

Kostnadseffektivitet i svensk miljöpolitik för Östersjön - en utvärdering

Katarina Elofsson och Ing-Marie Gren

Specialstudier Nr. 3 December 2003

Utgiven av
Konjunkturinstitutet
Stockholm 2003

Konjunkturinstitutet (KI) gör analyser och prognoser över den svenska och internationella ekonomin samt bedriver forskning i anslutning till detta. Konjunkturinstitutet är en statlig myndighet under Finansdepartementet och finansieras till största delen med statsanslag. I likhet med andra myndigheter har Konjunkturinstitutet en självständig ställning och svarar själv för de bedömningar som redovisas.

I serien *Specialstudier* publiceras rapporter som härrör från utredningar eller andra externa uppdrag. Forskningsresultat publiceras i serien *Working Paper*. Av dessa publiceras vissa i internationella vetenskapliga tidskrifter och utges då på nytt under beteckningen *Reprints*. Rapporter i dessa tre serier kan beställas utan kostnad.

Konjunkturläget innehåller analyser och prognoser över svensk och internationell ekonomi. Rapporten publiceras fyra gånger per år, i mars, juni, augusti och november. *The Swedish Economy* är motsvarande rapport på engelska. *Analysunderlag* publiceras i anslutning till Konjunkturläget (inte i juni) och består av ett omfattande sifferunderlag i tabellform. Flertalet publikationer kan också laddas ner direkt från konjunkturinstitutets hemsida, www.konj.se.

Konjunkturinstitutet
Kungsgatan 12-14
Box 3116
SE-103 62 Stockholm
Telefon: 08-453 59 00, Telefax: 08-453 59 80
E-post: ki@konj.se, Hemsida: www.konj.se
ISSN 0023-3463

Sammanfattning

Sverige har sedan slutet av 1980-talet haft som uttalat mål att minska kvävebelastningen på Östersjön. För att nå detta mål har man inom miljöpolitiken infört krav på olika typer av åtgärder för de sektorer som bidrar till utsläppen; jordbruket, reningsverken, hushållen, industrin och transportsektorn. Syftet med denna studie är att undersöka om den förda politiken varit kostnadseffektiv. För att uppnå kostnadseffektivitet i Östersjöpolitiken krävs att marginalkostnaden för svenska åtgärder ställs i relation till marginalkostnaden för åtgärder i andra länder runt Östersjön. Det fordras också att marginalkostnaderna för olika typer av åtgärder i olika delar av Sverige relateras till varandra.

Studien omfattar i huvudsak en jämförelse av genomförda svenska åtgärder med resultat från en kostnadsminimeringsmodell. Modellen används för att beräkna kostnadseffektiva åtgärder för olika formulerade miljömål, och för olika ambitionsnivåer på dessa mål. De två alternativa mål som behandlas är en minskning av kvävebelastningen på kusterna söder om Ålands hav, respektive en minskning av kvävebelastningen på Egentliga Östersjön. Det förra målet har stor likhet med det svenska delmålet för vattenburna utsläpp, medan det senare kan sägas vara närmare relaterat till miljöeffekten av åtgärderna.

En genomgång av svenska, miljöpolitiskt motiverade åtgärder efter 1995 visar att dessa lett till en minskning motsvarande 13 procent av de svenska utsläppen 1995. Denna minskning har åstadkommit till en kostnad av drygt 1 miljard kronor per år. En jämförelse med modellresultat tyder på att samma effekt på Östersjön skulle kunna nås till en kostnad av cirka 400 miljoner kronor per år.

Vilken förändring av åtgärdssammansättningen som skulle leda till denna lägre kostnad, vid samma effekt på miljön som nu, beror delvis på hur miljömålet är formulerat. För båda målen skulle kostnaden kunna sänkas genom minskad handelsgödselanvändning, markanvändningsåtgärder i jordbruket och ökad vårspridning av stallgödsel. Om målet är att minska belastningen på Egentliga Östersjön tillkommer dessutom ökad vallodling i norra Sverige och ökade åtgärder i reningsverk. Dessa åtgärder skulle i ett kostnadseffektivt åtgärdsprogram ersätta dyrare åtgärder som vidtas idag, som exempelvis åtgärder för att minska ammoniakavgången i jordbruket och installation av katalysatorer i personbilar. Vid 13 procent minskning av belastningen till Egentliga Östersjön läggs 40 procent av budgeten på åtgärder i Bottenvikens och Bottenhavets avrinningsområden. Tidigare studier har pekat på att kustnära åtgärder bör prioriteras utifrån ett ekonomiskt perspektiv. Svensk politik har varit inriktad mot kustnära åtgärder i reningsverk, men för jordbruket och de luftburna utsläppen har åtgärderna varit mer geografiskt spridda.

Studien visar också att en procentuellt lägre minskning i Sverige än i andra länder runt Östersjön kan vara motiverad eftersom kostnaderna för svenska åtgärder är högre. Ju högre krav på utsläppsminskningar som ställs, desto större blir emellertid också den kostnadseffektiva minskningen av svenska utsläpp i förhållande till minskningen i andra länder.

Innehåll

1. Introduktion	5
1.1 Kväve- och fosforutsläpp i Östersjöområdet	6
1.2 Samarbete inom Östersjökonventionen.....	7
2. Svenska mål och kostnader för minskad kvävebelastning på Östersjön	8
2.1 Svenska övergödningsmål 1995-2010.....	9
2.2 Havsmiljökommissionen	10
2.3 Effekter av och kostnader för miljöpolitiskt framdrivna utsläppsminskningar efter 1995	11
3. Ekonomiska studier om Östersjön	17
3.1 Översikt av svenska och internationella studier	17
3.2 Litteraturen i jämförelse med svensk Östersjöpolitik	21
4. Kostnadseffektiva svenska kvävereduktioner	22
5. Utvärdering av svenska kväveåtgärder för Östersjön	26
6. Slutsatser och diskussion	28
Referenser	32
Appendix: Tabeller	37

1. Introduktion

Östersjön är ett av jordens största bräckvattenhav och starkt påverkat av övergödning. Övergödning av hav- och kustvatten är ett problem också i andra delar av världen, där alltför stor tillförsel av kväve och fosfor påverkar havens ekosystem, den biologiska mångfalden och fisket negativt (GPA, 1995; Rabalais, 2000). Övergödning gör vattnet grumligt och leder till algbloomningar som i vissa fall är giftiga, syrebrist i havsbotten och förändrad artsammansättning (Gabric och Bell, 1993). Dessa förändringar kan påverka värdet av rekreation och boende vid kusten, ha hälsoeffekter och långsiktigt påverka ekosystemets möjligheter att producera värdefull fisk och att assimilera utsläpp av olika slag.

Ett skäl till att övergödningproblemet är omfattande i Östersjön är att havets fysiska egenskaper gör det särskilt föroreningskänsligt. De höga koncentrationerna av kväve och fosfor i havsvattnet leder till omfattande och ofta återkommande algbloomningar och när algerna bryts ner orsakar nedbrytningsprocessen syrebrist i vatten och bottensediment. Det naturligt låga vattenutbytet mellan yt- och bottenvatten bidrar till låga syrekoncentrationer i de djupare delarna av havet. Vissa år har så mycket som 25 procent av Östersjöns botten drabbats av svår syrebrist (Turner m.fl., 1999). Bara relativt få arter kan leva i Östersjöns bräckta vatten, och den biologiska mångfalden har minskat ytterligare på grund av de stora områdena med syrefria botten (Elmgren, 2001). Övergödning är idag ett problem i hela Östersjön utom de två nordligaste bassängerna, Bottenviken och Bottenhavet. Skadeeffekterna är störst i vissa kustområden, i Finska Viken och i Rigabukten (Gren, Turner och Wulff, 2000). Betalningsviljestudier som utförts i Sverige, Polen och Baltstaterna visar att värdet av minskad övergödning i Östersjön kan överstiga kostnaden (Söderqvist, 1996; Markovska och Zylicz, 1999).

Syftet med denna studie är att utvärdera den svenska miljöpolitiken för minskad kvävebelastning på Östersjön utifrån ett kostnadseffektivitetsperspektiv. För att kunna utvärdera kostnadseffektivitet i Östersjöpolitiken krävs, utöver information om kostnader för åtgärder och föroreningstransporter också att målen för politiken identifieras och att effekterna av miljöpolitiskt framdrivna åtgärder skiljs från de förändringar som beror på andra faktorer (Mickwitz, 2002). De svenska målen består av ett övergripande miljökvalitetsmål, ”Ingen övergödning”, och av fem delmål, som alla anses bidra till att miljökvalitetsmålet nås. I denna studie inkluderas endast de tre delmål som berör kväveutsläpp.

De totala utsläppsförändringarna 1987-1995 i alla länder runt Östersjön har sammanställts för HELCOMs räkning (Läane m.fl., 2002) och utsläppsförändringar mellan 1995 och 2000 redovisas i Naturvårdsverkets underlag för fördjupad utvärdering av miljömålen (Naturvårdsverket, 2003d). Dessa sammanställningar syftar endast till att beräkna nettoförändringar i utsläppen och särskiljer inte förändringar till följd av miljöpolitiska styrmedel från andra förändringar. I denna studie delas svenska utsläppsförändringar efter 1995 upp på sådana som är en direkt följd av de miljöpolitiska ambitionerna att minska kvävebelastningen på Östersjön, och sådana som beror på andra faktorer. Uppdelningen görs utifrån tillgängliga data och litteratur. De miljöpolitiskt motiverade utsläppsminskningarna används sedan för jämförelse med modellresultaten.

Denna studie skiljer sig från tidigare svenska studier genom att fokus läggs på kostnadseffektivitet med avseende på ett miljömål. Tidigare ekonomiska studier som utvärderar svensk miljöpolitik har i första hand varit inriktade på analys av effekterna av enskilda miljöskatter och miljöavgifter (t.ex. Naturvårdsverket, 1997; Brännlund och Kriström, 2001). Den ekonomiska utvärderingen av olika typer av lagregleringar, exempelvis via tillståndsgivningen, eller annan teknik- eller processreglering, är mer begränsad. Mer omfattande utvärderingar av miljöpolitik görs bland annat i USA, med en betoning på kostnad-nyttoanalyser av både enskilda regleringar och mer övergripande lagstiftning (se t.ex. EPA, 1997).

Rapporten inleds med en beskrivning av kväve- och fosforutsläpp till Östersjön och det internationella miljösamarbetet kring Östersjön. Därefter redovisas de svenska målen för minskad kvävebelastning till 2010, Havsmiljökommissionens förslag till revidering av Östersjöpolitiken och de miljöpolitiskt styrda svenska kväveåtgärderna efter 1995. Sedan följer en översikt över ekonomiska studier kring åtgärder och styrmedel mot övergödning av Östersjön. Resultaten från studierna relateras till genomförda åtgärder. Sedan presenteras en kostnadsminimeringsmodell över åtgärder för att minska kvävebelastningen på Östersjön, samt resultat som visar hur målformuleringen påverkar valet av kostnadseffektiva åtgärder. Resultaten jämförs med de tre delmålen för kväveutsläpp samt med genomförda åtgärder. Studien avslutas med slutsatser och diskussion.

1.1 Kväve- och fosforutsläpp i Östersjöområdet

Historiskt sett har växande befolkning, intensifierad jordbruksproduktion, urbanisering och ökad koncentration av befolkning till kustområdena bidragit till ökad tillförsel av kväve och fosfor till havet (Gabric och Bell, 1993; GPA, 1995; Turner m.fl., 1999). En stor del av det kväve och fosfor som når kusten kommer ursprungligen från ekonomiska aktiviteter på långt avstånd från havet, belägna antingen längre upp i avrinningsområdet eller utanför det (Turner m.fl., 1999). Huvuddelen av de mänskligt orsakade utsläppen kommer från jordbruk, hushåll, reningsverk, industri och förbränning av fossila bränslen. Många av dessa källor ger upphov till så kallade diffusa utsläpp, där sambandet mellan utsläppen från en enskild källa och belastningen på kusten är svårt eller omöjligt att fastställa. Merparten av utsläppen transporteras från källorna till kusten via floder, med havsströmmarna från andra regioner och via luften, medan bara en mindre del släpps ut direkt i havet.

Östersjöns avrinningsområde är fyra gånger så stort som havet självt och inom detta område bor cirka 85 miljoner människor. Bebyggelsen, särskilt stadsbebyggelsen, är koncentrerad till kustområdena, medan de flesta typer av annan markanvändning, som jord- och skogsbruk, är relativt jämnt spridd i avrinningsområdet (Turner m.fl., 1999). Orsaken till övergödningens problemen anses främst vara att utflödet av kväve och fosfor till Östersjön ökat med fyra till åtta gånger under det senaste århundradet (Gren, Turner och Wulff, 2000, s. 3). Statistiska analyser visar inte på någon trendmässig förändring av de vattenburna utsläppen av kväve och fosfor till Östersjön till följd av vidtagna åtgärder, utan utsläppen till kusten har legat stabilt på en hög nivå (Stålnacke

m.fl., 1999). Detta anses kunna bero på att effekten av åtgärder kan ske med tidsfördröjning. Mängden näringsämnen som når kusten kan emellertid variera kraftigt från år till år beroende på nederbörden.

Trots omfattande forskning om Östersjöns marina ekosystem sedan 1960-talet och fram till idag kvarstår betydande osäkerhet om betydelsen av mänskligt orsakade utsläpp relativt naturliga processer för utsläppen till havet, sambandet mellan utsläpp av näringsämnen till kusten och de slutliga koncentrationerna av ämnena i havet och kvävet och fosfors relativa betydelse för övergödningen. Svårigheterna att bestämma dessa samband beror bland annat på havets heterogenitet och variabilitet (Turner m.fl., 1999; Elmgren, 2001).

Övergödningproblemen har länkar till andra miljö- och resursfrågor. Kväveutsläpp från jordbruket bidrar till höga nitrathalter i grundvatten, vilket kan ha negativa effekter på hälsan (Lundqvist och Falkenmark, 2000). Emissioner av kväveoxider från förbränning av fossila bränslen bidrar inte bara till övergödning utan också till försurning av mark och vatten. De kväveutsläpp som når kust och hav påverkar fisket. Effekten för en enskild art beror på artens egenskaper liksom på konkurrensen mellan olika arter (Lee, Jones och Jones, 1991; Elmgren, 2001).

Behovet av framtida åtgärder för Östersjön beror på hur ekosystemet kommer att reagera på de åtgärder som redan vidtagits, vilket än så länge till stora delar är okänt (Stålnacke m.fl., 1999; Lääne m. fl., 2002; Elmgren, 2001). Utvecklingen av flera faktorer, som klimat- och befolkningsförändringar och ekonomisk tillväxt, kan komma att påverka den framtida belastningen. Ekologer anser att klimatförändringar kan påverka övergödningens omfattning och skadeeffekter, eftersom närsaltstransporter och effekter av övergödning är starkt klimat- och väderberoende (Elmgren, 2001). Den stress som mänskliga aktiviteter utövar på Östersjöns ekosystem kan också tillta om befolkningen i avrinningsområdet ökar eller ekonomin i regionen tillväxer. Man väntar sig ekonomisk tillväxt i Polen, Baltstaterna och Ryssland. Lääne m.fl. (2002) anser att den förbättrade ekonomin kan leda till att utsläppen från jordbruket och industrin i dessa länder ökar. Ekonomer har stundtals hävdat att tillväxt i många fall kan medföra minskade utsläpp per capita. De empiriska studier som finns om sambandet mellan inkomst och utsläpp till vatten (t.ex. Hettige, Mani och Wheeler, 1997; Torras och Boyce, 1998; Grossman och Krueger, 1995) är emellertid utformade på ett sådant sätt att det knappast är möjligt att dra några slutsatser för Östersjöns del.

1.2 Samarbete inom Östersjökonventionen

Länderna runt Östersjön undertecknade 1974 konventionen om skydd av Östersjöns marina miljö. Det viktigaste åtagandet länderna gjorde i sambandet med undertecknandet var att bilda den så kallade Helsingforskommissionen, HELCOM, som skulle administrera samarbete, stödja forskning, definiera utsläppskriterier och anta rekommendationer om förebyggande utsläppsbegränsande åtgärder (Ebbeson, 1996). 1974 års konvention ställde inga bindande krav på minskade utsläpp från källor på land, även om dessa källor är av avgörande betydelse för Östersjöns vattenkvalitet. Hjorth (1996) anser att svagheterna hos 1974 års Östersjökonvention när det gäller bindande

utsläppsminskningar delvis kan förklaras av att konventionen undertecknats under det kalla krigets tid. Syftet var inte bara att stärka miljöarbetet i regionen utan också att minska spänningen mellan Öst- och Västeuropa.

Östersjökonventionen gjordes om i samband med de stora politiska och ekonomiska förändringarna som ägde rum när Sovjetunionen kollapsade. En ny konvention undertecknades 1992, och den nya versionen innehöll skärpta krav på länderna att minska utsläppen till havet från källor på land. Fortfarande ställdes inte i själva konventionen några bindande krav på minskade utsläpp från de ingående länderna, utan istället fordrades att BAT (Best Available Technology) och BEP (Best Environmental Practice) skulle användas för att kontrollera utsläppen (Ebbeson, 1996). Miljömål, i form av procentuella utsläppsminskningar, definierades istället i 1988 och 1990 års ministerdeklarationer, som inte har samma rättsliga status som själva konventionen. I ministerdeklarationerna fastställdes att utsläppen av näringsämnen till Östersjön skulle minska med 50 procent mellan 1987 och 1995, jämfört med 1985 års utsläpp. När det stod klart att målet inte skulle uppfyllas i tid valdes 2005 som nytt slutdatum.

Till skillnad från 1974 års konvention ställde 1992 års version krav på regelbunden rapportering om genomförandet av konventionen i de olika länderna (Ebbeson, 1996). En rapport som färdigställt på uppdrag av HELCOM visar att den 50-procentiga minskningen av utsläppen inte nåtts 1995 (Läane m.fl., 2002). Mellan 1987 och 1995 var de relativa utsläppsminskningarna störst i Polen, Baltstaterna och Ryssland. Detta förklaras främst av den kraftiga ekonomiska nedgången efter upplösningen av Sovjetunionen under det tidiga 1990-talet. Utsläppen från industri och jordbruk minskade radikalt till följd av den fallande produktionen, medan utsläppen från kommunala reningsverk reducerades genom stora investeringar i byggnad och ombyggnad av reningsverk. Danmark, Finland, Tyskland och Sverige hade relativt sett minskat utsläppen mindre än Polen, Baltstaterna och Ryssland. Detta kan delvis förklaras med att åtgärder vid punktkällor är kostsamma i dessa länder, eftersom reningsgraden redan är hög (Läane m.fl., 2002). Utsläppsminskningen inom jordbruket i Sverige, Danmark, Finland och Tyskland var mycket begränsad. En möjlig förklaring är den starka politiska roll som jordbrukets intresseorganisationer har i dessa länder (Eckerberg, 1997).

2. Svenska mål och kostnader för minskad kvävebelastning på Östersjön

Sverige åtog sig att under perioden 1987-1995 halvera utsläppen av kväve till Östersjön söder om Ålands hav, jämfört med utsläppen 1985. Detta åtagande gjordes internationellt genom den tidigare nämnda ministeröverenskommelsen och befästes nationellt av den svenska riksdagen (RK, 1988). När det mot slutet av perioden stod klart att målet inte skulle nås på utsatt tid, valde riksdagen att både revidera målet och flytta fram slutdatum. Utvärderingen i denna rapport avser åtgärder för de mål som fastställdes för perioden efter 1995.

2.1 Svenska övergödningmål 1995-2010

Det övergripande svenska miljö kvalitetsmålet är ”Ingen övergödning” (RK, 2001). Detta definieras som att ”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten”. Miljö kvalitetsmålet är generellt formulerat, och kan tolkas som att det gäller både vattenkvalitet i Östersjön, Västerhavet och vattendrag i inlandet, liksom övergödning av mark. I syfte att uppnå miljö kvalitetsmålet finns fem delmål fastställda:

- Senast år 2009 ska det finnas åtgärdsprogram enligt EG:s ramdirektiv för vatten som anger hur god ekologisk status ska nås för sjöar och vattendrag samt för kustvatten.
- Fram till år 2010 ska de svenska vattenburna utsläppen av fosforföreningar från mänsklig verksamhet till sjöar, vattendrag och kustvatten ha minskat kontinuerligt från 1995 års nivå.
- Senast år 2010 ska de svenska vattenburna utsläppen av kväve från mänsklig verksamhet till haven söder om Ålands hav ha minskat med minst 30 procent från 1995 års nivå
- Senast år 2010 ska utsläppen av ammoniak i Sverige ha minskat med minst 15 procent
- Senast år 2010 ska utsläppen i Sverige av kväveoxider till luft ha minskat till 148 000 ton.

Av dessa fem delmål diskuteras här bara de tre sista, som samtliga rör utsläpp som påverkar kvävebelastningen på Östersjön.

Delmålet för de vattenburna utsläppen är en ambitionssänkning jämfört med det ovan nämnda 50-procentsmålet. Om 50-procentsmålet skulle fullföljas, innebär det att de svenska utsläppen måste minska med 40 procent från 1995 års nivå. Halveringsmålet avses istället att bli uppnått inom en generation. Skälet till att man begränsat området för åtgärder mot vattenburna utsläpp är att svenska myndigheter anser att endast havsområden från Norrtälje kommun och söderut är känsliga för kväve, och att utsläpp från inlandet i södra Sverige bara bidrar till övergödning i havet i begränsad utsträckning, eftersom mycket av kvävet bortgår genom retention (Havsmiljökommissionen, 2003, s. 222). Denna uppfattning har man inte delat med EU-kommissionen, som anser att svenska myndigheter inte tillräckligt väl kunnat visa att källor i Bottenvikens och Bottenhavets avrinningsområden, eller i inlandet i Sydsverige, inte bidrar till övergödningen av havet (ibid). Vidare kan man notera att den del av de luftburna kväveutsläppen som deponeras över sjöar och tätorter behandlas som en del av de vattenburna utsläppen vid sammanställning av måluppfyllelse, varför de i viss mån dubbelräknas i samband med det övergripande miljö kvalitetsmålet (Läane m. fl., 2002; Naturvårdsverket, 2003d).

Delmålet om minskade kväveoxidutsläpp inkluderas inte bara under miljö kvalitetsmålet ”Ingen övergödning” utan också under miljö kvalitetsmålet ”Bara naturlig försurning”, och ett mål för kvävedioxidhalter finns inkluderat under miljö kvalitetsmålet ”Frisk luft”. Delmålet om minskade utsläpp av

ammoniak finns inte explicit inkluderat under övriga miljö kvalitetsmål, men ammoniak anses under vissa förutsättningar kunna bidra till försurning.

Vidare finns ett miljö kvalitetsmål om ”Myllrande våtmarker”, där ett av delmålen är att skydda 12 000 hektar våtmarker. Syftet är bland annat att skydda våtmarker på grund av deras värde för den biologiska mångfalden, men våtmarker fungerar också som kvävefällor, och är därför en av de åtgärder som är aktuella för att minska de vattenburna utsläppen av kväve.

Ekonomisk teori visar att generellt sett är olika uppsättningar av åtgärder kostnadseffektiva under olika miljömål. Valet av åtgärder beror bland annat på vilken/vilka recipienter som inkluderas i analysen och vilka positiva eller negativa värden en åtgärd genererar utöver effekter på de mål som är inkluderade i kostnadseffektivitetsanalysen. Slutsatserna är därför i hög grad beroende av målformulering och sidoeffekter av åtgärder. I kapitel 4 jämförs kostnadseffektiva åtgärder för två olika mål, där det ena målet ligger nära regeringens delmål i form av procentuella utsläppsreduktioner till kusten medan det andra målet refererar till den slutliga belastningen av kväve på Egentliga Östersjön efter att hänsyn tagits till hur kväve transporteras mellan olika bassänger i Östersjön. Det senare målet kan sägas ligga ett steg närmare målet om ”Ingen övergödning”, jämfört med delmålet om utsläppsreduktioner till kusten. Vidare beräknas, för vissa åtgärder, hur stora värden de måste generera utöver det värde de har i ett åtgärdsprogram för Östersjön, för att det ska vara samhällsekonomiskt motiverat att genomföra dem.

2.2 Havsmiljökommissionen

Havsmiljökommissionen tillsattes 2002 för att utreda kunskapsläget och föreslå strategier för att skydda Östersjön från utfiskning, gift- och oljeutsläpp och övergödning. I sin rapport menar kommissionen att bristen på genomförande är ett huvudskäl till att miljösituationen i Östersjön blivit så allvarlig (Havsmiljökommissionen, SOU 2003:72, s. 13). Också brist på kunskap om samband mellan åtgärd och miljöeffekt anses som ett stort problem. I syfte att råda bot på genomförandeproblemen föreslår man internationell förvaltning av Östersjön. För att åtgärda kunskapsbristen när det gäller de processer som leder till övergödning, föreslår man ytterligare forskning om sambandet mellan utsläppen vid källorna och effekten på ekosystemen, samt forskning och förbättrad statistik om bruksmetoder i lantbruket.

Havsmiljökommissionen föreslår också en utökning av åtgärderna för att minska övergödningen genom minskad höstspredning av stallgödsel, ökade trädes- och våtmarksarealer, ytterligare kväverening vid vissa reningsverk och förbättrade enskilda avlopp (Havsmiljökommissionen, 2003, s. 20-21). Mer generellt föreslår kommissionen att man ska tillämpa en så kallad ekosystemansats vid förvaltningen av havsresurserna, genom att de komplexa sambanden mellan utsläppen vid källorna och mellan ekosystemens olika komponenter ska beaktas. Man föreslår också att effekten av insatta åtgärder ska utvärderas kontinuerligt, och att kunskapen ska användas vid utformningen av nya åtgärder, så kallad adaptiv förvaltning (Havsmiljökommissionen, 2003, s. 92-94).

2.3. Effekter av och kostnader för miljöpolitiskt framdrivna utsläppsminskningar

I detta avsnitt beräknas de miljöpolitiskt framdrivna utsläppsminskningarna efter 1995, och kostnaderna för dessa. Ett flertal faktorer kan ha påverkat utsläppen, inte bara miljöpolitiska styrmedel utan också politik som förs på andra områden än miljöområdet, befolkningsförändringar, konjunkturer och strukturomvandling. Miljöpolitiskt motiverade åtgärder för Östersjön bedöms ha riktats mot; kustnära industri, kommunala reningsverk, fånggrödor och vårbearbetning, våtmarker, ammoniakutsläpp, katalysatorer i personbilar, och investeringar i reningsverk utomlands. För industrin och de kommunala reningsverken har styrningen skett via tillståndsgivningen, för fånggrödor, vårbearbetning och våtmarker via subventioner, för ammoniak genom en kombination av investeringsstöd och reglering i lagstiftningen, för katalysatorer genom teknikkraV i lagstiftningen och för reningsverk utomlands genom statliga subventioner. Reduktionseffekter på Östersjön och kostnader för dessa beskrivs i det följande.

Kustnära industri

Fyra större industrisektorer bidrar till kväveutsläpp till vatten: massa- och pappersindustrin, stenkols- petroleumprodukter och kärnbränsle, läkemedel och övrig kemisk industri och stål- och metallindustrin (SCB, 2000a, tabell 4). Förändringar i utsläpp från industrin kan bero antingen på teknikförändringar eller på produktionsminskningar eller på båda. Här antas att industrin möter ökade utsläppskrav enbart genom teknikförändringar och inte genom ändrad produktionsvolym, och att inga andra teknikförändringar genomförts i branscherna som påverkar utsläppen under perioden.

Uppgifter om kväveutsläpp från kustnära industri redovisas av SCB. Den kustnära industrins utsläpp av kväve uppgick 1995 till 3 075 ton per år (SCB, 1997) och hade år 2000 minskat till 2 849 ton, d.v.s. med 226 ton (SCB, 2000b). Produktionen i de sektorer som bidrar till kväveutsläpp ökade mellan 1995 och 2000. Utifrån industriproduktionsindex i SCBs statistikdatabas, data över utsläppen 1995 enligt SCB (2000a), och med antaganden om konstant utsläppsmängd per producerad enhet, skulle utsläppen 2000 varit 17,7 procent högre än 1995. Detta antas gälla även för enbart den kustnära industrin. Den miljöpolitiskt orsakade utsläppsminskningen i industrin skulle då vara 771 ton. Effekten på havet antas vara samma, 771 ton. De utsläppsminskningar som genomförts inom industrin antas vara en följd av skärpta utsläppskrav via tillståndsgivningen.

Industrins kostnad för minskade kväveutsläpp antas i enlighet med modelldata vara densamma som för reningsverk vilken uppgår till 48 kronor per kg kväve. Den årliga kostnaden för industrin blir då 37 miljoner kronor.

Kommunala reningsverk

Kväveutsläppen från samtliga tillståndspliktiga kommunala reningsverk större än 2 000 personekvivalenter minskade totalt mellan 1995 och 2000 med 30 procent, vilket motsvarar 8 140 ton (Naturvårdsverket, 2003d).

Befolkningsmängden ökade enligt SCBs statistikdatabaser mellan 1995 och 2000 i landet med 0,5 procent. Det antas här att utsläppen skulle ökat i motsvarande grad om inte åtgärder vidtagits. Under antagande om att den befolkning som var ansluten till reningsverken ökade proportionellt mot hela befolkningen, kan man dra slutsatsen att den avsiktligt genomförda utsläppsminskningen är 8 180 ton N. Motsvarande utsläppsminskning till havet skulle då vara 6432 ton, jfr. tabell A1 i Appendix. Det antas att inga teknikförändringar gjorts i reningsverken av andra skäl än för att minska kväveutsläppen, så att minskningen inte är en "bieffekt" av andra åtgärder. Reningsverkens kväveminskningar antas helt vara en följd av krav via tillståndsgivningen. Naturvårdverket (2003d) anser att, i huvudsak, inga minskningar utförts vid mindre reningsverk (25 till 2 000 personekvivalenter).

Kostnaden för att minska kväveutsläppen genom åtgärder i reningsverk antas i modellen vara 48 kronor per kg N, antaget 4 procents ränta och 30 års livslängd på investeringarna. Detta skulle innebära en kostnad på 397 miljoner kronor per år för reningsverken.

Jordbruket

Förutsättningarna för jordbrukets produktion ändrades radikalt i och med det svenska EU-inträdet 1995. I och med detta ersattes de äldre, nationella jordbruksstöden av EUs stödsystem. Övergången innebar att beslut som rör EUs gemensamma jordbrukspolitik, CAP, fattas av ministerrådet efter förslag från kommissionen. Kommissionen ansvarar sedan för utformningen av bestämmelser och regelövervakning. Kommissionen har störst inflytande på pris- och marknadsregleringarna, medan de enskilda länderna har större frihet i samband med de åtgärder som medfinansieras av dem, som exempelvis miljöstöd och kompensationsbidrag, där det senare syftar till social utjämning mellan olika regioner. Miljöstöden antas i det följande vara helt och hållet styrda av nationell miljöpolitik.

Nettoeffekten av EU-inträdet och de därmed ökade subventionerna till jordbruket som helhet i kombination med nya styrmedel för minskad kväveutlakning, var att utlakningen från jordbruket förblev i princip oförändrad mellan 1995 och 1999 (Johnsson och Mårtensson, 2002), vilket också framgår av tabell A1 i Appendix. Flera faktorer bör ha påverkat utsläppen nedåt:

- åkerarealen minskade med 3 procent sedan EU-inträdet till år 2002, men det är oklart om detta har något samband med den nya jordbrukspolitiken (SJV, 2003c)
- antalet husdjur har minskat från 1995 till år 2002; nötkreatur med 8 procent, svin med 14 procent och fjäderfä med 21 procent (SCB, 2002b). Minskningen av nötkreaturen är en effekt av införandet av mjölkkvoter, i kombination med ökad mjölkavkastning.
- vallodlingens andel av den totala jordbruksarealen ökade med 0.5 procent sedan införandet av Agenda 2000 till 2002 (SJV, 2003c).

Andra faktorer har emellertid motverkat en minskning. Bland annat har förbrukningen av handelsgödselkväve ökat från 172 830 ton 1995 till 174 300 ton 2001 (SCB, 2002c).

Ett flertal styrmedel har införts i syfte att minska kväveutsläppen. Inom miljö- och landsbygdsprogrammet, som delvis finansieras av EU-medel och delvis av svenska staten, finns bland annat ett riktat stöd för åtgärder mot kväveläckage. Stödet går till odling av fånggrödor och vårbearbetning, och dessa två stöd kan kombineras. Anslutningen till stödet uppgick år 2002 till 163 000 hektar fånggröda, varav 97 000 hektar i kombination med vårbearbetning, vilket kraftigt överskred den ursprungliga målsättningen om 50 000 hektar (SCB, 2002a). I Miljöprogramsutredningen (1998, s. 206) beräknades utlakningseffekten av åtgärderna vara 700 ton N om båda åtgärderna vidtogs på 50 000 hektar. Den samlade utlakningsminskningen till följd av åtgärden under 2002 antas här vara $(163/50) \cdot 700 = 2\,300$ ton per år. Retentionen av jordbrukets utsläpp antas vara differensen mellan bruttobelastning och nettobelastning från åkermark och bete, dividerat med bruttobelastningen (se Naturvårdsverket, 2003d, tabell 2.7 och 2.8). Effekten av åtgärden på utsläppen till kusten är, med 19 procents retention, en minskning med 1 861 ton per år. Kostnaden för odling av fånggrödor antas, i likhet med i modellen som används i kapitel 4, vara densamma som subventionen, 900 kronor per hektar. Också för vårbearbetning, som inte finns med i modellen, antas kostnaden vara lika med subventionen, eller 400 kronor per hektar (SJV, 2003a). Den totala kostnaden för åtgärderna är då 186 miljoner kronor.

Inom miljö- och landsbygdsprogrammet betalas också stöd för anläggning av våtmarker. Under perioden 1996 till 2002 har totalt 2 814 ha stödberättigade våtmarker anlagts (Våtmarkscentrum, 2003). Om våtmarker minskar kväveläckaget med 200 kg/ha (jfr. Miljöprogramsutredningen, 1998, s. 219) kan dessa våtmarker kan ha minskat kvävetillförseln med 563 ton. Lokaliseringen av dessa våtmarker är inte känd, och här antas därför den geografiska spridningen motsvara spridningen av jordbruksmark, varför retentionen antas vara densamma som för fånggrödor och vårbearbetning. Effekten av våtmarkerna på utsläppen till kusten skulle då vara 455 ton. Kostnaden för att anlägga våtmarker är enligt modelldata 7 240 kronor per hektar. Den totala kostnaden för våtmarker med EU-stöd är då 20,4 miljoner kronor.

Fram till och med år 1999 fanns ett stöd för flerårig vallodling och extensiv vall i hela landet, och ett av syften var att minska kväveläckaget (SJV, 2003a). Detta stöd slopades emellertid (RK, 1999, s. 25). För närvarande har bönder endast möjlighet att ansluta sig till ett regionalpolitiskt motiverat stöd till vallodling, och då främst i norra Sverige (SJV, 2003b). Vallstödet inkluderas därför inte här eftersom det idag inte är miljöpolitiskt motiverat. Det finns vidare en lagstiftning om höstspredning av stallgödsel, men det är inte känt vilken effekt denna lagstiftning haft.

Våtmarker med stöd från LIP

Enligt Våtmarkscentrum (2003) har 308 ha våtmarker anlagts med stöd av LIP. Med antagande om samma kväveeffekt som för våtmarker anlagda med EU-stöd, är den samlade utlakningseffekten 62 ton. Dessa våtmarker är i princip uteslutande belägna i kustzonen, och retentionen av kväve under transporten från våtmarken till kusten antas därför vara noll. Kostnaden för att anlägga våtmarker är enligt modelldata 7240 kronor per hektar. Den totala kostnaden för våtmarker med LIP-stöd är då 2,3 miljoner kronor.

Enskilda avlopp

Enligt Naturvårdsverket (2003d) har utsläppen från enskilda avlopp inte ändrats mellan 1995 och 2000.

Ammoniakutsläpp

Ammoniakutsläppen minskade mellan 1995 och 2001 från 61 130 till 53 800 ton, eller med 12 procent (SCB, 2002d). Jordbrukssektorn, vars utsläpp minskade från 54 600 år 1995 till 45 250 år 2001, eller med 22 procent, stod för hela denna minskning, medan utsläpp från övriga sektorer, som transporter och industri, ökade. Enligt Naturvårdsverket (2003d, s. 76) beror minskningen till 55 procent på minskad djurhållning och till 45 procent på olika teknikförändringar. I det följande antas dessa teknikförändringar vara en följd av lagstiftning i kombination med investeringsstöd för åtgärder (Naturvårdsverket, 2003d).

Den totala minskningen av ammoniakutsläpp från jordbruket, i termer av rent kväve, som erhålls genom division med 1,2, uppgår till 7 790 ton N. Av detta härrör endast 45 procent från åtgärder, d.v.s. 3 506 ton. Av detta deponeras 54 procent inom landet och 23 procent deponeras direkt på Östersjön (EMEP, 2000).

Den totala depositionen av kväve på land i Sverige är 170 100 ton (EMEP, 2000). Av tabell A1 i Appendix framgår att 10 500 ton av detta når kusten. Utifrån detta antas därför att 6 procent av luftdepositionen når havet. Effekten av ammoniakåtgärderna är då 117 tons minskning av utsläppen till kusten genom minskad deposition på land, och 806 tons minskning genom minskad direktdeposition på Östersjön. Totalt sett är då effekten av åtgärderna en minskning av tillförseln till havet med 923 ton kväve.

Kostnaden för ammoniakåtgärder i jordbruket uppgår enligt SJV (1999) till mellan 10 och 72 kr per kilo ammoniak, beroende på åtgärd. Här antas att kostnaden per kilo ammoniak är 33 kr, vilket är ett medeltal för kostnaderna i de åtgärdsprogram som Jordbruksverket föreslagit (SJV, 1999, tabell 12). Detta innebär en kostnad på 39,60 kr per kilo kväve. Den totala kostnaden för åtgärder är då 139 miljoner kr.

Kväveoxider

De totala svenska NO_x-emissionerna minskade mellan 1995 och 2001 från 296 tusen till 250 tusen ton (Naturvårdsverket, 1995, 2001), vilket innebär en minskning med 14 tusen ton rent kväve, räknat utifrån ett omvandlingstal på 3,3. Av detta deponeras 31 procent över landet och 16 procent direkt på Östersjön (EMEP, 2000).

Minskningen förklaras främst av att vägtrafikens utsläpp reducerats från 149 till 104 tusen ton NO_x per år under perioden. Av detta står minskade utsläpp från personbilar för den största delen. Emissionerna från personbilar minskade från 72 till 37 tusen ton NO_x, d.v.s. med 35 tusen ton. Denna minskning kan tänkas bero på ändrad sammansättning av bilflottan, ändrad bensinförbrukning och ändrade avgaskrav. Mellan 1995 och 2001 sjönk bensinförbrukningen med 6 procent, sannolikt delvis som en följd av att bensinpriset steg (Naturvårdsverket, 2003b). Detta torde förklara en del av NO_x-minskningen. Enligt Naturvårdsverket har det sedan slutet av 1980-talet obligatoriska kravet

på katalysatorrening på nya bilar varit en avgörande faktor för de svenska NO_x-minskningarna (Naturvårdsverket, 2003a). Antalet personbilar med katalysatorer ökade från 1.7 miljoner 1995 till 2,9 miljoner av totalt 4.0 miljoner fordon (Naturvårdsverket, 2003a). Användning av katalysator sänker en bils NO_x-utsläpp med 55-75 procent under en bils livslängd (Naturvårdsverket, 2003c). Här antas att minskningen är 65 procent. Utifrån data för 2001, där de totala utsläppen från personbilar är 37 tusen ton NO_x (Naturvårdsverket, 2001), motsvarande 11,2 tusen ton N, och med hänsyn till andelen bilar med och utan katalysator, kan man då räkna fram att utsläppen från en bil utan katalysator 2001 är 5,3 kg N per år. Med katalysator är utsläppen 65 procent lägre, eller 1,9 kg N per år. Den årliga utsläppsminskningen av katalysatorinstallation uppgår då till 3,4 kg N per bil och år. Eftersom antalet bilar med katalysatorer ökat med 1.2 miljoner under perioden, skulle utsläppen till luft minskat 4,1 tusen ton N per år till följd av katalysatorkravet. Detta motsvarar en minskad deposition på land med 1,3 tusen ton. Med antagande om att 6 procent av detta når havet (se ovan) skulle detta leda till en minskning av tillförseln till havet med 0,07 tusen ton. Vidare skulle detta lett till en minskad direktdeposition på Östersjön med 0,65 tusen ton. Den totala effekten av katalysatorerna under perioden är då en minskning av tillförseln till havet med 0,72 tusen ton N. Kostnaden för att minska NO_x-emissioner från bilar med hjälp av katalysator är enligt modelldata 97 kronor per kg N-utsläpp till luften. Den totala kostnaden för minskade kväveemissioner från personbilar till följd av katalysatorinstallation är då 397 miljoner kronor per år.

Andra typer av avgaskrav som lett till minskade utsläpp inkluderas inte här, eftersom uppgifter om kostnader och effekter inte finns tillgängliga. Detta medför sannolikt en underskattning av de miljöpolitiskt framdrivna NO_x-minskningarna.

Delvis svenskfinansierade åtgärder utomlands

Sverige har genom SIDA bidragit till sex fullföljda reningsverksprojekt vid några av HELCOMs 132 så kallade hotspots, källor med särskilt höga utsläpp, tre i Lettland, två i Litauen och ett i Estland. De svenska bidragen till projekten uppgår till 8 procent av totalkostnaden. Projekten har avslutats mellan 1997 och 2001 (SIDA 2000a-e, 2001). Dessa projekt har lett till en minskning av kväveutsläppen med 967 ton/år. Av detta antas här 8 procent bero på det svenska bidraget, d.v.s. 84 ton N. Retentionen i Baltstaterna är enligt modellens värden i Litauen 35 procent, i Lettland 30 procent och i Estland 22 procent. Med dessa retentioner, kan den totala effekten av åtgärderna beräknas till en minskning av utsläppen till kusten med 0,06 tusen ton kväve.

Marginalkostnaden för att minska kväveutsläppen från reningsverk i Baltstaterna är enligt modellens värden 9 kronor per kilo reducerat kväve och år. Kostnaden för den svenska andelen av åtgärderna i Baltstaterna uppgår då till cirka 0,76 miljoner kronor.

Summering av effekter och kostnader

Kostnaderna för miljöpolitiskt framdrivna åtgärder och effekten av dem summeras i tabell 1.

Kostnaden för åtgärderna, beräknade utifrån data i den modell som presenteras i avsnitt 6, kan summeras till 1 179 miljoner kronor per år. Den miljöpolitiskt framdrivna minskningen av kväveutsläpp till havet för ovan beskrivna åtgärder är drygt 11 tusen ton till havet. Vid en jämförelse med de totala utsläppen till kusten 1995 (se tabell 1) kan man konstatera att dessa miljöpolitiskt motiverade åtgärder svarar en för en minskning av utsläppen till havet på 13,1 procent.

Från tabellen nedan kan man konstatera att de största minskningarna av kväveutsläppen vid källan gjorts genom åtgärder vid reningsverk, genom minskade emissioner av ammoniak och NO_x till luft och genom stödet till fånggrödor och värbearbetning. Åtgärder vid reningsverk och fånggrödor och värbearbetning är också de åtgärder som haft högst effekt på utsläppen till kusten. Minskningar av kväveemissioner till luft har däremot haft liten effekt på utsläppen till havet, eftersom stora delar av dessa utsläpp deponeras på annat håll än över Sverige. Åtgärder vid kustnära industri, våtmarker och svenska investeringar i åtgärder utomlands har haft liten betydelse i sammanhanget.

De största kostnaderna har enligt beräkningarna varit för åtgärder vid reningsverk, följt av katalysatorer, minskade utsläpp från jordbruket till följd av stöd till fånggrödor och värbearbetning och ammoniakåtgärder. De högsta genomsnittskostnader för att minska utsläppen till havet är enligt beräkningarna för minskade ammoniak- och NO_x-utsläpp, följt av fånggrödor och värbearbetning. Låga genomsnittskostnader för minskade utsläpp till havet finner man i tabellen framförallt för åtgärder utomlands och för kustnära åtgärder i industri och för våtmarker. Genomsnittskostnaden för reningsverken i tabellen är ett medeltal för både kustnära reningsverk och reningsverk belägna i inlandet. Kustnära åtgärder i reningsverk har i beräkningarna samma låga genomsnittskostnad som åtgärder i kustnära industri.

Tabell 1. Effekter av och kostnader för kvävepolitiken efter 1995

	Utsläpps- minskning vid källorna (1000 ton)	Utsläpps- minskning till kusten (1000 ton)	Total- kostnad (miljoner kronor per år)	Genomsnittlig kostnad (kronor per kilo minskade N- utsläpp)	
				Vid källan	Till kusten
Kustnära industri	0,771 ¹	0,771	37	48	48
Reningsverk	8,1801	6,432	397	48	62
Fånggrödor och värbearbetning	2,300 ¹	1,860	186	81	100
Våtmarker med EU-stöd	0,563 ¹	0,455	20,4	36	45
Våtmarker med LIP-stöd	0,062 ¹	0,062	2,3	37	37
Ammoniakåtgärder i jordbruket	3,506 ²	0,923	139	40	151
Katalysator personbil	4,100 ²	0,720	397	97	552
Åtgärder utomlands	0,084 ¹	0,060	0,76	9	13
Summa	19,567	11,283	1179,46		

1. Utsläpp till vattendrag.

2. Utsläpp till luft.

Av tabell 1 framgår att de beräknade utsläppsminskningarna till Östersjön uppgår till cirka 11,3 tusen ton N. De mänskligt orsakade svenska utsläppen

1995 uppgick till 85,8 tusen ton N, se tabell A1 i Appendix. Den beräknade minskningen uppgår då till 13,1 procent. Det ska dock noteras att denna minskning har motverkats av ökade kväveutsläpp som en följd av utvecklingen inom jord- och skogsbruket, se tabell A1 i appendix.

3. Ekonomiska studier om Östersjön

Ett flertal ekonomiska studier har genomförts med syfte att analysera val av åtgärder och styrmedel för att reducera övergödningen av Östersjön. Studierna har nedan delats upp på sådana som behandlar kostnadseffektiva åtgärder, samband mellan jordbrukspolitik och miljöpolitik, strukturella effekter av ändrade utsläpp, internationella aspekter på utsläppsminskningar och styrmedel. I detta avsnitt sammanfattas slutsatserna och resultaten jämförs med de överenskommelser och åtgärder som genomförts för Östersjön.

3.1 Översikt av svenska och internationella studier

Kostnadseffektiva åtgärder

De studier som behandlar kostnadseffektiva åtgärder skiljer sig åt med avseende på formulering av miljömål, geografisk omfattning och åtgärdsalternativ.

Gren, Elofsson och Jannke (1997) beräknar kostnadseffektiva åtgärder för en minskad belastning på kusten i en modell där alla antropogena utsläpp av kväve och fosfor från samtliga länder kring Östersjön är inkluderade, både vatten- och luftburna. Minimikostnaden för att halvera kväveutsläppen till kusterna beräknas vara 12 miljarder kronor per år, medan minimikostnaden för att halvera fosforutsläppen beräknas till 3 miljarder kronor per år.

Kostnadsskillnaden kan relateras till det faktum att kväveutsläppen är drygt 20 gånger större än fosforutsläppen. Studien visar att en internationell policy där varje land måste halvera de egna utsläppen är cirka 3 gånger så dyr totalt sett som en policy där åtgärderna fördelas kostnadseffektivt mellan länderna. Vid utsläppsminskningar uppemot 50 procent kan kostnaderna hållas nere genom att åtgärder mot kväve- och fosforutsläpp samordnas. Den kostnadseffektiva svenska utsläppsminskningen beräknas till drygt 40 procent för kväve och drygt 30 procent för fosfor. Den kostnadseffektiva åtgärdsstrategin beräknas, för Östersjöländerna tillsammans, bestå till nära nog lika delar av åtgärder vid reningsverk, åtgärder i jordbruket och anläggning av våtmarker. Åtgärder för att minska utsläppen av kväveoxider och ammoniak spelar en mycket liten roll i ett kostnadseffektivt internationellt åtgärdsprogram.

Flera studier undersöker värdet av att inkludera våtmarker, som fungerar som kvävefällor, i en kostnadseffektiv åtgärdsstrategi. Gren (1995) jämför våtmarker med åtgärder vid kommunala reningsverk eller i jordbruket, och konstaterar att våtmarker bidrar med andra värden än kväverening, som till exempel biologisk mångfald. En empirisk tillämpning utifrån gotländska data visar på betydligt högre marginalvärden för våtmarker än för reningsverk. I en studie av Laholmsregionen i Sydvästsverige noterar Byström (1999) att

marginalkostnaden för att minska kväveutsläppen med hjälp av våtmarker på jordbruksmark visserligen varierar kraftigt beroende på lokal och tidpunkt, men att kostnaderna i många fall är låga jämfört med andra åtgärder i jordbruket. I en annan studie beräknar Byström (2000) värdet av att inkludera våtmarker i en kostnadseffektiv strategi för minskade kväveutsläpp från det svenska jordbruket. Han drar slutsatsen att kostnadsbesparingen av att inkludera våtmarker är cirka 30 procent vid en halvering av jordbrukets totala utsläpp.

Ett antal studier har gjorts med syfte att undersöka hur valet av kostnadseffektiva åtgärder påverkas av att målet formuleras på annat sätt än som en genomsnittlig minskning av belastningen på kusten. Några av dessa studier utreder hur naturliga stokastiska variationer i utsläppen påverkar kostnader och val av åtgärder om beslutsfattaren vill minska utsläppen med relativt hög säkerhet. Ett underliggande antagande i dessa studier är att antingen beslutsfattaren ogillar risk eller skadefunktionen är konvex med avseende på belastningen. Sistnämnda innebär att miljöskadan antas öka mer vid högre föroreningsbelastning. En allmän slutsats från dessa studier är att om miljömålen ska nås med högre säkerhet krävs mer åtgärder, vilket medför högre kostnader.

Elofsson (2003) undersöker hur förekomsten av stokastiska utflöden av kväve och fosfor till Östersjön påverkar kostnaderna för en halvering av utsläppen. Studien visar att kostnaderna för en halvering av kväve- och fosforutsläppen till Östersjön kan bli 80 procent högre om målet ska nås med 95 procents säkerhet jämfört med om beslutsfattarna ignorerar variabilitet. Beräkningarna pekar också på möjligheten att hålla kostnaderna nere genom att sprida åtgärder mellan olika delar av Östersjöområdet, och att undvika en koncentration av åtgärder till länder vars utsläpp är starkt positivt korrelerade. Trots den stora effekten på de totala kostnaderna om utsläppsmålet ska nås med hög säkerhet påverkar säkerhetskravet inte rankningen av de tre största utsläppsländerna med avseende på åtgärds-kostnaderna. Inte heller ändras rankningen av olika typer av åtgärder, med avseende på den omfattning de har i en kostnadseffektiv åtgärdsstrategi.

Byström, Andersson och Gren (2000) undersöker kostnadseffektiv lokalisering av åtgärder när beslutsfattaren kan välja mellan åtgärder uppströms och nedströms, givet att effekten av åtgärderna är korrelerad. Studien, som tillämpas på ett avrinningsområde i Sydvästsverige, visar att våtmarker kan vara en betydelsefull del av en kostnadseffektiv strategi för att minska utsläppen, om beslutsfattaren vill nå utsläppsreduktioner med hög säkerhet.

Brady (2003b) identifierar tre olika typer av stokastiska processer som påverkar kväve under transporten från källan till havet. Han noterar att korrelation mellan olika typer av risker kan leda till att den samlade miljörisken förstärks eller dämpas och att kunskapen om olika stokastiska effekter är begränsad, men att bättre kännedom om dessa processer skulle göra det möjligt att välja mer kostnadseffektiva strategier.

Flera olika studier bekräftar ytterligare den stora betydelsen av att ta hänsyn till naturens förmåga att assimilera kväve, inte bara under transporten från källan till kusten utan också i kustvattnet eller i havet. Gren, Destouni och Scharin (2000) inkluderar både uppströms och nedströms åtgärder, skillnader i variabilitet mellan olika regioner och skilda belastningsmål för fyra olika, intill varandra liggande, havsbassänger. Studien visar på att retentionen i kustnära

bassänger har stor betydelse för den kostnadseffektiva åtgärdsstrategin. Hart (2002) undersöker optimala åtgärder när beslutsfattaren kan välja mellan uppströms åtgärder i jordbruket och nedströms minskningar av kväveflödet genom musselodling. Utifrån en dynamisk modell tillämpad på svenska västkusten konstaterar han att musselodling vid kusten kan vara ett kostnadseffektivt komplement till andra åtgärder, och att kustnära åtgärder bör prioriteras inledningsvis, jämfört med åtgärder i inlandet, när miljötillståndet i kustvattnen är dåligt vid åtgärdsprogrammets start. Hart och Brady (2002) jämför hur valet av miljömål, statiskt eller dynamiskt, för vattenkvaliteten i Östersjön påverkar valet av åtgärdsstrategi över tiden. De konstaterar att en strategi som inte tar hänsyn till den tid det tar för ekosystemet att anpassa sig, utan är inriktat på att en viss belastningsminskning ska nås ett givet år i framtiden, riskerar att leda till att vattenkvaliteten successivt försämras fram till måldatumet.

Elofsson (2002) analyserar hur den kostnadseffektiva fördelningen mellan kväve- och fosforminskningar påverkas av att alger kräver både kväve och fosfor för att tillväxa. Studien visar att om beslutsfattaren önskar minska algproduktionen till lägsta kostnad, kan det vara befogat att prioritera åtgärder mot den ena av föroreningarna, och tillåta högre utsläpp av den andra, om substitutionselasticiteten mellan kväve och fosfor är låg. Med en hög substitutionselasticitet och konvexa kostnadsfunktioner kan det vara ekonomiskt motiverat att minska utsläppen av båda ämnena.

Jordbruks- och miljöpolitik

Några studier undersöker sambandet mellan kostnadseffektiva åtgärder mot kväveläckage från jordbruket och de förutsättningar som ges av den allmänna jordbrukspolitiken. Brady (2003a) konstaterar att den kostnadseffektiva åtgärdsstrategin för jordbruket i södra Sverige skiljer sig kraftigt med och utan den allmänna jordbrukspolitiken. Utan dagens jordbrukspolitik skulle kostnaderna för att nå utsläppsmålen skulle vara betydligt lägre. Valet av åtgärder och deras lokalisering skiljer sig betydligt med och utan jordbrukspolitiken. Med dagens jordbrukspolitik skulle generella minskningar i kväveintensiteten, tillsammans med odling av fånggrödor och vårbehandling vara de mest betydande åtgärderna i ett kostnadseffektivt program. Åtgärderna skulle i första hand lokaliseras till kustområdena. Detta kontrasterar mot det kostnadseffektiva åtgärdsvalet i en situation utan allmänna jordbrukspolitiska stöd, där åtgärdsprogrammet domineras av ökad träda. Brady konstaterar också att dagens åtgärder för att minska kväveläckaget i princip endast uppväger det ökade läckage som den övriga jordbrukspolitiken ger upphov till. Två danska studier undersöker effekterna av EUs Agenda 2000-reform för jordbrukssektorn, som bland annat innefattar en övergång från produktionsstöd till arealstöd, på danska kväveutsläpp till mark och hav. De drar slutsatsen att reformen kommer att ha stora ekonomiska effekter för de danska bönderna, men små effekter på kväveläckaget (Wier m.fl., 2002).

Styrmedel

Brännlund och Gren (1999) jämför kostnaderna för att minska utsläppen av kväve med hjälp av en enhetlig respektive en differentierad skatt på handelsgödselkväve i Sverige. De drar slutsatsen att kostnaden för att ha en enhetlig skatt jämfört med en regionalt differentierad är begränsad trots de stora skillnaderna i miljöpåverkan av handelsgödselkväve mellan olika delar av landet. Ett huvudskäl till den låga effekten på kostnaderna är att större delen av kvävet används i södra halvan av Sverige, där efterfrågeelasticitet och miljöpåverkan är likartad.

Strukturella effekter

De ekonomiska effekterna av åtgärdsprogram för att minska utsläppen behöver inte vara begränsade till de förorenande sektorerna, utan kan få strukturella effekter. Johannesson och Randås (2000) utvecklar en allmänjämviktsmodell för Östersjöregionen med flera länder vilken inkluderar kväveutsläpp. De konstaterar att i länder där de förorenande sektorerna är små i förhållande till hela den nationella ekonomin, som i Sverige och Danmark, har minskningar av kväveutsläppen små strukturella effekter på icke-förorenande sektorer. Om de förorenande sektorerna är stora i förhållande till den nationella ekonomin, som i Polen och Baltstaterna, kan de strukturella effekterna också bli stora. Wier och Hasler (1999) bekräftar denna slutsats i en studie av Danmark, där jordbrukssektorn står för cirka 5 procent av den samlade produktionen. Ökad export och intensifiering av jordbruksproduktionen är de främsta förklaringarna till den stora ökningen av kväveutsläpp i Danmark från 1960-talet till 1980-talet. Strukturella förändringar har däremot haft liten betydelse i sammanhanget.

Internationella aspekter

De strategiska aspekterna av internationella havsföreningar har generellt sett fått lite uppmärksamhet i den ekonomiska litteraturen. En studie av Gren (2001) illustrerar emellertid svårigheterna att nå en internationell överenskommelse kring utsläppsminskningar för Östersjön, och de betydande vinster som finns av ett samarbete. Studien beräknar under olika antaganden om marginalvärdet av utsläppsminskningar den svenska minskningen av kväveutsläpp till Östersjön, i avsaknad av internationellt samarbete, till 14 eller 33 procent. Den ekonomiska litteraturen har visat att en välfärdsförbättring kan nås om det finns möjligheter att göra internationella finansiella transfereringar som motiverar länder att delta (se t.ex. Barrett, 1994). I linje med detta undersöker Markovska och Zylicz (1999) ett system för kostnadsdelning för länderna runt Östersjön utifrån Chandler-Tulkens fördelningsmodell. De empiriska slutsatserna från dessa två studier liksom från Gren, Elofsson och Jannke (1997) pekar på behovet av att starkare involvera Polen i det internationella samarbetet, exempelvis genom transfereringar från andra länder. Det är emellertid också känt att sådana transfereringar inte är helt oproblematiska, bland annat kan möjligheten att erhålla en transferering göra att länder vidtar mindre åtgärder än vad de annars skulle ha gjort (Hoel och Schneider, 1997).

3.2 Litteraturen i jämförelse med svensk Östersjöpolitik

HELCOMs utvärdering visar att svenska utsläppsminskningar vid källorna, totalt sett, är mindre än de svenska uppsatta målen och dessutom mindre än i de flesta andra Östersjöländer (Läane m.fl., 2002). På grund av retentionen är det inte givet att en procentuell förändring i utsläppen vid källorna motsvarar samma procentuella förändring i de utsläpp som når kusten. Den genomsnittliga retentionen kan vara en annan efter en utsläppsminskning, om utsläppskällornas lokalisering inom regionen förändrats. Man kan dock dra slutsatsen att *även* om de svenska utsläppsminskningarna till kusten är mindre än andra länders, kan detta, som Gren, Elofsson och Jannke (1997) visar, tänkas vara försvarbart utifrån kostnadseffektivitet. Detta förutsätter emellertid också att de svenska utsläppsminskningarna genomförts på ett kostnadseffektivt sätt.

Litteraturen förordar i flera fall våtmarker som en lämplig åtgärd, bland annat med tanke på att dessa bidrar till flera olika typer av värden (Gren, 1995; Byström, 1999, 2000). De svenska våtmarkssatsningarna har dock stått för en mycket liten del, ca fem procent, av de totala utsläppsminskningarna. Detta trots att genomsnittskostnaden för minskade kväveutsläpp till kusten med hjälp av våtmarker är under 50 kr per kilo N, vilket exempelvis kan jämföras med kostnaden för fånggrödor och vårbearbetning, som är cirka 100 kronor per kilo N till kusten, alltså två gånger mer (jfr. tabell 1). Även Miljömålskommittén (2000, bil.V, s.1020-1021) har kommit till slutsatsen att våtmarker är ett billigare åtgärdsalternativ än utebliven vårbearbetning och odling av fånggrödor. Med tanke på de ytterligare värden som våtmarker genererar, utöver kväverening, kan därför ytterligare våtmarksanläggning vara att föredra framför mer kostsamma åtgärder som fånggrödor och vårbearbetning.

Litteraturen om osäkerhet kring effekten av olika åtgärder ger inga direkta skäl till andra prioriteringar mellan åtgärder än utan osäkerhet. Elofsson (2003) visar att rankningen av olika åtgärder med avseende på deras betydelse i en kostnadseffektiv strategi inte påverkas av osäkerhet om utsläppen till kusten. Liknande resultat erhålls på gårdsnivå i Ekman (2002). Flera av studierna visar visserligen att osäkerhet har potentiellt stor betydelse för det kostnadseffektiva åtgärdsvalet, men eftersom data om sambanden mellan olika typer av osäkerhet i många fall är bristfälliga eller saknas är det svårt att dra mer bestämda slutsatser.

Flera studier pekar på möjligheten att få snabbare eller säkrare effekter av att förlägga åtgärder nära kusten (Byström, Andersson och Gren, 2000; Hart, 2002; Gren, Turner och Wulff, 2000). Genom den snabbare effekten, blir det diskonterade värdet av åtgärden större i förhållande till kostnaden. Värdet av en säkrare effekt beror på om målet formuleras i termer av genomsnittlig effekt eller om variationer i utsläppsbelastningen antas vara ett problem. I det förra fallet är åtgärder vid kusten att föredra utifrån kostnadseffektivitet, och i det senare kan åtgärder i inlandet anses bättre utifrån kostnadseffektivitet eftersom de kan reducera variationen i utsläpp. En strategi för att förlägga åtgärder nära kusten har tillämpats i miljöpolitiken när det gäller reningsverk. Samma medvetna strategi har inte tillämpats när det gäller lokaliseringen av åtgärder i exempelvis jordbruket. Frågan om huruvida det är kostnadseffektivt eller ej att förlägga en större andel av jordbrukets åtgärder till kustområdena beror, som

Brady (2003a) visar, bland annat på utformningen av jordbrukspolitiken, eftersom denna påverkar marginalkostnaderna.

På empiriska studier av svensk vattenvårdspolitik har inriktats på jämföra skillnader mellan ideala styrmedel som leder till den kostnadseffektiva lösningen och styrmedel som är mer verklighetstroga. Internationella styrmedel, och handelseffekter av nationella styrmedel är inte empiriskt undersökta.

4. Kostnadseffektiva svenska kvävereduktioner

I det följande presenteras kostnadseffektiva allokeringar av åtgärder i olika avrinningsområden till Östersjön för två olika mål. Som nämndes i avsnitt 4 är den operationella definitionen av kvävemålet inte helt tydligt. Ska man reducera kväve till Östersjöns kuster söder om Ålands hav eller menar man reduktioner till Egentliga Östersjön? Skillnaden kan tyckas hårfin, men i det första fallet behöver man enbart koncentrera sig på utsläpp till kusterna medan man i det andra fallet också måste ta hänsyn till de kvävetransporter som sker mellan olika Östersjöbassänger. I det senare fallet kan mycket väl åtgärder lokaliserade i avrinningsområden norr om Norrtälje kommun vara intressanta beroende på deras kostnader och på transporter mellan bassänger i norra och södra Östersjön. Detta har också EU framfört som ett argument för åtgärder i norra delen av Östersjöns avrinningsområde. Regering och riksdag har däremot koncentrerat sig på södra Sverige, vilket är relevant endast vid en målformulering om utsläppsminskningar till kusten. I det följande presenteras kostnadseffektiva lösningar för båda kvävemålen.

Kostnadseffektiv allokering av åtgärder uppstår när marginalkostnaderna för att uppnå det specificerade målet är lika för alla åtgärder. Marginalkostnaden för varje åtgärd bestäms av *i)* kostnaden för kväverening vid lokalisering av åtgärden, och *ii)* effekten på Östersjön av åtgärden. Ju högre effekt på det definierade målet av en given åtgärd desto lägre är dess marginalkostnad. Kostnaden för åtgärder vid källan bestäms av de uppföringar som måste göras för att uppnå minskningen t.ex. kostnader för reducerad djurhållning eller användning av handelsgödsel. Effekten av en viss åtgärd bestäms under båda målen av de transporter av kväve som sker i mark, sjöar och floder. Ofta uttrycks denna effekt i termer av kväveretention, vilket innebär kvarhållning av kväve i avrinningsområdet. En högre retention medför en mindre effekt av en given reningsåtgärd i inlandet. Vid mål om kvävereduktioner till Egentliga Östersjön bestäms effekten också av kustretention och av de kvävetransporter som sker mellan de olika Östersjöbassängerna.

Den kostnadseffektivitetsmodell som används bygger på Gren, Elofsson och Jannke (1995, 1997) och Gren och Wulff (2003). Den ursprungliga modellen utnyttjas för att beräkna kostnadseffektiva åtgärder för minskade utflöden av kväve till Östersjöns kuster. Modellen har uppdaterats med åtgärder och kostnader och kvävetransporter i enlighet med data i Elofsson (2002) och en input-outputmodell för kvävetransporter mellan olika bassänger i Östersjön har

inkluderats, vilket innebär att kostnaden för olika åtgärder kan relateras till kvävebelastningen på olika bassänger.

Den numeriska modellen för beräkningar av kostnadseffektiva lösningar omfattar totalt 15 olika åtgärder för att minska kvävebelastningen på Östersjön. Dessa återfinns främst inom jordbrukssektorn men dessutom inkluderas åtgärder vid reningsverk och inom transport- och förbränningssektorn, se tabell 2. Kostnader och effekter på kvävebelastning till kusterna beräknas för 23 olika avrinningsregioner runt Östersjön. Indelningen har i ett första steg gjorts utifrån landsgränser, varefter länder med emissioner till flera bassänger, som Sverige, Finland och Danmark, samt stora länder som Polen, har delats upp i flera avrinningsregioner (se MARE, 2002, s. 52). Regionerna skiljer sig sinsemellan med avseende på kostnader och hydrologiska förhållanden. Indelningen i regioner är anpassade efter de sju Östersjöbassänger som ofta används i oceanografiska modeller (t.ex. MARE, 2002, s. 7).

Tabell 2. Åtgärder som ingår i modellen för kostnadsminimering av kvävereduktioner till Östersjön

Ammoniak	Kväveoxider		Vattenburna kväveutsläpp	
Jordbruk	Transporter	Stationära förbränningsanläggningar	Jordbruk	Reningsverk/ industri
Tre alternativ för minskad djurhållning: -nötkreatur -svin -fjäderfä	Katalysator i personbil	Rökgasrening	Minskad handelsgödsel-förbrukning	Minskade utsläpp från anläggningar
	Katalysator i fartyg	Minskad oljeförbrukning	Tre alternativ för minskad djurhållning: -nötkreatur -svin -fjäderfä	Enskilda avlopp
	Minskad bränsleförbrukning		Ändrad markanvändning: -fånggrödor -vallodling -energiskog	
			Höstspridning av stallgödsel	
			Våtmarksanläggning	

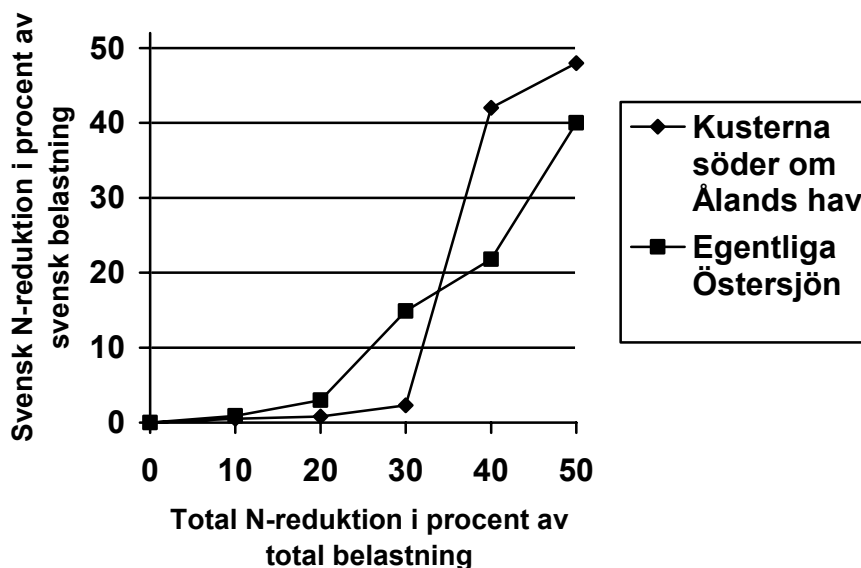
Kostnadsfunktionerna för kväveminskningar är i de flesta fall linjära, och beräknade antingen utifrån s.k. ingenjördata eller från ekonometriska skattningar. För minskad handelsgödselanvändning, samt minskad användning av fossilbränslen, har kostnaderna beräknats som minskat konsumentöverskott utifrån ekonometriskt skattade efterfrågefunktioner. Dessa kostnadsfunktioner är kvadratiska. För närmare detaljer rörande kostnader, se Gren, Elofsson och Jannke (1995) och Elofsson (1997).

Beräkningen av effekten av en åtgärd på belastningen till kusten sker på olika sätt för olika typer av åtgärder. För åtgärder i jordbruket tas hänsyn till ammoniakavgång, andel av (resterande) kväve som utlakas i rotzonen och retentionen av kväve under transporten från källan till havet. För våtmarker beror effekten av mängden inkommande kväve till våtmarken. För emissioner till luft tas hänsyn till andelen av emissionerna som deponeras inom samma region på olika typer av land samt till den andel som deponeras direkt på Östersjön. För det kväve som deponeras på land tas hänsyn till att olika typer av markanvändning kvarhåller olika mycket kväve, och att en del av kvävet bortgår genom retention i vattendragen. För industri och reningsverk beror effekten på kusten på retentionen. Alla ovan nämnda faktorer skiljer sig mellan regionerna. När allt kväve nått kusten, antas en del hållas kvar nära kusten till följd av kustretentionen, varefter spridningen av kväve mellan de olika bassängerna bestäms av en input-output-modell, beräknad från en steady-state kvävebudget för Östersjön (MARE, 2002, fig. 11).

Modellen inkluderar åtgärder i Östersjöns hela avrinningsområde. Det innebär att svenska åtgärder relateras till en kostnadseffektiv strategi för hela Östersjön. I det följande analyseras i huvudsak två frågeställningar med hjälp av denna modell. Den första är när det är motiverat med en svensk reduktion på 13,1 procent, se avsnitt 2.3. Den andra är i vilken utsträckning denna minskning genomförts på ett kostnadseffektivt sätt. Det vill säga, skulle man kunna uppnå en reduktion med 13,1 procent till en lägre kostnad än 1 179 miljoner kr, se tabell 1? För båda frågeställningarna analyseras fallen med mål till kusterna söder om Ålands hav respektive till Egentliga Östersjön

Svenska kvävereduktioner för kostnadseffektiva reduktioner till Östersjön bestäms av kostnader för åtgärden vid källan och dess effekt. I många fall är kostnader för reduktioner vid källan högre i Sverige än i andra Östersjöländer. Emellertid är effekten av åtgärder ofta högre då kväveretentionen är lägre i Sverige, vilket reducerar kostnaden i Sverige för att uppnå mål om utsläppsminskningar till kusten eller till Egentliga Östersjön. Vid det senare målet tillkommer möjligheten att vidta åtgärder i norra Sverige. Effekten av dessa på Egentliga Östersjön är relativt stor på grund av de transporter som sker mellan bassängerna i Östersjön. Effekt av en åtgärd i nordliga bassänger motsvarar 80 procent av samma åtgärd i Egentliga Östersjön. I figur 1 presenteras svenska procentuella kvävereduktioner vid kostnadseffektiva totala kvävereduktioner till a) alla länders kuster söder om Ålands hav och b) Egentliga Östersjön.

Figur 1. Svenska kvävereduktioner vid kostnadseffektiva reduktioner till alla länders kuster söder om Ålands hav respektive till Egentliga Östersjön.



Källa: se tabell A2 i Appendix.

Den svenska beräknade reduktionen med 13,1 procent kan motiveras utifrån ett kostnadseffektivt perspektiv vid cirka 33 procent total reduktion till alla länders kuster söder om Ålands hav, och vid en total reduktion med cirka 27 procent till Egentliga Östersjön. Den kraftiga ökningen av svenska reduktioner mellan 30 och 40 procent reduktion till alla länders kuster söder om Ålands hav förklaras av att anläggning av våtmarker och ökad kväverening vid reningsverk och enskilda avlopp blir kostnadseffektiva jämfört med åtgärder i andra länder. Sistnämnda åtgärd blir kostnadseffektiv i norra Sverige vid lägre totala reduktionsnivåer till Egentliga Östersjön, vilket förklarar den mer långsamt stigande kurvan för procentuella kvävereduktioner för detta mål.

Resultaten visar också att Sverige, utifrån internationell kostnadseffektivitet, bör minska sina utsläpp mer, ju större kravet är på den totala belastningsminskningen. Vid en 10-procentig minskning av den totala belastningen på Egentliga Östersjön ska dock den svenska belastningen på bassängen minska mindre än 1 procent. Notera också att den kostnadseffektiva svenska belastningsminskningen inte är proportionell mot det internationella målet. Man kan från detta dra tre slutsatser: 1) Sverige har mindre tillgång på åtgärder till låg kostnad än andra länder, så den kostnadseffektiva svenska belastningsminskningen är lägre än den från andra länder, särskilt vid lägre satta internationella mål, 2) det finns tillräckligt mycket åtgärdsalternativ till låg kostnad i Sverige för att det skall vara kostnadseffektivt att vidta åtgärder även

vid låga krav på den totala belastningsminskningen och 3) vid högre satt internationellt mål närmar sig nivån på den svenska utsläppsminskningen nivån på det internationella målet, vilket tillsammans med 1) kan tolkas som att de svenska åtgärderna ligger på ”mellankostnadsnivå”.

De åtgärder som ingår i en kostnadseffektiv lösning för reduktioner till Egentliga Östersjön redan vid låga svenska reduktionsnivåer är minskad användning av handelsgödsel och ökad vallodling i nordligt belägna avrinningsområden. Det kan tyckas kontraintuitivt eftersom målet är Egentliga Östersjön. Anledningen till att det är billigare att införa dessa åtgärder i norra jämfört med södra Sverige är att retentionen är relativt låg och att en relativt stor andel av utsläppen som når Bottenviken och Bottenhavet också, slutligen, når Egentliga Östersjön. Sammantaget blir alltså effekten på Egentliga Östersjön av dessa åtgärder högre än i södra Sverige. Vid högre svenska reduktionsnivåer, upp till 40 procent, utökas dessa åtgärder till södra Sverige, och ökad rening vid reningsverk och höstspridning av stallgödsel blir kostnadseffektiva i norra och delar av södra Sverige. I södra Sverige ingår också anläggning av våtmarker som en kostnadseffektiv åtgärd.

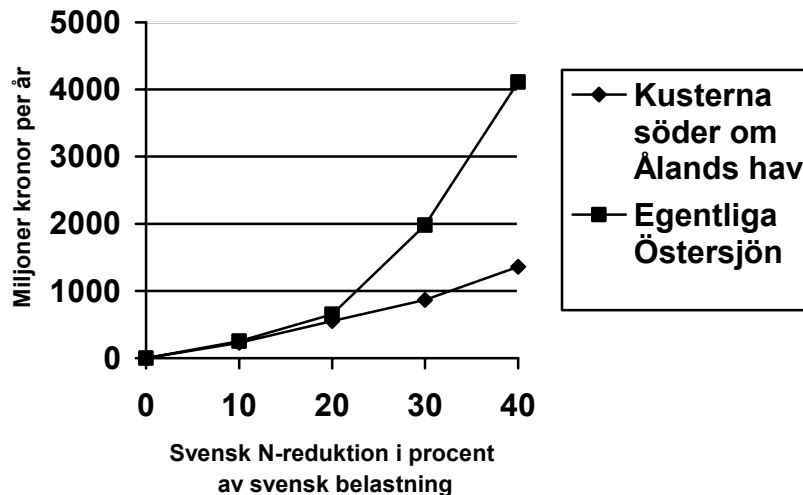
När målet gäller reduktioner till kusterna söder om Ålands hav ingår endast åtgärder i södra Sverige i den kostnadseffektiva lösningen. Även i detta fall är det handelsgödselanvändningen som reduceras vid reduktioner under 20 procent. För högre reduktionsnivåer inkluderas samma åtgärder som för reduktioner till Egentliga Östersjön med den skillnaden att inga åtgärder genomförs i norra Sverige, och att fler åtgärder genomförs i Kattegatts avrinningsområde. Effekten av kväveutsläpp från Kattegatts avrinningsområde halveras under transporten från kusten till Egentliga Östersjön

5. Utvärdering av svenska kväveåtgärder för Östersjön

Kan man då säga att den miljöpolitik som bedrivits under 1995-2000, se kapitel 2, varit lyckosam? Om man med det enbart avser att den har haft effekt överhuvudtaget blir svaret ja, om man menar att de uppsatta målen ska nås torde svaret bli nej, se kapitel 2. En mer ambitiös utvärdering innefattar också frågan om samma resultat skulle kunna ha uppnåtts till en lägre kostnad. Från tabell 1 noteras att de beräknade kostnaderna för åtgärder som ger en total minskning med 11,3 tusen ton uppgår till 1 179 miljoner kr.

Utsläppsreduktionen motsvarar cirka 13,1 procent av Sveriges totala mänskligt orsakade kvävebelastning till Östersjön 1995 (se tabell A1 i appendix). Huruvida kvävereduktionen med 13,1 procent till en kostnad av 1 179 miljoner kronor varit kostnadseffektiv eller ej belyses genom beräkning av svenska kostnadseffektiva reduktioner enligt de två olika målen, se figur 2. De två kurvorna för de olika målen illustrerar den lägsta kostnaden för att uppnå olika procentuella svenska kvävereduktioner.

Figur 2. Kostnader för svenska kvävereduktioner till kusterna söder om Ålands hav respektive till Egentliga Östersjön.



Av figur 2 framgår det att kostnaderna för reduktioner till Egentliga Östersjön är högre än motsvarande procentuella minskningar till kusterna söder om Ålands hav. Detta kan tyckas motsägelsefullt då det tidigare påpekats att åtgärder i norra Sverige är relativt billiga för mål om reduktioner till Egentliga Östersjön. Denna fördel motverkas dock av att åtgärder i Kattegatts avrinningsområde har mindre effekt på Egentliga Östersjön. Eftersom kapaciteten för åtgärder i Kattegatt är högre än för de i Norra Sverige är det nödvändigt att utnyttja relativt dyra åtgärder vid reduktionsnivåer överstigande cirka 20 procent.

Vid en budget på 1 179 miljoner kronor kan man avläsa i Figur 2 att det går att uppnå en minskning till kusterna med cirka 35 procent och till Egentliga Östersjön med cirka 25 procent. På motsvarande vis kan vi se att en reduktion med 13 procent skulle kosta cirka 400 miljoner kronor för båda målen. Det synes alltså som betydligt större reduktioner skulle kunna uppnås med en annan allokering av budgetmedlen än den faktiska miljöpolitiken. Det går att urskilja minst tre orsaker till ineffektivitet:

Installation av katalysatorer ingår som en fördyrande åtgärd i den faktiska miljöpolitiken. Denna åtgärd ingår inte i modellresultaten för en kostnadseffektiv lösning.

Våtmarker utnyttjas i större utsträckning. Ungefär en fördubbling av våtmarksytan i södra Sverige genomförs, jämfört med de faktiska anläggningarna.

Vid mål för belastningen på Egentliga Östersjön omallokeras åtgärder även regionalt. Cirka 40 procent av totala budgeten läggs i den kostnadseffektiva lösningen på åtgärder i norra Sverige.

Man kan dock inte från utvärderingen dra slutsatsen att de mer kostsamma åtgärder som genomförts, som t.ex. installation av katalysatorer i personbilar, inte skulle ha vidtagits. För det första innehåller modellen inte någon

information om transaktionskostnader förknippade med styrmedel, genomförande och kontroll. För det andra kan åtgärderna ge upphov till andra effekter än minskad kvävebelastning på Östersjön. NO_x-utsläpp från bilar bidrar inte bara till övergödning av Östersjön utan också till nedfall av försurande ämnen och påverkan på hälsan. Införandet av katalysatorer har därför flera positiva effekter. I princip skulle kostnaden för åtgärden, när det gäller minskade utsläpp till Östersjön beräknas som en nettokostnad, med avdrag för värdet av de effekter åtgärden har på andra områden. Dessa ekonomiska värden är emellertid bara till liten del kända. För att komma ifråga i en kostnadseffektiv svensk reduktion med 13,1 procent behöver dock andra miljövärden än de som berör Östersjön uppgå till minst 75 procent av kostnaden för katalysatorer vilket motsvarar knappt 25 kronor per kilo NO_x-reduktion.

Om man utesluter åtgärder mot kväveoxider från det faktiska åtgärds paketet så blir kostnaden för paketet cirka 800 miljoner kronor och kvävereduktionen uppgår till cirka 12 procent. En kostnadseffektiv lösning för denna minskning skulle kosta strax under 400 miljoner kronor per år. Alternativt skulle samma budget, 800 miljoner kronor kunna användas för en minskning av utsläppen till kusten med 28 procent eller av belastningen på Egentliga Östersjön med 20 procent.

Gör man samma sak, men exkluderar både kväveoxider och ammoniak från åtgärds paketet blir kostnaden för vidtagna åtgärder 644 miljoner kronor och kvävereduktionen uppgår till 11,2 procent. En kostnadseffektiv lösning för samma reduktion kostar cirka 350 miljoner. Vi kan därför dra slutsatsen att även om vi enbart beaktar åtgärder med avsedd störst effekt på övergödningen av Östersjön, d.v.s. åtgärder mot vattenburna utsläpp, är den faktiska kostnaden även för detta paket nästan dubbelt så hög som en kostnadseffektiv kombination av åtgärder.

Beräkningarna illustrerar också vikten av att definiera målet med kvävereduktioner även under kostnadseffektiva program. Om syftet är att uppnå förbättringar i Egentliga Östersjön och målet uttrycks i termer av reduktioner till kusterna kan kostnaden ändå bli hög. En minskning av kvävetillförseln med 13,1 procent till kusterna söder om Ålands hav reducerar utsläppen till Egentliga Östersjön med enbart 6 procent.

6. Slutsatser och diskussion

Den ovan redovisade studien ger underlag för flera slutsatser när det gäller svenska åtgärder kontra åtgärder i andra länder och sammansättningen av åtgärder i Sverige utifrån ett kostnadseffektivitetsperspektiv. Den ger också anledning att diskutera formuleringen av miljömål för övergödning, i vilken utsträckning dessa kan effekterelateras, och hur synergier mellan mål eller åtgärder kan hanteras. Studien kan även ses i ljuset av Havsmiljökommissionens betänkande, där man betonar vikten av såväl en gemensam förvaltning av Östersjön, utvärdering av genomförda åtgärder och behovet av starkare relatering av åtgärdsprogrammen till de slutliga effekterna på Östersjöns ekosystem. Analysen i studien utgår från kostnadseffektivitet i ett

länderövergripande perspektiv, och genomförda svenska åtgärder utvärderas i relation till två olika miljömål med olika stark effektrelatering.

När det gäller svenska åtgärder kontra åtgärder i andra länder kan man utifrån studien dra slutsatsen att kostnadseffektivitet kan motivera en något lägre proportionell minskning av kväveutsläpp till Östersjön från Sverige än från andra länder, oavsett om målet formuleras som minskningar av utsläppen till kusterna söder om Ålands hav eller som minskad belastning till Egentliga Östersjön. En lägre utsläppsminskning i Sverige än i andra länder kan alltså vara motiverad utifrån kostnadseffektivitet för Östersjön som helhet. Detta betyder inte att Sverige helt bör avstå från åtgärder, utan Sverige bör vidta utsläppsminskningar redan vid mycket låga krav på belastningsminskning till kusterna eller Egentliga Östersjön. Ju högre krav som ställs på den totala belastningsminskningen, desto större är den kostnadseffektiva svenska utsläppsminskningen i förhållande till minskningar i andra länder. Vidare innebär detta inte att det är optimalt för Östersjöländerna med den nuvarande åtgärdsnivån i regionen. Vare sig den ekonomiskt optimala åtgärdsnivån eller omfattningen av de åtgärder som krävs för att för att halvera belastningen på Östersjön är kända idag. Bland de faktorer som påverkar är behovet av åtgärder är bland annat effekten av hittills vidtagna åtgärder, i den mån denna effekt är tidsfördröjd, den ekonomiska utvecklingen i länderna söder och öster om Östersjön och inverkan på övergödningen av klimatförändringar.

De miljöpolitiskt framdrivna svenska åtgärderna efter 1995 har sammanställt, och beräknas ha lett till en minskad tillförsel av kväve till kusten motsvarande cirka 13 procent av de vattenburna mänskligt orsakade utsläppen under 1995. Kostnaderna för åtgärderna beräknas till drygt 1 100 miljoner kronor per år. De dyraste åtgärderna har varit de som vidtagits mot luftburna utsläpp av ammoniak och kväveoxider. Man kan också notera att underlaget för sammanställning har vissa svagheter, då rapporteringen om effekter av och kostnader för olika styrmedel och regleringar som genomförts är bristfällig. Dessa åtgärder har jämförts med de kostnadseffektiva åtgärderna för att nå samma procentuella minskning, 13 procent, av kvävetillförseln till kusterna söder om Ålands hav respektive till Egentliga Östersjön. Minimikostnaden för att nå dessa minskningar är cirka 400 miljoner kronor per år, oavsett mål. De åtgärder som ingår i ett kostnadseffektivt program för både kusterna söder om Ålands hav och till Egentliga Östersjön vid denna nivå är minskad av handelsgödselanvändning, anläggning av våtmarker i södra Sverige och vårspridning av stallgödsel istället för höstspridning. För Egentliga Östersjön tillkommer vallodling i norra Sverige och ökad rening i reningsverken. Man kan också notera att om man har ett 13-procentsmål för Egentliga Östersjön är det kostnadseffektivt att lägga 40 procent av budgeten på åtgärder i norra Sverige. Faktiskt genomförda åtgärder som inte ingår i ett kostnadseffektivt program för kvävereduktioner till Östersjön är installation av katalysatorer i personbilar och fånggrödor och vårbearbetning.

Åtgärder mot luftburna utsläpp ingår överhuvudtaget inte i de kostnadseffektiva åtgärdsprogrammen. Denna slutsats är robust med avseende på osäkerheter om kostnader och effekter av åtgärder. Skälet är att effekten på Östersjön av dessa åtgärder är liten. Detta medför att kostnaden för att minska utsläppen till kusten med 1 kilo kan vara 10 gånger högre vid installation av

katalysator jämfört med exempelvis åtgärder vid reningsverk eller anläggning av våtmarker.

Jämförs det kostnadseffektiva programmet med Havsmiljökommissionens åtgärdsförslag finner man att de i flera avseenden överensstämmer, framför allt för kvävereduktioner till kusterna söder om Ålands hav. I båda programmen ingår vårspridning av stallgödsel, anläggning av våtmarker, ökad rening vid reningsverk och vid enskilda avlopp. En skillnad mellan ett kostnadseffektivt program för Egentliga Östersjön och Havsmiljökommissionens förslag är dock att det kostnadseffektiva programmet innebär att en stor del av åtgärderna bör genomföras i norra Sverige.

I studien analyseras emellertid inte bara hur nuvarande utsläppsminskning skulle kunna nås till lägre kostnad, utan också vilken belastningsminskning som skulle vara möjlig med en budget på 1,1 miljarder kronor per år, motsvarande den kostnad man haft för genomförda åtgärder. Resultaten visar att man med denna budget skulle kunna erhålla en minskning av kvävetillförseln till kusterna med 35 procent och till Egentliga Östersjön med 25 procent. Man kan här notera att det svenska målet för utsläppsminskning till kusten är på 30 procent.

Till skillnad från åtgärder mot vattenburna kväveutsläpp och mot ammoniakutsläpp, som bara inkluderas under miljö kvalitetsmålet ”Ingen övergödning”, så inkluderas åtgärder mot NO_x-utsläpp under flera andra miljö kvalitetsmål, som ”Bara naturlig försurning” och ”Frisk luft”. Det kan därför vara nödvändigt att fråga om resultaten håller även om åtgärder mot NO_x-utsläpp genom installation av katalysator i personbil exkluderas från listan över genomförda åtgärder. Slutsatserna tycks emellertid robusta: om katalysatorer exkluderas skulle effekten av de svenska åtgärderna på kusten vara en 12-procentig minskning, och totalkostnaden skulle vara cirka 700-800 miljoner kronor per år. Minimikostnaden för att åstadkomma samma minskning av utsläppen är, ungefär, densamma som för en 13-procentig minskning. Den utsläppsminskning som skulle kunna fås med samma budget uppgår till cirka 28 procent för kusten söder om Ålands hav och cirka 20 procent för Egentliga Östersjön.

En analys av kostnadseffektivitet i Östersjöpolitiken kompliceras självfallet av att flera av de åtgärder som är aktuella också påverkar andra miljömål. I denna studie beräknas, som ett exempel, hur stort värdet av ”bieffekterna”, utöver effekten på Östersjön, måste vara för att det ska vara samhällsekonomiskt motiverat att installera katalysator på personbilar. Resultaten visar bland annat att kostnaderna för installation av katalysatorer i personbilar måste täckas till minst 75 procent av andra miljövärden än de som berör Östersjön, vilket betyder att de måste uppgå till minst cirka 25 kronor per kilo NO_x.

Resultat från modellen visar, som nämnts, att minskad handelsgödsel användning är kostnadseffektivt redan vid låga krav på utsläppsminskningar. Om målet är att minska belastningen på Egentliga Östersjön kan det redan vid låga krav på belastningsminskningar vara kostnadseffektivt att genomföra minskningar av handelsgödsel användningen i såväl södra som norra Sverige. Ett av flera sätt att minska handelsgödsel användningen är via gödselmedelsskatten. Denna skatt har ibland ansetts vara ett alltför trubbigt instrument, eftersom en skatt på en insatsvara inte är direkt relaterad till miljöeffekten. En studie av Brännlund och Gren

(1999) tyder på att kostnaderna är små för att använda en generell kväveskatt istället för en regionalt differentierad. Resultaten från denna studie tar emellertid bara begränsad hänsyn till den totala variationen i miljöpåverkan mellan olika områden. En total bedömning av huruvida handelsgödselminskningar är kostnadseffektiva skulle också kräva att hänsyn tas till transaktionskostnader för valda styrmedel och efterlevnad av desamma.

Sverige har i praktisk politik prioriterat åtgärder vid kustnära reningsverk framför reningsverk i inlandet (Naturvårdverket, 2003d), och mycket tyder på att dessa åtgärder har kunnat göras till låga marginalkostnader. Man har inte i samma utsträckning prioriterat kustnära åtgärder för övriga sektorer som bidrar till utsläppen. Det är väl känt från den ekonomiska litteraturen att marginalkostnaden för åtgärder nära eller vid kusten ofta är lägre än för åtgärder i inlandet genom den större effekten på havet. Dessutom kan värdet av effekten på havet vara större eftersom resultatet kommer snabbare. Brady (2003a) visar exempelvis att det med dagens jordbrukspolitik kan vara kostnadseffektivt att minska kväveanvändningen och vidta odlingsåtgärder vid kusten. Studien pekar också på att det vid en förändrad jordbrukspolitik kan finnas starka skäl att överväga valet av åtgärder inom jordbrukssektorn, eftersom jordbrukspolitiken har stor betydelse för olika åtgärders marginalkostnad.

Studien ger också anledning till en del reflektioner när det gäller utformning av mål och åtgärdspaket. En enkel undersökning av underlagen för beslut kring åtgärdsprogram som syftar till att minska de vattenburna utsläppen av kväve ger intryck av att kostnadseffektivitet inte är avgörande vid förslag och beslut om åtgärdsprogram, se t.ex. Miljömålskommittén (2000). Vid låg ambitionsnivå på kväveminskningar rekommenderas där delvis åtgärder som är dyrare än de ytterligare åtgärder som föreslås för mer ambitiösa utsläppsminskningar. Vidare finns tre olika delmål för kväveutsläpp, ett för vattenburna kväveutsläpp och två för luftburna, där grunderna för avvägningen mellan dessa mål sinsemellan är oklar. Den här presenterade studien visar att en avvägning mellan dessa olika delmål utifrån kostnadseffektivitet för minskad belastning på Östersjön innebär en tydlig förskjutning mot åtgärder mot vattenburna utsläpp.

Resultaten från studien visar också att det svenska målet för vattenburna utsläpp, där endast utsläpp till kusten söder om Ålands hav inkluderas, leder till en åtgärdsstrategi som inte är kostnadseffektiv om målet är att minska belastningen på Egentliga Östersjön. Skälet är vissa åtgärder i Bottenvikens och Bottenhavets avrinningsområden är kostnadseffektiva för att minska belastningen på Egentliga Östersjön, dels beroende på kostnaderna för åtgärden vid källan, dels beroende på att en stor andel av utsläppen når kusten till följd av den låga retentionen och slutligen också då flödet av kväve från Bottenviken och Bottenhavet till Egentliga Östersjön är stort. Dessutom innebär kustmålet att alltför mycket åtgärder vidtas i Västsverige jämfört med östra Sverige, om syftet är att minska belastningen på Egentliga Östersjön. Endast cirka hälften av utsläppen från Västsverige når Egentliga Östersjön, vilket medför att åtgärder mot dessa utsläpp är mer kostsamma än åtgärder på östra sidan av landet. Målet om utsläppsminskningar till kusten söder om Ålands hav medför därför onödigt höga kostnader om syftet är att minska belastningen på Egentliga Östersjön.

Referenser

- Barrett, S. 1994. Self-Enforcing International Environmental Agreements. *Oxford Economic Papers* 46: 878-894.
- Brady, M. 2003a. The relative cost-efficiency of arable nitrogen management in Sweden. In Brady, M. *Managing agriculture and water quality – four essays on the control of large-scale nitrogen pollution*. Agraria 369, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. [Doktorsavhandling]
- Brady, M. 2003b. Stochastic coastal pollution in the presence of nitrogen transport risk. In Brady, M. *Managing agriculture and water quality – four essays on the control of large-scale nitrogen pollution*. Agraria 369, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. [Doktorsavhandling]
- Brännlund, R. och Gren, I-M. 1999. Costs of uniform and differentiated charges on a polluting input: an application to nitrogen fertilisers in Sweden. In: Boman, M., Brännlund, R. and Kriström, B. (red.). *Topics in environmental economics*. *Economy och Environment*, vol. 17. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, s. 33-49
- Brännlund, R. och Kriström, B. 2001. Too hot to handle? Benefits and costs of stimulating the use of biofuels in the Swedish heating sector. *Resource and Energy Economics* 23: 343-358.
- Byström, O., Andersson, H. och Gren, I-M. 2000. Economic criteria for using wetlands as nitrogen sinks under uncertainty. *Ecological Economics* 35(1):35-45.
- Byström, O. 1999. Wetlands as a nitrogen sink - estimation of costs in the Laholm Bay. In: Boman, M., Brännlund, R. and Kriström, B. (red.). *Topics in environmental economics*. *Economy och Environment*, vol. 17. Kluwer Academic, Dordrecht, s. 109-20
- Byström, O. 2000. The replacement value of wetlands in Sweden. *Environmental and Resource Economics* 16(4): 347-62.
- Ebbeson, J. 1996. 1992 Baltic Convention; Transition or stand-still? In R. Hjorth (ed.): *Baltic Environmental Cooperation – A Regime in Transition*. Linköping University, Water and Environmental Studies, Tema V Report 23.
- Eckerberg, K. 1997. Comparing the local use of policy instruments in Nordic and Baltic Countries – the issue of diffuse water pollution. *Environmental Politics* 6(2):24-47.
- Ekman, S. 2002. Modelling agricultural production systems using mathematical programming. Agraria 351, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. artikel IV. [Doktorsavhandling]
- Elofsson, K. 2002. Control strategies for interactive water pollutants. *Economics of marine pollution*. Agraria 348. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. [Doktorsavhandling]

- Elofsson, K. 2003. Cost-effective reductions of stochastic agricultural loads to the Baltic Sea. *Ecological Economics* 47(1), 13-31.
- Elmgren, R. 2001. Understanding human impact on the Baltic ecosystem: changing views in recent decades. *Ambio* 30(4-5).
- EMEP. 2000. Transboundary Acidification and Eutrophication in Europe. EMEP Summary Report 2000. Report 1/00, EMEP
- EPA. 1997. The benefits and costs of the Clean Air Act, 1970-1990. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- Gabric, A.J. och Bell, P.R.F. 1993. Review of non-point nutrient loading on coastal ecosystems. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 44:261-83.
- GPA. 1995. Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities. Adopted 3 Nov. 1995 by UNEPs Intergovernmental Conference in Washington, D.C., 23 Oct. - 3 November 1995.
- Gren, I-M. 1995. The Value of Investing in Wetlands for Nitrogen Abatement. *European Review of Agricultural Economics* 22(2): 157-72
- Gren, I-M., Elofsson, K. och Jannke, P. 1995. Costs of nutrient reductions to the Baltic Sea. Beijer Discussion Paper Series 70. Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm.
- Gren, I-M., Elofsson, K. och Jannke, P. 1997. Cost-effective nutrient reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics* 10: 341-362.
- Gren, I-M., Destouni, G., och Scharin, H. 2000a. Cost effective management of stochastic coastal water pollution. *Environmental Modelling and Assessment* 5:193-203.
- Gren, I-M., Turner, K. och Wulff, F. (red.). 2000. Managing a sea – the ecological economics of the Baltic. Earthscan, London.
- Gren, I-M. 2001. International versus national action against nitrogen pollution of the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics* 20:41-59.
- Gren, I-M. och Wulff, F. (2003). Cost effective nutrient reductions to coupled heterogeneous marine water basins: An application to the Baltic Sea. *Regional Environmental Change*, on line publication.
- Grossman, G.M. och Krueger, A.B. 1995. Economic growth and the environment. *Quarterly Journal of Economics* 110, 353-377.
- Hart, R. 2002. Dynamic pollution control – time lags and optimal restoration of marine ecosystems. *Ecological Economics* 47(1), 79-93.
- Hart, R. och Brady, M. 2002. Nitrogen in the Baltic Sea – Policy Implications of Stock Effects. *Journal of Environmental Management* 66, 91-103.

- Havsmiljökommissionen. 2003. Havet – tid för en ny strategi. Havsmiljökommissionens slubetänkande, SOU 2003:72. Fritzes, Stockholm.
- Hettige, H., Mani, M. och Wheeler, D. 1997. Industrial pollution in economic development: Kuznets revisited. Development Research Group, World Bank.
- Hjorth, R. 1996. The Role of International Organisations in Baltic Environmental Cooperation. I: R. Hjorth (red.): Baltic Environmental Cooperation – A Regime in Transition. Tema V Report 23, Linköpings Universitet.
- Hoel, M. och Schneider, K. 1997. Incentives to Participate in an International Environmental Agreement. *Environmental and Resource Economics* 9(2): 153-70.
- Johannesson, Å. och Randås, P. 2000. The Effects of Implementing Markets for Emission Permits Nationally Versus Regionally. I: Gren, I-M., Turner, K. and Wulff, F. (red.): *Managing a sea – the ecological economics of the Baltic*. Earthscan Publications Ltd., London.
- Johnsson, H. och Mårtensson, K. 2002. Kväveläckage från svensk åkermark: beräkningar av normalutlakning för 1995 och 1999. Rapport 5248. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Lee, G.F., Jones, P.E. och Jones, R.A. 1991. Effects of eutrophication on fisheries. *Reviews in Aquatic Sciences* 5(3-4):287-305.
- Lundqvist, J. och Falkenmark, M. 2000. Drainage basin morphology: a starting point for balancing water needs, land use and fishery protection. *Fisheries Management and Ecology*, 7:1-14.
- Lääne, A., Pitkänen, H., Arheimer, B., Jarosinski, W., Lucane, S., Pachel, K., Räike, A., Shekhovtsov, A., Svendsen, L.M. och Valatka, S. 2002. Evaluation of the Implementation of the 1988 Ministerial Declaration Regarding Nutrient Load Reductions in the Baltic Sea catchment area. *The Finnish Environment* 524. The Finnish Environment Institute. Helsinki, Finland.
- MARE. 2002. MARE – a scientific base for cost-effective measures for the Baltic Sea. Synthesis report Phase 1. MISTRA, Stockholm.
- Markovska, A. och Zylicz, T. 1999. Costing an international public good: the case of the Baltic Sea. *Ecological Economics* 30:301-316.
- Mickwitz, P. 2002. Effectiveness evaluation of environmental policy: the role of intervention theories. *Administrative studies (Hallinon Tutkimus)* 21(4), 77-87.
- Miljömålskommittén. 2000. *Framtidens miljö – allas vårt ansvar*. SOU 2000:52. Fritzes, Stockholm.
- Miljöprogramsutredningen. 1999. *Miljöprogramsutredningens betänkande*. SOU 1999:78. Fritzes, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 1995. CLRTAP data, 1995.
http://cdr.eionet.eu.int/se/eea/ae1/env1045121096/manage_main

- Naturvårdsverket. 1997. Svavelskatt och NO_x-avgift. Rapport 4717. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2001. CLRTAP data, 2001.
http://cdr.eionet.eu.int/se/eea/ae1/env1045121096/manage_main
- Naturvårdsverket. 2003a. Utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider. Sökväg: Föroreningar – Svenska utsläpp - Utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider.
<http://www.naturvardsverket.se>.
- Naturvårdsverket, 2003b. Effektivare användning av energi och transporter – lägesredovisning och åtgärdsanalyser. Rapport 5315. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2003c. Bilavgaserna är dagens stora problem. Sökväg: Föroreningar – Förorening av tätortsluft - Bilavgaserna dagens stora problem.
<http://www.naturvardsverket.se>.
- Naturvårdsverket. 2003d. Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Naturvårdsverket, Stockholm.
- RK. 1988. Regeringens proposition 1987/88:85: Om miljöpolitiken inför 1990-talet. Regeringskansliet, Stockholm.
- Rabalais, N. 2000. Continental Scale Nonpoint Pollution and Hypoxia in the Gulf of Mexico. Presentation vid Workshop on Large-Scale Drainage Basin Water Management, 17-18 November 2000, Stockholm.
- RK. 1999. Regeringens skrivelse 1999/2000:14: En hållbar utveckling av landsbygden, m.m. Regeringskansliet, Stockholm 14 oktober 1999.
- RK. 2001. Regeringens proposition 2000/01:130. Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier. Regeringskansliet, Stockholm.
- SCB. 1997. Utsläpp till vatten och slamproduktion. Na 22 SM 9701
- SCB. 2000a. Vattenräkenskaper - en pilotstudie om uttag, användning samt utsläpp, fysiska och monetära data. Rapport 2000:6
- SCB. 2000b. Utsläpp till vatten och slamproduktion. MI 22 SM 0101.
- SCB. 2002a. Jordbruksstatistisk årsbok. Jordbruksverket och SCB, Örebro.
- SCB. 2002b. Husdjur den 13 juni 2002. JO 20 SM 0202.
- SCB. 2002c. Gödselmedel i jordbruket 2000/01 - Handels- och stallgödsel till olika grödor samt hantering och lagring av stallgödsel. MI 30 SM 0202.
- SCB, 2002d. Utsläpp av ammoniak till luft i Sverige 2001. MI 37 SM 0201.
- SCB statistikdatabaser. Befolkningsutvecklingen i riket 1749-2002.
<http://www.scb.se>, uppgifter hämtade 2003-09-12.
- SIDA. 2000a. Avloppsreningsverket i Haapsalu,
<http://www.sida.se/Sida/jsp/polypoly.jsp?c=429&a=3959>. 13 mars 2000.

- SIDA. 2000b. Avloppsreningsverket i Liepaja, <http://www.sida.se/Sida/jsp/polypoly.jsp?=&a=3960>. 13 mars 2000.
- SIDA. 2000c. Avloppsreningsverket i Riga, <http://www.sida.se/Sida/jsp/polypoly.jsp?=&a=3962>. 13 mars 2000.
- SIDA. 2000d. Avloppsreningsverket i Kaunas, <http://www.sida.se/Sida/jsp/polypoly.jsp?=&a=3963>. 13 mars 2000.
- SIDA. 2000e. Avloppsreningsverket i Klaipėda, <http://www.sida.se/Sida/jsp/polypoly.jsp?=&a=3964>. 13 mars 2000.
- SIDA. 2001. Avloppsreningsverket i Daugavpils, <http://www.sida.se/Sida/jsp/polypoly.jsp?=&a=7568>. 19 juni 2001.
- SJV. 1999. Ammoniakförluster till jordbruket – förslag till delmål och åtgärder. Rapport 99:23. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV. 2003a. Stöd för miljövänligt jordbruk 2003. EU-information från Jordbruksverket.
- SJV. 2003b. Regionala stöd 2003. EU-information från Jordbruksverket.
- SJV. 2003c. Jordbrukspolitiken igår - idag – imorgon. Rapport från projektet CAP:s miljöeffekter. Rapport 2003:2. Jordbruksverket, Jönköping.
- Stålnacke, P., Grimvall, A., Sundblad, K. och Tonderski, A. 1999. Estimation of riverine loads of nitrogen and phosphorus to the Baltic Sea, 1970-1993. *Environmental Monitoring and Assessment* 58:173-200.
- Söderqvist, T. 1996. Contingent valuation of a less eutrophicated Baltic Sea. Discussion Paper 128. Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm.
- Torras, M. och Boyce, J.K. 1998. Income, inequality, and pollution: a reassessment of the environmental Kuznets Curve. *Ecological Economics* 25, 147-160.
- Turner, R.K, Georgiou, S., Gren, I-M., Wulff, F., Barrett, S. Söderqvist, T., Bateman, I.J., Folke, C., Langaas, S., Zylicz, T., Mäler, K-G. och Markovska, A. 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: and interdisciplinary simulation study. *Ecological Economics* 30:333-352.
- Våtmarkscentrum. 2003. Utvärdering av våtmarker med jordbruksstöd (EU) respektive stöd av Lokala Investerings-Programmet (LIP). Steg 1: insamling och sammanställning av datamaterial och planering för steg 2-4. På uppdrag av Jordbruksverket och Naturvårdsverket. Rapportering 2003-03-03.
- Wier, M. och Hasler, B. 1999. Accounting for nitrogen in Denmark – a structural decomposition analysis. *Ecological Economics* 30(2):317-331.
- Wier, M., Andersen, J.M., Jensen, J.D. och Jensen, T.C. 2002. The EU's Agenda 2000 Reform for the Agricultural Sector: Environmental and Economic Effects in Denmark. *Ecological Economics* 41(2): 345-59

Appendix 1: Tabeller

Tabell A1: Totala svenska kväveutsläpp från mänskliga källor till havet 1995 och 2000.

	Kväveutsläpp till havet (1000 ton)		Minskning av kväveutsläpp till havet	
	1995 (1000 ton)	2000 (1000 ton)	1000 ton	Procent
Jordbruk (åkermark + bete)	38,4	38,7	-0,3	-0,8
Skogsbruk (hygge)	5	5,2	-0,2	-4,0
Kommunala reningsverk (>25 pe)	23,2	16,8	6,4	27,6
Enskilda avlopp	2,7	2,7	0	0,0
Dagvatten	1,0	0,2	0,8	80,0
Industri	4,9	4,5	0,4	8,2
Luftburen deposition	10,6	10,5	0,1	0,9
Summa	85,8	78,6	7,2	8,4

Källa: Naturvårdsverket (2003d). Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet.

Tabell A2: Totala och svenska kostnader (miljoner kr) för kostnadseffektiva kvävereduktioner till

Östersjön, samt svenska utsläpp (tusen ton).

Procentuell kväve-reduktion	Alla länders kuster söder om Ålands hav			Egentliga Östersjön		
	Totalkostnad i miljoner kronor per år (marginalkostnad i kronor per kilo N)	Svensk kostnad i miljoner kronor per år	Svenska utsläpp i tusen ton N	Totalkostnad i miljoner kronor per år (marginalkostnad i kronor per kilo N)	Svensk kostnad i miljoner kronor per år	Svenska utsläpp i tusen ton N**
0	0	0	85.8	0	0	174
10	379 (9)	1.6	85.4	489 (7)	1.3	172.4
20	1 414 (16)	5.5	85.2	1 510 (10)	27	168.8
30	3 311 (36)	40.1	84.0	3 675 (22)	263	148
40	6 928 (50)	1 361	49.7	7 581 (37)	780	136
50	15 309 (273)	15 309	44.4	21 293 (185)	4 307	104

* Marginalkostnad vid respektive utsläppsrestriktion

* Totala belastning på Egentliga Östersjön är högre än utsläppen från avrinningsområden p.g.a. de transporter som sker mellan bassängerna. Det innebär att även marginalkostnaden per kg N reduktion till Egentliga Östersjön kan vara lägre än motsvarande för reduktioner till kusterna, se närmare Gren och Wulff (2003).

Titlar i serien Specialstudier

<i>Nr</i>	<i>Författare</i>	<i>Titel</i>	<i>Årtal</i>
1	Konjunkturinstitutet	Penningpolitiken	2002
2	Konjunkturinstitutet	Egnahemsposten i konsumentprisindex – En granskning av KIP-utredningens förslag	2002
3	Elofsson, Katarina och Ing-Marie Gren	Kostnadseffektivitet i svensk miljöpolitik för Östersjön – en utvärdering	2003