts över utfallet, baserat på verkliga försök, visar också att som direkt effekt ger NorFor ger betydligt sänkt fodereffektivitet. Detta harmonierar väl med Andresens resultat. Vidare premieras sojamjöl framför inhemska proteinfodermedel (Silvfing, 2006). Resultaten innebär också indirekt sänkt utnyttjande av vallfoder. Sålunda, kan det inte uteslutas att svensk mjölkproduktion via ett nytt normsystem som till betydande del uttrycker dansk utfodringsfilosofi, såsom de påverkar danska utfodringsförsök, på bred front mot alla svenska mjölkkor introducerar samma utfodringsstrategi som ger den lägre kväveeffektiviteten i dansk mjölkproduktion jämfört med svensk enligt de resultat som tidigare rapporterats i denna artikel (se figur 9). Uttrycket ”på bred front” motiveras av att de normer som gäller styr utfodringen av alla mjölkkor alla dagar om året i ett land. NorFor-systemet kommer att få ett dominerande inflytande över det svenska och andra nordiska länders utfodring av mjölkkor, med undantag av Finland som står utanför.

Detta avsnitt avslutas med en möjlighetsbild. Hellstrand (2006) fann att ökningen av användningen av köpkraftfodermedel till svenska mjölkkor, särskilt fraktionen sojamjöl och liknande foderslag, 1991 till 1999, innebar för 1991

- ökande nationella ammoniakutsläpp motsvarande ca 15% av de totala nationella i Sverige
- sänkt vinst svensk mjölkproduktion med 840 miljoner SEK
- ökad användning av fodermedel som används som livsmedel till människor fullt ut hade kunnat försörja 6,6 miljoner människor med protein.

Eftersom

- korna totalt sett mjölkade lika mycket som 1991
- avkastningsökningen per ko var ensamma detta decennium som tidigare
- prisrelationerna mellan mjölk och köpkraftfoder var konstanta

kunde detta ej motiveras av ekonomiska skäl. Detta definierar en möjlighet att genom att återvinna samma fodereffektivitet som i början på 1990-talet stärka den svenska mjölkproduktionens hållbarhetsprofil

- ekonomiskt för bönderna
- ekologiskt både vad gäller mjölkproduktionens beroende av soja, och dess tryck på skogar i Brasilien och mjölkproduktionens bidrag till övergödning av svenska vatten
- socialt, genom att ökad fodereffektivitet frigör areal för produktion av livsmedel och därmed gynnar FN:s mål om att minska världssvälten.

Fodereffektivitetens hållbarhetsbetydelse, med fokus på övergödning, utvecklas nedan.

Hellstrand (2006) ger grund för tabell 4.

Tabell 4. Ekonomiska och andra effekter av åtgärder för att minska Sveriges jordbruks bidrag till havens övergödning, genom ökad utfodringseffektivitet. Utgångsläget är situationen 1999 i svensk mjölkproduktion. Åtgärderna ger samma utfodringseffektivitet som 1991.

	Kg, miljoner	N- effektivite t	Andel	Kr, miljoner	Kr Per kg N
Minskning N ut mjölkproduktion	22,8		1,00	1 210	53
Minskning avgång ammoniakkväve	6,8		0,30		
Minskat flöde kväve in växtodling	16,0		0,70		
Minskat upptag kväve växtodling					
Medelkalkyl	10,6	0,66	0,46		
Marginalkalkyl	2,7	0,17	0,12		
Minskat rotzonsläckage					
Medelkalkyl	5,4		0,24		
Marginalkalkyl	13,3		0,58		
Minskade utsläpp N luft och mark					
Medelkalkyl	12,2			1 210	99
Marginalkalkyl	20,1			1 210	60
Proteinförsörjning, miljoner människor	7,21				
Motsvarar soja, miljoner kg	321				
	162				
Brasilien, ha	614 ¹²				
MJ för transport	1 108 ¹³				

Innebörden är att man kan minska rotzonsläckaget av kväve med 13,3 miljoner kg kväve, utsläppen av ammoniakkväve med 6,8 miljoner kg, och samtidigt spara 1,2 miljarder kronor i mjölkproduktionen. Detta genom att gå från den lägre fodereffektiviteten 1999 i Sverige till den högre som var 1991.

Man kan möjligen förstå den sjunkande fodereffektiviteten under 1990-talet i Sverige i mjölkproduktionen som att Sverige tillpassade sin utfodringsstrategi med en högre effektivitet, till den dominerande strategin i de inom EU tunga husdjursproducerande länderna Holland och Danmark efter sitt EU-inträde.

¹² Beräknat från "Närodlat foder till mjölkkor – En kunskapsuppdatering", Emanuelsson, M., Cederberg, C., Bertilsson, J. & H. Rietz. Rapport nr 7059-P, 2006-04-10, Svensk Mjolk.

¹³ Beräknat från uppgifter om andel skörd från olika delar av Brasilien som går på export till Sverige och dess energetiska transportkostnader i "Närodlat foder till mjölkkor – En kunskapsuppdatering", Emanuelsson, M., Cederberg, C., Bertilsson, J. & H. Rietz. Rapport nr 7059-P, 2006-04-10, Svensk Mjolk.

1,21 miljarder anges här som besparing, vilket är 370 miljoner kr mer än vad Hellstrand (2006) fann. Skillnaden förklaras av att Hellstrand (2006) enbart räknar på kostnadsfördyringen på en högre förbrukning av köpkraftfodermedel. De 370 miljoner som här tillkommer förklaras av prisförändringen per kg till följd av den ökade kvaliteten i köpfodret, där merparten i ökningen av den totala mängden köpkraftfodermedel var en ökning av mängden sojamjöl och liknande foderslag. Dvs, Hellstrand (2006) skattade fördyring pga ökad kvantitet. Här tillkommer 370 miljoners kr fördyring pga ökad kvalitet.

Här anges mängd människor som kan försörjas med protein till 7,2 miljoner människor, om svensk mjölkproduktion från 1999 gick tillbaks till samma fodereffektivitet som 1991. Detta är mer än de 6,6 miljoner som Hellstrand (2006) anger. Förklaringen är här att värdet 6,6 hänförs till den ökade användningen av sojamjöl och liknande foderslag, 7,2 är resultatet när man tar med också proteinet via fraktionen spannmålsprodukter i köpfodermedel.

Den yta av mark i Brasilien som skulle frigöras för annan produktion (kan vara livsmedel eller som yta skogar) skattas till 160 000 ha.

Tabell 4 rymmer andra intressanta data. Resultat redovisas för marginalkalkyler respektive medelkalkyler för vad denna vad vi kan kalla re-effektivisering av utfodringen till 1991 års nivå skulle innebära för läckaget från åkerns rotzon. Medelkalkylen är givet genomsnittligt kväveutnyttjande i växtodlingen. Marginalkalylen givet att utbytet på marginalen speglar det ekonomiskt optimala, dvs där kostnaden för ett kg kväve mer exakt motsvarar värdet av den skördeökning det ger. Via skördens kväveinnehåll och den marginella ökningen av skörden per kg kväve mer i gödslingsgiva vid den ekonomiskt optimala gödslingsgivan, kan det marginella kväveutbytet skattas. Om man hypotetiskt plockade bort 16 miljoner kg kväve via stallgödsel till växtodlingen (vad som är kvar efter avgång av kväve i ammoniak till luft), är det det marginella utbytet som gäller: Dessa 16 miljoner kg, dvs ca 6 kg kväve per ha åker i Sverige, är en kvävegiva "på toppen".

Detta understryker vikten av att i miljöpolitiken medvetet utnyttja marginalutbyteskurvan, och detta gäller generellt alla verksamheter. Givet att man ligger på den ekonomiskt optimala utfodringen är på marginalen det ekonomiska utbytet per kg gödsel mer = 0 kr. Det är själva definitionen. När man vid denna punkt något sänker givan minskar skörden relativt sett mycket mindre än gödslingsgivan. Och, samtidigt som en spegelbild av detta, minskar belastningen på miljön proportionellt avsevärt mer. Detta om växtodlingen.

Vad gäller mjölkproduktionen pekar resultaten i Hellstrand (2006) på att man i svensk mjölkproduktion 1999 låg på en intensitet som med marginal passerat ekonomiskt optimum. Detta kan förklaras av att normen från att fram till 1995 under större delen av 1900-talet sökt det läge där man på marginalen når ekonomiskt optimum, sedan 1996 istället syftade till att prediktera avkastningen från foderintaget.¹⁴

¹⁴ Jämför Spörndly, R.: 1999, *Fodertabeller för idisslare 1999*, Rapport 247, inst. för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala och Andresen. N. K.; 1994, *Fodrets energivärde vid ökande foderintag*. SLU Info Rapporter, Husdjur 76, Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala å enassidan med Nannesson et al.'s sätt att hantera normen, där samma synsätt återkommer i Wiktorssons intensitetsförsök, och i underlaget till den nya fodermedelstabellen 1989; se

Detta framgår när man jämför synen på marginalutbytet betydelse för den ekonomiskt effektiva utfodringen av mjölkkor i å ena sidan Spörndly (1999) och Andresen (1994) som uttrycker det synsätt som präglade normen till mjölkkor fr o m 1996, med Hellstrand (1989), Nanneson et al. (1945, femte upplagan), Wiktorsson (1971, 1979). De senare visar hur marginalkostnadstänkandet under större delen av 1900-talet var den centrala utgångspunkten bakom energinormen i svensk mjölkproduktion. Andresen, ett arbete av en agronomstuderande, gav den teoretiska grunden för den ändrade energinormen 1996. Motiv att överge marginalkostnadstänkandet som bärande princip för energinormen anges ej.

Detta är en radikalt annorlunda målformulering, vars innebörd det inte här finns utrymme att närmre analysera. Konsekvensen är att normen dvs sättet man beräknat kossors foderbehov efter 1996 saknar möjligheten att begränsa fodergivor till det ekonomiskt optimala. Samma sak gäller det gemensamma normsystem som nu införs i Norden, exklusive Finland (se NorFor 2004). Även här sätts målet till ett system med förmågan att prediktera avkastning från foderintag, ej till att via en kunskap om marginalutbyten styra utfodringen till den ekonomiskt optimala.

Hellstrand (2006) skattar energiöverutfodringen i svensk mjölkproduktion år 1999 till 18 %. Detta motsvarar en överutfodring med 26 % energi för mjölkproduktion, efter det att man tillgodosett mjölkors behov för underhåll.

En analys av underlaget till Norfor och det försöksmaterial från vilket det konstruerats (NorFor, 2004), leder till slutsatsen att NorFor förväntas öka energibehovet per kg mjölk vid en avkastningsnivå om 35 kg per ko och dag med 18%.

Silfvings (2006) resultat innebär att NorFor ger upp till 12 -16% högre energibehov per kg mjölk för en given avkastning än vad kor i verkligt försök faktiskt konsumerade.

Resultaten i Andresen (1994) i hans prövning av dansk norm innebär att kor som enligt svensk norm producerar för 40 kg mjölk, behövde 27 % energi mer per kg mjölk. För holländsk norm var utfallet likartad men på lägre nivå.

Wiktorssons intensitetsförsök på 1960- och 1970-tal innebär att när man ökade den genomsnittliga energigivan per kg mjölk med 25 % över det ekonomiskt optimala , så var marginalutbytet 10 ggr lägre än medelbehovet energi för mjölkproduktion (Wiktorsson, 1971, 1979; Hellstrand, 1989).

Detta bekräftar slutsatsen i Hellstrand (2006). I svensk mjölkproduktion finns ett betydande utrymme att genom att återgå till en marginalekonomiskt optimal fodergiva

”Jordbruksekonomi för jordbrukets ungdomsskolor och för självstudium”, L. Nanneson professor vid Lantbrukshögskolan, Hjalmar Nilsson agronom och rektor vid Alnarps Lantbruks-, Mejeri- och Trädgårdsinstitut, G.R. Ytterborn, Agronom och Överdirektör och Chef för Kungl. Egnahemsstyrelsen; Femte omarbetade upplagan; Godkänd av Kungl. Lantbruksstyrelsen; Stockholm 1945.

Wiktorsson, H. 1971. Studies on the effect of different levels of nutrition to dairy cows. Swedish J. Agric. Res. 1:83; Wiktorsson, H. 1979. General plan of nutrition for dairy cows. I Feeding strategy for the high yielding dairy cow (red W. H. Broster & H. Swan), London; Hellstrand, S. 1989. Bakgrund och kommentarer till 1989 års fodermedelstabeller och näringsrekommendationer för idisslare. Rapport 191, inst. för husdjurens utfodring och vård, SLU. Uppsala.

samtidigt spara pengar för bönder och minska trycket både på Brasiliens skogar och på Österjöns och Nordsjöns övergödning. Detta utrymme kan vara än större i t ex Danmarks och Hollands jordbruk.

Sålunda, genom att medvetet i politik för att begränsa jordbrukets bidrag till havens övergödning inom länder och inom EU

- nyttja marginalutbyten inom växtodling och djurhållning
- ta hänsyn till retentionen i vattensystem
- ta hänsyn till i vad mån olika produktionsområden bidrar till en miljöbelastning över eller inom tillgängligt miljöutrymme

finns stora möjligheter att sänka kostnaderna för att nå detta miljömål. Det är till och med så att under ett långt intervall kan man öka böndernas vinst och minska miljöbelastningen.

Genom att samtidigt integrera denna del av miljöpolitiken med den som avser att begränsa försurande och övergödande nedfall via ammoniak och kväveoxider, samt miljöpolitik för att begränsa hälsoeffekterna av utsläpp av kväveoxider och ammoniak, kan stora synergieffekter nås mellan olika delpolitikområden av stor betydelse för en övergripande generell hållbarhetspolitik.

Det är en utmaning för vilken typ av styrmedelsarsenal som helst för att begränsa havens övergödning att ta in dessa skilda aspekter. Möjligen finns en större flexibilitet inom området miljöekonomiska styrmedel att klara denna uppgift väl. Möjligen kan system för handel med utsläppsrättigheter då bidra. Avgörande för framgång är hur regelverket sätts, samt kvaliteten i metodik och data för uppföljning.

6. Erfarenheter av utsläppsrätter med CO₂ enligt Stern rapporten med tanke på ett system med utsläppshandel för jordbruk

Det är ännu för tidigt att avgöra hurudant det slutliga resultatet av EUs system för handel med utsläppsrätter kommer att bli. I den s.k. Stern Rapporten (Stern Review on the Economics of Climate Change) har man sammanställt en del slutsatser om erfarenheterna av utsläppsrätter med CO₂. Eftersom det finns tankar på att inrätta någon form av utsläppshandel för att rädda Östersjön är det viktigt att ta del av erfarenheterna med EUs system för handelsbara utsläppsrätter med växthusgaser. Med tanke på ett system med handelsbara utsläppsrätter applicerat på växtnäringssämnen kan följande erfarenheter omnämnas speciellt i Stern rapporten. Slutsatserna från Stern rapporten är återgiven med kursiverad text. Under slutsatserna har våra kommentarer sammanställts med tanke på ett motsvarande system för handelsbara utsläppsrätter för växtnäring, bl.a. för jordbrukssektorn.

1. Det är viktigt att ställa internationellt överenskomna kvantitativa mål för hur stort atmosfärens CO₂ förråd skall vara.

Detta mål bör formuleras innan systemet omsätts i praktiken. Genom Kyoto protokollet hade man formulerat varje lands skyldigheter i frågan om minskning av CO₂ utsläpp. På motsvarande sätt skulle givna kvantitativa överenskommelser mellan Östersjöländerna om nedskärningar göras. Utsläppen borde kunna uppskattas för detta ändamål.

2. I teorin fungerar handelsbara utsläppsrätter som signaler för minskning av utsläpp.

I teorin fungerar handelsbara utsläppsrätter så att ett specifikt företag köper utsläppsrätter då kostnaden för att minska utsläppen överstiger priset på utsläppsrätten. Den kritiska frågan är dock hur man kan mäta utsläppen från diffus belastning som jordbruk. Kan utsläppen inte mätas från förorenaren så är det svårt att kontrollera att utsläppen stämmer överens med utsläppsrätter.

3. Skatter och utsläppsrätter höjer medvetandegraden om problemen

Styrmedel har ofta en opinionsbildande effekt och kan påverka individernas värderingar.

4. Nationellt och regionalt kan olika regeringar välja den utformning av politiken/styrmedlen som passar dem bäst

Inom EUs system för handelsbara utsläppsrätter har man kunnat bevara svängrum för den nationella politiken att forma styrmedlen på ett nationellt sett vettigt sätt. Detta är dock ett tveeggat svärd som har både en bra och en mindre bra sida. Politiken blir mer flexibel men möjligheten till egen utformning av politiken rymmer samtidigt risken att nationella specialtolkningar motverkar det övergripande målet.

5. Både skatter och utsläppsrätter kan användas för att skapa ett explicit pris på koldioxid, direkt reglering för att skapa ett implicit pris

Detta riktigt, men frågan hur man mäter utsläppen kvarstår.

6. För alla dessa instrument är det viktigt att följande kriterier uppfylls för att politiken skall vara effektiv: trovärdighet, flexibilitet, och förutsägbarhet

Trovärdigheten är viktig för utsläppsrättsinvesteraren. Det gäller för investeraren att vara säker på att nya utsläpp inte tillåts gratis i framtiden. Flexibilitet innebär att politiken måste kunna ändras utifrån ny information om utsläppen. Politiken måste kunna vara förutsägbar, annars riskeras investeringsbesluten att fördröjas till följd av osäkerhet. Förutsägbarhet innebär att aktörerna måste kunna förutse under vilka omständigheter politiken kommer att förändras och procedurerna för denna förändring. Att skapa trovärdighet för politiken tar tid. För att dra nytta av fördelarna med ett system med försäljbara och köpbara utsläppsrätter krävs djupa och likvida marknader och väl planerade regler. Det är viktigt att skapa gemensamma incitiv för olika sektorer. En viktig del av trovärdigheten är att den bygger på en god naturvetenskaplig grund för förslag där man ej förenklar lösningar med avseende komplexa system så långt att de blir meningslösa.

7. Kan den gröna marknadskraften bidra till att rädda Östersjön genom ett system med handelbara utsläppsrätter för jordbruk?

Rubriken för denna artikel ställer frågan om den gröna marknadskraften kan bidra till att rädda Östersjön, underförstått genom ett system av handelbara utsläppsrätter. I teorin är svaret ja, i praktiken är problemen avsevärda. Ett system med handelsbara utsläppsrätter kräver att varje företag skall kunna handla om utsläppsrätterna utgående från sin egen kostnadsfunktion för att reducera utsläppen. Samtidigt borde reduktionen i utsläpp kunna mätas eller approximeras. Den grundläggande idén med handelsbara utsläppsrätter är den att ett visst företag minskar sina utsläpp intill den punkten att kostnaderna för reduktion av utsläpp överstiger den handelbara utsläppsrätten. Kan man mäta utsläppen så räcker detta, företagen handlar med utsläpp som bestäms av marknaden och så länge det är billigare att minska utsläpp än att köpa utsläppsrätter handlar företagen enligt detta. På så sätt uppstår en kostnadseffektiv fördelning av utsläppsrätter mellan olika företag. Genom att kontrollera totalnivån kan den totala utsläppsmängden minskas. Ett system med utsläppsrätter förutsätter således att utsläppen kan uppskattas. Jordbruksföretagen

kännetecknas av att utsläppen varierar med en mängd fysiska, biologiska och ekonomiska faktorer som nederbörd, jordart, lutning på åker, årstid, gröda, produktionsinriktning, spridningsteknologi för gödning, intensitet, priser och efterfrågan. De flesta av dessa faktorer är olika för olika företag och olika skiften vilket gör det svårt att uppskatta utsläppen direkt. T.ex. Horan och Shortle (2002, p. 25) noterar att litteraturen om handelsbara utsläpp är av begränsad relevans för jordbruk eftersom utsläppen i allmänhet inte kan mätas.

En möjlighet är att utgå från *näringsbalanserna* inom de olika produktionsinriktningarna (mjölk, kött, spannmål) som en approximation av utsläppen. Med näringsbalans förstås här gårdsbalansen (eng. *farm gate balance*) eller skillnaden mellan införsel av N och P i form av handelsgödsel, stallgödsel, köpfoder, köpt utsäde, köpta kreatur, biologisk fixering samt atmosfärsikt nedfall och utförsel i form av sålda växt- och djurprodukter eller bortförda växtrester och stallgödsel (Pirttijärvi 1998, p 19). Systemet skulle då grunda sig på en bokföring av ovan nämnda näringsflöden till och från varje gård och en motsvarande kontroll av myndigheterna. Överskott av N eller P på näringsbalansen skulle motsvara en försäljbar utsläppsrätt. Man skulle fastställa vissa tak för N och P för den totala näringsbalansen och skulle sedan handla med överskott av N eller P på näringsbalanser. En referensnivå som motsvarar en hållbar nivå kunde fastställas (t.ex. xx kg N/ha) och handeln skulle beröra överskottet. Frågan av vad som utgör en hållbar nivå beror på:

1. Vilken den naturliga nivån är?
2. Vilket ämne det är fråga om, N, P eller något annat ämne?
3. Hur stor retentionen är. Samma utsläpp från identisk lika jordbruk har en helt olika sluteffekt i slutrecipienten beroende på var i avrinningsystemet det äger rum.

Vårt förslag är att utgå från tillåtet överskott per ha och med samma gräns oberoende av odlingssystem. Denna nivå definierar jordbrukets utsläppsutrymme och utsläppsrätterna volym. Motsvarande fördelning kan göras för andra sektorer. Därefter införs handel med utsläppsrättigheter, köp eller sälj. Man bör dock hålla i minnet att det finns en risk att köpstarka sektorer slår ut svaga och köper upp utsläppsrätterna.

För att exemplifiera hur ett system med utsläppsrätter skulle fungera i praktiken refererar vi till en studie av Krumalova och Bäckman (2006) som inom ramen för Beras-projektet genom lineära programmeringsmodeller estimerat skuggpriserna för N på två ekologiska gårdar i kommunen Juva i södra Savolax. Dessa skuggpriser och motsvarande näringsbalanser återges i tabell 3.

Tabell 3. Skuggpriser för N i näringsbalansen för två ekologiska gårdar i Juva (Krumalova och Bäckman, 2006) ¹⁾

Näringsbalans (kg N/ha)	Gård 1		Gård 2	
	Skuggpris (€N kg/ha)	DE/ha ²⁾	Skuggpris (€N kg/ha)	DE/ha
25	26	0.5	55	0.6
35	26	0.6	45	0.6
50	23	0.8	34	0.8

- 1) Antaganden utgår från att ingen export av stallgödsel är möjligt, att växtföljderna är fria och att import av foder möjlig. På gård 1 kan åkern alternativt användas för att odla grödor för försäljning medan åkern på gård 2 kan endast användas för odling av foder till eget behov.
- 2) DE = djurenheter

Tolkningen av skuggpriserna är följande. Värdet av ett ytterligare kilo N i näringsbalansen för gård 1 är 26 euro/kg N, för gård 2 är det 45 euro/kg. I teorin skulle det således löna sig för gård 2 att köpa rättigheter så länge priset understiger 45 euro/kg N om referensnivån är 35 kg N/ha. På motsvarande sätt skulle det löna sig för gård 1 att sälja utsläppsrätter så länge priset överstiger 26 euro/kg N. De handelsbara N-utsläppsrätterna skulle kunna handlas av alla mjölkgårdar. På så sätt skulle varje mjölkgård inhandla eller sälja utsläppsrätter utgående från sitt specifika skuggpris på överskottet i näringsbalansen. Motsvarande handel kunde inrättas inom andra produktionsinriktningar som var och en skulle motsvara olika sektorer i EUs system för handelsbara utsläppsrätter. Ett system för handelsbara rättigheter med P kunde också inrättas. I teorin träder den gröna marknadskraften in och räddar Östersjön.

Det ovan skisserade systemet löser eventuellt problemet med hur man kunde mäta utsläppen Kan system i övrigt fungera? Vi ser följande svårigheter:

1. Svarta marknader för insatser kan också uppstå. Man bör grundligt överväga om det går att undvika dylika.
2. Förutom de direkta kostnaderna på gårdsnivå kan vi räkna med avsevärda transaktionskostnader. Det gäller framför allt administrativa övervakningskostnader för att övervaka de gårdsvisa kvoterna. Dessa kostnader måste vägas mot de fördelar man har av minskade utsläpp och bättre vattenkvalitet samt en minskad avrinning av N och P till Östersjön och vattendragen. Vi menar dock att administrativa och samhällsekonomiska kostnaderna inom detta system baserad på marknadskrafter troligen är lägre än ett reglerat system som ger samma nytta i form av förbättrad kvalitet i Östersjön och i vattendragen.
3. Vi skall inte heller glömma att också jordbruksföretagarna kommer att ha kostnader för att ta reda på sina näringsbalanser. Detta handlar dock i grunden om tillräckligt bra växtodlingsplaner som samtidigt är ett effektivt redskap för lönsam växtodling.
4. För övrigt bör alla de punkter som omnämnts i avsnitt 5 noga övervägas. Mycket är vunnet om man på förhand inser de svårigheter som kan uppstå då man inför ett gigantiskt system av den typ som ETS representerar.
5. Problem med alternativ N-försörjning t ex genom biologisk kvävefixering vilket kan leda till ökad urlakning.

8. Fortsatt forskning.

Kärnan i den gröna marknadskraften är ambitionens att utveckla ett system för handel med utsläppsrätter där den totala utsläppsvolymen som handlas för definierats enligt en naturvetenskaplig analys av var hållbarhetsgränsen för slutrecipienten ligger, i detta fall vattendragen. Vi har i avsnitt 6 skisserat en möjlig utgångspunkt för att utveckla ett sådant system. Sedan är det ett demokratiskt tillsatt organ som tar det politiska beslutet om hur stor volymen av utsläppsrätter skall vara. I detta system tas i beaktande både effekten av utsläppen, dvs. konsumtionen av miljöutrymme, och assimilativ kapacitet, dvs. det ekologiska systemets förmåga att uppta utsläpp på ett hållbart sätt. I detta system bestäms priset på utsläppsrätterna av marknadsmekanismen. Till detta behövs inte administratörer eller planerare. Fortsatt forskning bör ta sikte på att omsätta den teoretiska kunskapen om utsläppsrätter till ett praktiskt genomförbart system som skulle förbättra situationen med tanke på Östersjön.

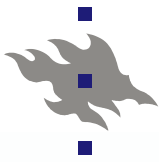
Referenser

- Andresen, N. K. 1994. Fodrets energivärde vid ökande foderintag. SLU Info Rapporter, Husdjur 76, Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Baumol, W.J.: & Oates, W. E. 1988 The theory of environmental policy. 2nd ed., USA: Cambridge University Press. 296 p.
- Brandt, M. & H. Ejhed. 2002. TRK Transport - Retention - Källfördelning, belastning på havet, rapport 5247, Naturvårdsverket.
- Bäckman, S. 1999. Literature Review on Levies and Permits: pp. 41-62 i "Economic Instruments for Nitrogen Control in European Agriculture", red H. van Zeijts, CLM 409, Utrecht, 246 p.
- EU-kommissionen. 2005. KOM(2005) 446 slutlig. Bryssel den 21.9.2005.
- Eurostat. 2002. Statistics in focus, Agriculture and Fishery, Eurostat: Theme 5 – 26/2002; A high-performance pigmeat industry with an environmental impact.
- Eurostat. 2000. Nitrogen balances in Agriculture, Statistics in focus, theme 8 – 16/2000.
- Eurostat. 2007.
http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page?_pageid=0,1136206,0_45570470&_dad=portal&_schema=PORTAL, hämtat 2007-04-11.
- FAO. 2006. Livestock's long shadow: <http://www.fao.org/ag/magazine/0612sp1.htm>.
- Finlands miljöcentral
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=206453&lan=fi&clan=sv> . Sidan använd 17.092007.
- Frykblom, P. 1998. *Questions in the contingent valuation method – five essays*. PhD thesis, The Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Granstedt, A., P. Seuri och O. Thomsson. 2004. *Effective recycling agriculture around the Baltic Sea*. Ekologiskt Lantbruk nr.41. SLU.
- Grant, R. och Waagepetersen J. 2003. Vandmiljöplan II – slutevaluering, Danmarks Miljøundersøgelser Miljøministeriet, Danmarks Jordbrugsforskning Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. ISBN: 87-7772-776-2. 32 p.
- Gren, I-M., K. Elofsson och P. Jannke. 1997a. *Cost-Effective Nutrient Reductions to the Baltic Sea*. Environment and Resource Economics No. 10: 341-362.
- Gren, I-M., T. Söderqvist och F. Wulff. 1997b. *Nutrient Reductions to the Baltic Sea: Ecology, Costs and Benefits*. Journal of Environmental Management Vol. 51, Issue 2, p. 123-143.
- Hellstrand, S. 1989. Bakgrund och kommentarer till 1989 års fodermedelstabeller och näringsrekommendationer för idisslare. Rapport 191, inst. för husdjurens utfodring och vård, SLU. Uppsala.
- Hellstrand, S. 2006. A Multi-Criteria Analysis of Sustainability Effects of Increasing Concentrate Intensity in Swedish Milk Production 1989-1999. Environment, Development and Sustainability, Kluwer Academic Publisher, Volume 8, Number 3, Pages: 351 – 373.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. Annu. Rev. Ecol. Syst., 4:1-23.
- Holling, C.S., 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. In: W.C. Clark and R.E. Munn (Editors), Sustainable Development of the Biosphere. Cambridge University Press, Cambridge.
- Horan, R.D. & Shortle, J.S. 2001. Environmental Instruments for Agriculture: Shortle, J.S. and Abler, D. (eds.). *Environmental Policies for Agricultural Pollution Control*, UK: CABI Publ. p. 19-65.
- IVL 2006. Luftkvalitet i tätorter 2005. Rapport B1667.

- Jacobsen, B.H. 2004. Økonomisk slutevaluering af vandmiljøplan II. Fødevarøkonomisk Institut. Rapport nr. 169 116 p.
- Johnsson, H & K. Mårtensson. 2002. Kväveläckage från svensk åkermark, beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999, rapport 5248, Naturvårdsverket.
- Jordbruksverket. 2007:
www.sjv.se/download/18.1d9bdd9f1155fcd550c8000830/ra07_17.pdf.
- Jord- och skogsbruksministeriet, 2006. Odlingssätt och miljövillkor. Reviderad upplaga. 32 s.
http://www.mmm.fi/attachments/5haWdnUO5/5hYZYSTRh/Files/CurrentFile/odlingssatt_och_miljovillkor.pdf.
- Krumalova och Bäckman 2006. Tabell i "Economic Consequences of Local Ecological Food and Suggestions for Improvement" Sumelius, J. BERAS final conference in Järna, 24-25 of January 2006.
- Lankoski, J. & Ollikainen, M. 1999. The environmental effectiveness of alternative agri-environmental policy reforms: theoretical and empirical analysis. *Agric. and Food Science in Finland* 8:321-331.
- Larsson, M. 2005. How agricultural reforms can revitalize the Baltic Sea – Cost efficient measures to curb eutrophication. pp 35-50 in "Possibilities for and Economic Consequences of Switching to Local Ecological Recycling Agriculture. Edited Sumelius, J. Baltic Ecologic recycling Agriculture and Society (BERAS) Nr. 3. Ekologiskt lantbruk Nr 43. SLU Swedish University of Agricultural Sciences. Centrum för uthålligt lantbruk. CUL. 68 p.
<http://www.cul.slu.se/information/publik/ekolantbruk43.pdf>.
- Larsson, Markus. 1997. *Nitrate concentration in Swedish groundwater – costs and benefits of reduction*. The National Institute of Economic Research. Stockholm.
- MTT taloustohtori: <https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/taloustohtori>.
- Nanneson, L., Nilsson, H., och G.R. Ytterborn. 1945. Jordbruksekonomi för jordbrukets ungdomsskolor och för självstudium, Femte omarbetade upplagan, Stockholm 1945. Naturvårdsverket. 2008: <http://miljomal.nu/Pub/Indikator.php?MmID=3&InkID=Kva-24-NV&LocType=CC&LocID=SE>
- NorFor. 2004. Assessment of Feed Evaluation Systems, NorFor (Nordic Feed Evaluation System), Report nr 1.
- Nya Wermlandstidningen. 2007:
http://www.nwt.se/ArticlePages/200709/14/20070914143133_NWT092/20070914143133_NWT092.dbp.asp, samt
http://www.nwt.se/ArticlePages/200710/08/20071008113122_NWT153/20071008113122_NWT153.dbp.asp.
- OECD. 2001. Policies to enhance sustainable development:
<http://www.oecd.org/dataoecd/47/22/1869800.pdf>.
- Palva, R., Rankinen, K., Granlund, K., Grönroos, J., Nikander, A. & Rekolainen, S. 2001. Maatalouden ympäristötuen toimenpiteiden toteutuminen ja vaikutukset vesistökuorimitukseen vuosina 1995–1999. Mytvas-projektin loppuraportti. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 478. Helsinki. 92 s.
- Pearce, D. W. och Turner, R. K. Economics of Natural Resources and the Environment. Great Britain. 359 p.
- Pirttijärvi, R. 1998. Nutrient balances in agri-environmental policy. MTTL publication 88. Agricultural economics Research Institute. 98 p + annexes.
- Pretty, J.N., A.S. Ball, T. Lang and J.I.L. Morison. 2005. *Farm costs and food miles: An assessment of the full cost of the UK weekly food basket*. Food Policy, in press.

- Pyykkönen, S., Grönroos, J., Rankinen, K., Laitinen, P., Karhu, E. & Granlund, K. 2004. Ympäristötuen mukaiset viljelytoimenpiteet ja niiden vaikutukset vesistökuormitukseen vuosina 2000-2002 Suomen ympäristö 711. Helsinki. 119 s.
- Regeringskansliet 2006. Sveriges nationella fördelningsplan avseende utsläppsrätter år 2008-2012. Miljö- och samhällsbyggnadsdepartementet. Promemoria 31.8.2006. 74 s. (http://ec.europa.eu/environment/climat/pdf/nap_sweden_final.pdf).
- Rougoor, C.W. Zeijts, H. van, Hofreiter, M. F. & Bäckman, S., 2001. Experiences with Fertilizer Taxes in Europe. *Journal of Environmental Planning and Management* 44(6): 877-887.
- Salo, T., Lemola, R., Rankinen, K., Granlund K. och Esala, M. 2004. Typpitaseen seuranta valtakunnallisesti ja alueellisesti. pp. 65-83 i ”Maatalouden ympäristötuen seuranta MYTVAS 2. Osahankkeiden 2-7 väliraportit 2000-2003. Follow-up of the effectiveness of the Agri-Environmental Programme in Finland. Results of sub-projects in 2000-2003”. ed. Turtola E. and Lemola, R.
- SCB. 2000. Kväve- och fosforbalanser för svensk åkermark och jordbrukssektor 1997. SCBs meddelanden MI 40 SM 9901. Stockholm.
- SCB. 2002. Kväve- och fosforbalanser för svensk åkermark och jordbrukssektor 1999. SCBs meddelanden MI 40 SM 0101. Stockholm.
- SCB. 2007a. Jordbruksstatistisk årsbok 2007.
- SCB. 2007b. Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige 2005. MI37SM0701.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. and Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413:591-596.
- Silfving, C. 2006. Konsekvenser av NORFOR-systemet vid beräkning av foderstater för mjölkkor, Examensarbete 230, Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala 2006.
- Spörndly, R. 1999, *Fodertabeller för idisslare 1999*, Rapport 247, inst. för husdjurens utfodring och vård, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Stern Review on the economics of climate change. HM treasury http://www.hm-treas-ury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/stern_review_report.cfm.
- Sumelius, J. 1994. Controlling nonpoint source pollution of nitrogen from agriculture through economic instruments in Finland. *Agricultural Economics Research Institute Res. Publ.*74. 62.
- Sumelius, J. 1987 Tillämpad produktionsbegränsning i de nordiska länderna. pp. 13-32 i ”Produktionsbegränsningen i Norden”, Red. Lauri Kettunen och John Sumelius. *Nordisk Jordbruksforskarens förening (NJF), NJF-utredning/rapport. 34.* 95 p.
- Sumelius, J., Mesić, M., Grgić, Z., Kisić I. and Franić, R. 2005. Marginal abatement costs for reducing leaching of nitrates in Croatian agriculture. *Agricultural and Food Science*, Vol 14, No (3):293-309.
- Sumelius J. 2005. Hur skapa ett hållbart jordbruk? Sphinx årsbok 2005-2006 för Finska Vetenskaps-Societeten, ss 47-56.
- Söderqvist, Tore and Henrik Scharin. 2000. *The regional willingness to pay for a reduced eutrophication of the Stockholm archipelago*. Beijer Discussion paper No. 128. Stockholm.
- Turkama, A-M. 2006. Allowance demand and supply in the European emission trading scheme during the first trading period 2005-2007. M.Sc. avhandling, miljöekonomi, Institutionen för ekonomi. Helsingfors universitet 77 s + bilagor.

- Turtola, R. och Ielo, R. 2004. Maatalouden ympäristötuen seuranta MYTVAS 2. Osahankkeiden 2-7 väliraportit 2000-2003. Follow-up of the effectiveness of the Agri-Environmental Programme in Finland. Results of sub-projects in 2000-2003 pp. 3-4.
- Vatn, A., Bakken, L. R., Lundeby, H., Romstad, E., Rørstad, P. K., Vold, A. 1997. Regulating nonpoint source pollution from agriculture: An integrated modelling analysis. *European Review of Agricultural Economics* 24: 207-229.
- Weizman, M.L. 1974. Prices vs. Quantities. *The Review of Economic Studies* 61 (XLI4), no 128 (October 1974), pp. 477-491.
- Wiktorsson, H. 1971. Studies on the effect of different levels of nutrition to dairy cows. *Swedish J. Agric. Res.* 1:83;
- Wiktorsson, H. 1979. General plan of nutrition for dairy cows. I Feeding strategy for the high yielding dairy cow (red W. H. Broster & H. Swan), London;



Discussion Papers:

No.

7. Lone Grønbaek Kronbak & Marko Lindroos (2005): Sharing rules and stability in coalition games with externalities: the case of the Baltic Sea cod fishery. *Environmental Economics*.
8. Nina Hyytiä & Jukka Kola (2005): Citizens' attitudes towards multifunctional agriculture. *Agricultural Policy*.
9. H. Dahlbo, M. Ollikainen, S. Peltola, T. Myllymaa & M. Melanen (2005). Combining ecological and economic assessment of waste management options - case newspaper. *Environmental Economics*.
10. Aleksandar Shivarov, Soile Kulmala & Marko Lindroos (2005). Fisheries Management Costs: The Case of Baltic Salmon Fishery. *Environmental Economics*.
11. Soile Kulmala, Hanna Peltomäki, Marko Lindroos, Sakari Kuikka & Pirkko Söderkuntalahti (2005). Individual Transferable Quotas in the Baltic Sea Herring Fishery: a Socio-bioeconomic Analysis. *Environmental Economics*.
12. Hanna-Mari Ahonen & Kari Hämeikoski (2005). Transaction costs under the Finnish CDM/JI Pilot Programme. *Environmental Economics*.
13. Chen Quizhen & John Sumelius (2006). Comparative Study on Chinese and Finnish Experts' Opinion of Multifunctional Agriculture. *Agricultural Economics*.
14. Hervé Guyomard, Jussi Lankoski & Markku Ollikainen (2006). Impacts of Agri-environmental Policies on Land Allocation and Land Prices. *Environmental Economics*.
15. Kyösti Arovuori & Jukka Kola (2006). Farmers' choice on multifunctionality targeted policy measures. *Agricultural Economics*.
16. Seppo Vehkamäki & Stefan Bäckman (2006). Evaluation of economic activities and poverty in the region close to the National Park of Río Abiseo in Peru.
17. Jussi Lankoski & Markku Ollikainen (2006). Bioenergy crop production and climate policies: A von Thunen model and case of reed canary grass in Finland. *Environmental Economics*.
18. Heini Ahtiainen (2007). The willingness to pay for reducing the harm from future oil spills in the Gulf of Finland – an application of the contingent valuation method. *Environmental Economics*
19. Andrea Cattaneo, Jussi Lankoski & Markku Ollikainen (2007). Green auctions with joint environmental benefits. *Environmental Economics*.
20. Chen Quizhen, Kyösti Arovuori & John Sumelius (2007). Evolution and Implementation of Multifunctionality-Related Policies in China and Finland. *Agricultural Economics*.
21. Antti Iho & Jaakko Heikkilä (2008). Has selling tickets in advance increased attendance in the Finnish football league? *Environmental Economics*.
22. Soile Kulmala, Polina Levontin, Marko Lindroos, Catherine Michielsens, Tapani Pakarinen & Sakari Kuikka (2008). International Management of the Atlantic Salmon Fishery in the Baltic Sea. *Environmental Economics*.