

A photograph of a blue bell-shaped flower in a field of tall green grass. The flower is in the upper left corner, and the grass fills the rest of the frame. The text is overlaid on the image.

VÄRDERA

Melior!

Lars Bergman (red)

SNS FÖRLAG

VÄRDERA Miljön!

Lars Bergman (red)

Lars Björkbom

Bert Bolin

Erik Dahmén

Arne Jernelöv

Karl-Göran Mäler

Bo Rydin

Göran Skogh

Clas-Otto Wene

Staffan Westerlund

SNS Förlag

SNS FÖRLAG
Sköldungagatan 2
114 27 Stockholm
Telefon 08-23 25 20

SNS Studieförbundet Näringsliv och Samhälle

SNS — Center for Business and Policy Studies

SNS vill sprida kunskap om ekonomiska och sociala förhållanden samt vara ett obundet forum för öppet utbyte av idéer i ekonomiska och sociala frågor mellan personer i näringsliv, politik och offentlig förvaltning, intresseorganisationer, media, universitet och högskolor.

SNS verkar genom forskning och utredningar, bokutgivning, seminarier och konferenser samt möten i lokala grupper i Sverige och utlandet. Verksamheten finansieras genom medlemsavgifter, företagsabonnemang, forskningsanslag, uppdragsarvoden och bokförsäljning.

SNS är fristående i förhållande till politiska partier och intressegrupper, men har nära kontakt med universitet och högskolor samt motsvarande forskningsorganisationer i andra länder.

SNS grundades 1948 som en oberoende sammanslutning av personer i näringslivet med intresse för samhällsfrågor. Organisationen har för närvarande 4 000 individuella medlemmar i 40 lokalgrupper (varav 8 i utlandet) samt ca 135 företagsabonnenter, däribland svenska börsbolag och banker, utlandsägda och kooperativa företag samt statliga företag och myndigheter.

Lars Bergman (red)

Värdera miljön!

1:a upplagan

1:a tryckningen

© 1989 Författarna och SNS Förlag

Omslag: Finn Nyebølle/Foto: Claës Lewenhaupt

Figurer: Roy Bäckbom

Sättning: Melanders Fotosätteri

Tryck: Kristianstads Boktryckeri AB 1989

ISBN 91-7150-353-6

Innehåll

Utgivarens förord 7

Lars Bergman: Värdera miljön! 9

Bert Bolin: Klimat och samhälle 21

Arne Jernelöv: Ekologi och miljöpolitik 43

Clas-Otto Wene: Miljö och energi 61

Karl-Göran Mäler: Europeisk försurning — möjligheter till samarbete 97

Lars Björkbom: Internationell miljösamverkan — institutioner och avtal 123

Erik Dahmén: Miljön och den ekonomiska tillväxten 143

Bo Rydin: Miljöfrågorna ur en svensk företagsledares synvinkel 159

Göran Skogh: Rätten till miljön — en ekonomisk analys 173

Staffan Westerlund: Svensk miljölagstiftning i ett internationellt perspektiv 197

Lars Bergman: Styrmedel i miljöpolitiken 225

Författarna

Utgivarens förord

För drygt 20 år sedan publicerade SNS Erik Dahmén's bok "Sätt pris på miljön". Den blev startpunkten för en seriös svensk debatt om miljöpolitikens styrmedel.

I dag har miljön blivit en global överlevnadsfråga, ett ämne för känsliga internationella förhandlingar, en inrikespolitisk vattendelare och därmed en av de viktigaste osäkerhetsfaktorerna vad gäller näringslivets utvecklingsbetingelser i Sverige.

Den svenska miljödebatten karaktäriseras dessvärre av låsningar och brist på helhetssyn. Ekologiska och ekonomiska synsätt har svårt att mötas. Den globala dimensionen går ofta förlorad. Etablerade industriintressen har tagit avstånd från ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken.

Med den här boken vill SNS vidga det kunskapsunderlag på vilket ståndpunkterna i miljöfrågan bygger, och därmed öka förutsättningarna för en rationell miljöpolitik i kommande generationers intresse. De naturvetare, tekniker, ekonomer, jurister och företagsledare som medverkar har beretts tillfälle att diskutera sina utkast med varandra och med en referensgrupp av företrädare för de SNS-anslutna företag som ekonomiskt stött projektet. Avsikten har varit att göra helheten till något betydligt mer än summan av de enskilda bidragen. Bokens redaktör Lars Bergman, professor i nationalekonomi med inriktning på energi och miljö vid Handelshögskolan i Stockholm, har lagt ned ett stort arbete på att förverkliga denna ambition.

Bokens titel, "Värdera miljön!", är medvetet dubbeltydig. Det finns anledning att sätta ett högt värde på de miljöresurser som Sverige i dag kan erbjuda. Just därför finns det också anledning att i ökad utsträckning använda ekonomiska överväganden och mer effektiva styrmedel i miljöpolitiken. Utropstecknet uppfordrar till handling.

Stockholm i juni 1989

Hans Tson Söderström

Värdera miljön!

”Hur kan det komma sig att vatten, som är livsnödvändigt, inte kostar något, medan diamanter, som alls inte fyller någon väsentlig funktion, är så dyra?” På detta tillspetsade sätt uttryckte en gång Adam Smith en av prisbildningens gåtor. Det förhållande som han pekade på kom att kallas värdeparadoxen och rörde ett av de klassiska ekonomernas huvudproblem: Att formulera en hållbar värdeteori, dvs. en teori om sambandet mellan människors värdering av olika nyttigheter och dessas marknadspriser.

Det svar som så småningom löste upp värdeparadoxen var att tillgången på vatten var så stor att all efterfrågan kunde tillgodoses även vid priset noll. Var och en hade med andra ord så god tillgång till vatten att ingen var beredd att betala något för att få mer. Detta gällde däremot inte för diamanter; om priset skulle sättas till noll, skulle efterfrågan vida överstiga det begränsade utbudet.

I dag är värdeparadoxen doktrinhistoria. Dess primära funktion var att fästa uppmärksamheten på att relativ knapphet är ett nödvändigt villkor för ett positivt pris på en resurs. Om man observerar ett positivt marknadspris på en viss resurs, kan man alltså sluta sig till att det råder relativ knapphet på resursen i fråga. Marknadspriserna kan därför ses som bärare av information om de olika resursernas relativa knapphet. När hushåll och företag tar del av denna information och anpassar sina resursanvändningsbeslut därefter, så opererar man i själva ver-

ket ett gigantiskt, men starkt decentraliserat, system för hushållning med knappa resurser. Det är detta system som i dagligt tal kallas "marknadskrafterna" och som Adam Smith beskrev som styrt av "en osynlig hand".

Om Adam Smith skulle återuppstå och på nytt granska marknadspriserna på olika nyttigheter, skulle han kanske formulera en ny värdeparadox. En mängd synbarligen umbärliga varor och tjänster är ofattbart dyra, medan högt värderade miljöresurser fortfarande har priset noll. Samtidigt visar en allt stridare ström av rapporter om olika former av miljöpåverkan och miljöförändringar att god miljö i olika former är en allt knappare resurs. Det paradoxala är att vi uppenbarligen sätter värde på miljön, men ännu inte har satt pris på miljön.

Inför detta faktum skulle kanske Adam Smith komma till slutsatsen att den osynliga handen ibland är mer än osynlig eller närmare bestämt obefintlig. Han skulle med andra ord finna att relativ knapphet är ett nödvändigt men inte tillräckligt villkor för att en viss resurs skall ha ett positivt marknadspris. Effektiv hushållning med resurser förutsätter emellertid alltid samordning av en stor mängd individuella resursanvändningsbeslut. När det gäller ren luft, rent vatten och andra typer av miljöresurser finns det alltså inga marknadspriser som styr denna samordning. Något annat, en "synlig hand", måste sättas i marknadsprisernas ställe.

Detta konstaterande leder till en rad frågor: Varför finns det inga marknader för miljöresurser? Kan man skapa sådana marknader eller kan lagstiftning och internationella avtal göras till effektiva substitut för miljöresursmarknader? Hur har vår misshushållning med miljöresurserna påverkat miljön och våra livsbetingelser? Vad ligger i förlängningen av det nuvarande utvecklingsmönstret? Vad kan göras för att ändra på utvecklingen? Hur kommer ökad miljöhänsyn att påverka vår livsstil och våra konsumtionsvanor? Hur påverkas näringslivet i stort och företag i enskilda branscher? Hur påverkas sysselsättning och reallöner?

Det är inte möjligt att ge uttömmande svar på alla dessa frågor. Men det är möjligt att ställa samman relevanta kun-

skaper och erfarenheter från en rad olika områden och därmed ge ett samlat perspektiv på de olika frågorna. Det är syftet med denna bok. I tio kapitel belyser forskare och praktiker ett spektrum av frågor med anknytning till miljöresurser, ekonomi och nationella och internationella regelverk. De olika kapitlen är också, som bokens titel antyder, personligt färgade inlägg i debatten om miljöproblem och miljöpolitik.

I det inledande kapitlet diskuterar *Bert Bolin* en av de mest avgörande miljöfrågorna, nämligen människans inverkan på jordens klimat. Diskussionen rör tre huvudfrågor. Den första gäller huruvida det finns belägg för en pågående klimatförändring. På denna punkt är fakta entydiga: Det globala klimatet håller på att bli varmare.

Den andra frågan rör människans roll i den globala uppvärmningsprocessen. Här är osäkerheten större. Simuleringar med datormodeller motsäger emellertid inte hypotesen att klimatförändringen orsakas av de ackumulerade utsläppen av koldioxid, CFC (freon) och andra s.k. växthusgaser i atmosfären. Klarhet om vilken roll som mänskliga aktiviteter spelar i denna process kan nås inom ett decennium.

Den tredje frågan rör möjligheterna att hindra eller motverka en långsiktig klimatförändring med osäkra men eventuellt katastrofala verkningar på människans levnadsbetingelser. Här riktas uppmärksamheten mot utsläppen av växthusgaser. Därmed hamnar energianvändningens omfattning och det globala energisystemets uppbyggnad oundvikligen i blickpunkten.

Klimatfrågan är i sig en fråga av utomordentlig betydelse. Men den är också på många sätt typisk för dagens stora miljöproblem. Det är då framför allt tre egenskaper som gör dessa så svåra att lösa. För det första rör det sig oftast om storregional eller global miljöpåverkan. Det betyder att effektiva åtgärder mot miljöpåverkan förutsätter någon form av internationell samordning. För det andra är miljöeffekterna ofta mer beroende av de ackumulerade utsläppen under en längre tid än av utsläppens storlek vid en viss tidpunkt. Det betyder att det ofta tar lång eller mycket lång tid innan genomförda utsläpps begränsningar får någon nämnvärd effekt på miljön. För det

tredje råder en betydande osäkerhet både om arten och omfattningen av de miljöskador som olika typer av utsläpp kan ge upphov till. Det betyder att beslut om kostnadskrävande miljöskyddsåtgärder mycket ofta har karaktären av beslut under osäkerhet.

Ett exempel på miljöproblem som i likhet med klimatproblemet har dessa egenskaper är utsläppen av CFC (freon) med dess inverkan på ozonlagret i stratosfären. Ett annat är utsläppen av svavel- och kväveoxider med dessas inverkan på växtlighet, byggnader och monument. Miljöproblem med delvis annan karaktär är övergödningen av kusthaven, avverkningen av de tropiska regnskogarna och de olycks- och strålningsrisker som är förknippade med utnyttjandet av kärnkraft.

Även det mest ambitiösa miljöskyddsprogram förutsätter emellertid någon form av prioritering mellan olika miljöproblem. På vilka grunder kan en sådan prioritering göras? En ekonom närmar sig denna fråga med utgångspunkt i nuvarande och kommande generationers värdering av olika typer av miljö kvalitet i förhållande till andra nyttigheter. En ekolog utgår från tillståndet i naturen. Det ekologiska perspektivet utvecklas i *Arne Jernelövs* kapitel. Författaren diskuterar möjligheterna att göra begrepp som "vad naturen tål" till operationella redskap i miljövårdsarbetet. Han visar också att sättet att precisera det önskvärda tillståndet i naturen kan ha en avgörande betydelse för rangordningen mellan olika miljöproblem. Ett av Jernelövs exempel belyser detta:

I den s.k. Brundtlandkommissionens rapport "Vår gemensamma framtid" sattes målet för miljövårdsarbetet till att "skydda människors hälsa och arters fortbestånd". Om man bara ser på kriteriet "arters fortbestånd" kommer avverkningen av regnskogarna högst upp på listan över dagens stora miljöproblem. Högt upp på listan kommer även koldioxidproblematiken och växthuseffekten, liksom uttunnningen av ozonlagret i stratosfären. Med utgångspunkt i detta kriterium är emellertid försurningen och övergödningen av kusthaven mindre problem och kärnkraften ett icke-problem.

Om man däremot ändrar kriteriet till "arters fortlevnad inom

sina huvudsakliga utbredningsområden” ökar såväl försurningen som övergödningen av kusthaven drastiskt i betydelse. Även klimatfrågan ökar i betydelse, medan kärnkraft förblir ett obetydligt problem. Jernelöv demonstrerar innebörden av en ”ekologisk grundsyn” på miljöproblemen, men visar också att vägen från de publikknipande slagorden till konkreta och väl avvägda åtgärdsprogram kan vara mycket lång.

I Bert Bolins kapitel riktades uppmärksamheten mot energisystemets strategiska roll. Detta tema utvecklas närmare i *Clas-Otto Wenes* kapitel. Utgångspunkten är att energisystemet är ett integrerat system, men att detta system ofta betraktas i två skilda perspektiv. I ”energiperspektivet” betraktas energisystemet som leverantör av en vital insatsfaktor i produktionen av varor och tjänster i näringsliv och hushåll. I ”miljöperspektivet” betraktas energisystemet som en betydande källa för utsläpp av olika föroreningar i miljön.

Energisystemet är ett komplext och delvis svåröverskådligt system som erbjuder lekmannen goda möjligheter till missförstånd och feltolkningar. För att belysa detta visar Wene att den till synes enkla frågan om hur energianvändningen i Sverige har utvecklats mellan 1979 och 1987 har fyra olika svar, vart och ett på sitt sätt korrekt. Skillnaden mellan de olika svaren är inte obetydlig. Med ett sätt att mäta energiflödena har energianvändningen ökat med 6,8 procent under den aktuella perioden, medan ett annat leder till slutsatsen att energianvändningen minskat med 11,6 procent. Det finns inte heller något enkelt samband mellan energianvändning och utsläpp i miljön.

Energisystemets komplexitet skapar emellertid förutsättningar för samordningsvinster om man kan integrera de olika perspektiven. Utsläpps begränsningar som kan åstadkommas med direkta reningsåtgärder i ett antal anläggningar kan ofta nås till lägre kostnad genom strukturförändringar i energisystemet som helhet. Men det kan också finnas målkonflikter; åtgärder för att minska kärnkraftsanvändningen och de miljörisker som är förenade med denna teknik kan leda till ökad miljöpåverkan i andra avseenden och/eller minskad energitillförsel till näringsliv och hushåll.

Realisering av samordningsvinster och effektiv hantering av målkonflikter förutsätter emellertid ökade kunskaper och institutionella förändringar. Behovet av kunskaper gäller främst ett underlag för prioritering mellan energisystemets olika miljöeffekter. Behovet av institutionella förändringar gäller det miljö-juridiska regelverket. Wene diskuterar här det s.k. "bubbelkonceptets" fördelar framför detaljerad reglering av energisystemets utsläpp och anknyter därmed till min egen genomgång av olika ekonomiska styrmedel i det avslutande kapitlet.

Bert Bolin betonade klimatfrågans globala karaktär och behovet av internationellt samarbete. I *Karl-Göran Mälers* kapitel behandlas frågan om de enskilda ländernas incitament att samarbeta. Svavelutsläppen i Europa och försurningsproblematiken är den konkreta utgångspunkten, men analysen har sin giltighet för samtliga s.k. gränsöverskridande utsläpp. En numerisk kalkyl visar att Europas länder sannolikt kan göra avsevärda ekonomiska, och miljömässiga, vinster på att samordna sina åtgärder mot svavelutsläpp och försurning. Detta betyder emellertid inte att det nödvändigtvis ligger i varje enskilt lands intresse att delta i ett europeiskt miljösamarbete.

Skälet till detta är att om varje land står för åtgärdskostnaderna i det egna landet, dvs. tillämpar den allmänt accepterade s.k. "Polluter Pays Principle" (PPP), så skulle samarbetets vinster bli mycket ojämnt fördelade. Exempelvis tyder Mälers kalkyler på att ett från europeisk synpunkt effektivt åtgärdsprogram skulle leda till förluster för Storbritannien men avsevärda vinster för Sverige. Även om Storbritannien är ett extremfall i detta avseende, kvarstår intrycket att merparten av den samlade vinsten av samordning tillfaller ett fåtal länder. Slutsatsen är att samordnad internationell miljöpolitik förutsätter ett formellt eller informellt system för fördelning av åtgärdskostnaderna mellan länderna, dvs. att man överger PPP som grund för internationellt miljösamarbete.

Ett grundläggande problem i samband med en internationell överenskommelse om kostnadsfördelning är att en sådan inte kan göras bindande på samma sätt som avtal mellan individer eller företag. Det betyder att överenskommelsen måste vara

utformad så att det ligger i varje enskilt lands intresse att ingå i överenskommelsen och att fullfölja sina åtaganden. En analys av Europas "försurningsspel" med utgångspunkt i spel- och förhandlingsteori leder till en mycket negativ slutsats: Det är helt enkelt omöjligt att konstruera ett system för kostnadsfördelning som uppfyller dessa villkor. Utsikterna för effektivt internationellt miljösamarbete är med andra ord dystra. Emellertid kan en integration av exempelvis handels- och miljöpolitiskt samarbete öppna nya möjligheter.

Lars Björkbom ger i sitt kapitel en redovisning av den institutionella ramen för det internationella miljösamarbete som faktiskt äger rum. Han redovisar den stora mängd av konventioner och internationella organ som vuxit fram sedan början av 1970-talet. För närvarande finns 130 multilaterala avtal inom miljövårdsområdet och till detta kommer ett stort antal bilaterala avtal mellan olika länder. Detta kan synas vederlägga Mälers farhågor angående förutsättningarna för internationellt samarbete på miljövårdsområdet. En sådan tolkning synes dock inte befogad.

Av Björkboms redovisning framgår det således att parternas åtaganden inom flertalet av de internationella konventionerna på miljövårdsområdet inte är särskilt långtgående. I många fall rör det sig om rekommendationer eller riktlinjer som är moraliskt men inte folkrättsligt bindande för parterna. Åtaganden avseende konkreta och substantiella åtgärder är sällsynta. Ett exempel på en sådan överenskommelse är dock konventionen om gränsöverskridande föroreningar. Inom ramen för denna har parterna åtagit sig att reducera sina svavelutsläpp, eller sina gränsöverskridande svavelutsläpp, med 30 procent mellan 1980 och 1993. Man har också inlett diskussioner om mer långtgående reduktioner av dessa utsläpp. Något avtal som syftar till att realisera den typ av samordningsvinster som Mäler diskuterar har dock ännu inte sett dagens ljus.

Sambanden mellan ekonomisk tillväxt och miljöpåverkan behandlas i *Erik Dahméns* kapitel. Den grundläggande frågan är om den omfattande miljöpåverkan som diskuteras i Bolins och Jernelövs kapitel är oundvikliga konsekvenser av industri-

alismen och den stigande materiella levnadsstandarden, eller om det rör sig om mindre "systemfel" som relativt lätt kan åtgärdas. Dahmén svarar att det är fråga om sådana mindre systemfel. Det finns med andra ord inte något enkelt och en gång för alla givet samband mellan ekonomisk tillväxt, mätt som samhällets kapacitet att producera varor och tjänster, och utsläpp i miljön. Utvecklingen i Sverige illustrerar detta: Under den industriella revolutionens första skede var materiell standardstegring och bättre miljö många gånger två sidor av samma mynt. Efter hand blev emellertid den industriella tillväxtens negativa miljöpåverkan mer framträdande och så småningom problematisk.

Det grundläggande systemfel som Dahmén fäster uppmärksamheten på är frånvaron av marknader och marknadspriser för miljö kvalitet. Utan marknadspriser på miljöresurser är kostnaden för produktionens och konsumtionens miljöpåverkan inte direkt synlig i privatekonomiska kalkyler, vilket har en rad konsekvenser. Producenter och konsumenter torde i allmänhet föredra miljöskadande produkter och produktionsmetoder framför miljövänliga, men privatekonomiskt dyrare, alternativ. Det är också troligt att teknik- och produktutveckling som ger direkt privatekonomisk avkastning prioriteras framför utvecklingen av miljövänlig teknik. Dahmén slutsats är att dessa problem inte kan lösas med vare sig snabbare eller långsammare ekonomisk tillväxt. Det som krävs är i stället en miljöpolitik som gör miljökostnaderna direkt synliga och påtagliga i privata kalkyler.

Bo Rydin diskuterar miljöfrågorna ur en företagsledares synvinkel och belyser därmed miljöpolitiken i ett delvis annat perspektiv. Skogsindustrin är både en orsak till och ett offer för utsläpp i miljön och därför på många sätt strategisk i en diskussion om miljöproblem och miljöpolitik. Rydin betonar behovet av helhetssyn, prioritering och internationell samordning. Bakgrunden är uppenbar: Utan en på bästa tillgängliga kunskaper baserad helhetssyn på miljöfrågorna och prioritering mellan olika miljöproblem kan miljöpolitiken bli ryckig och i alltför hög grad influerad av tillfälliga opinioner. Utan ett visst

mått av samordning med och anpassning till miljöpolitiken i andra länder, kan inhemska miljöpolitiska åtgärder ha större effekter på utsläppskällornas lokalisering än på utsläppens storlek.

Både Erik Dahmén och Bo Rydin betonar miljöutsläppens karaktär av s.k. externa effekter av produktion och konsumtion. Miljöpåverkan är med andra ord oavsiktliga bieffekter av produktions- och konsumtionsaktiviteter med helt andra syften än att påverka miljön. Att som Dahmén förespråkar göra miljökostnaderna synliga i privata kalkyler innebär att man "internaliserar" de externa effekterna. Frågan om hur denna internalisering kan ske diskuteras i *Göran Skoghs* kapitel. Därvid fäster Skogh uppmärksamheten på betydelsen av väldefinierade äganderätter, strikt ansvar och skadestånd i samband med hushållningen med miljöresurser.

Genom att noggrant pröva möjligheter och begränsningar i hushållningssystem baserade på väldefinierade rättigheter och regler om ansvar och skadestånd, identifierar Skogh den klass av miljöproblem som på ett eller annat sätt måste hanteras med direkta ingrepp i resursanvändningen. Exempelvis kan regler om ansvar och skadestånd ge incitament till effektiv hushållning med miljöresurser när såväl vållande som offer kan identifieras. Men i många fall är det framtida generationer eller människor i andra länder som påverkas av utsläpp som vi alla i varierande utsträckning bidrar till. Slutsatsen är att institutionella förändringar avseende rättigheter och ansvar kan spela en betydelsefull roll i hushållningen med miljöresurser, men knappast kan ersätta regelverk och miljöpolitiska styrmedel.

I *Staffan Westerlunds* kapitel diskuteras den svenska miljölagstiftningen i ett internationellt perspektiv. Därvid behandlas både lagreglerna som sådana och faktorer som har betydelse för hur reglerna tillämpas. Westerlund fäster uppmärksamheten på en rad skillnader mellan Sverige och andra länder, främst USA, i dessa avseenden. En sådan skillnad rör kraven på redovisning av miljökonsekvenserna av en planerad verksamhet. Här är Westerlunds slutsats att de svenska kraven är milda jämfört med motsvarande krav i USA och EG.

En annan betydelsefull skillnad mellan den svenska miljölagstiftningen och motsvarande lagstiftning i USA är att den senare utgår från explicita miljö kvalitetsnormer. Detta är betydelsefullt på två sätt. För det första innebär miljö kvalitetsnormer att kraven på en enskild anläggning i princip kan bli hur hårda som helst; om en anläggning skall lokaliseras till ett område där miljö kvalitetsnormerna precis är uppfyllda, tillåts inga ytterligare utsläpp alls. I Sverige kan miljökraven endast undantagsvis sättas högre än standardkraven enligt 5 § miljöskyddslagen.

För det andra har systemet med miljö kvalitetsnormer öppnat vägen för helt nya inslag i miljöpolitiken. Lokalisering av nya företag, och därmed nya utsläppskällor, i från miljösynpunkt hårt belastade områden har tillåtits om i området befintliga företag minskat sina utsläpp i motsvarande mån. Därmed har man introducerat de miljöpolitiska styrsystem som har kommit att kallas "bubblor" och "handel med utsläppsrätter". "Bubblor" och "handel med utsläppsrätter" kan sägas innebära en kombination av reglering av de totala utsläppen och möjligheter till decentraliserade beslut angående utsläpps begränsningarnas fördelning mellan olika utsläppskällor. Denna flexibilitet har visat sig kunna leda till betydande kostnadsbesparingar, samtidigt som myndigheterna kunnat kontrollera de totala utsläppen.

Mitt eget avslutande kapitel om miljöpolitiska styrmedel anknyter till detta tema. Syftet är att jämföra tre olika miljöpolitiska styrmedel: direkta regleringar, handel med utsläppsrätter och utsläppsavgifter. Utgångspunkten är att den framtida miljöpolitiken väsentligen kommer att bygga på den s.k. "Polluter Pays Principle" och att de miljöpolitiska målen i allt högre grad kommer att knytas till de totala utsläppen av olika ämnen. De olika styrmedlen jämförs med hänsyn till fyra kriterier: kostnadseffektivitet, måluppfyllelse, kostnader för mätning och kontroll samt incitament till teknisk utveckling. Dessutom diskuteras de olika styrmedlens inverkan på inkomst- och förmögenhetsfördelningen och statens finanser.

Slutsatsen är att det inte är möjligt att entydigt rangordna de

olika styrmedlen; rangordningen beror på vilket miljömål som man vill uppnå, antalet utsläppskällor, arten och graden av osäkerhet om kostnader och miljöskador m.m. Dock är det starka skäl som talar för att de ”ekonomiska styrmedlen”, dvs. utsläppsavgifter och handel med utsläppsrätter, är överlägsna direkta regleringar när det gäller kostnadseffektivitet och incitament till teknisk utveckling.

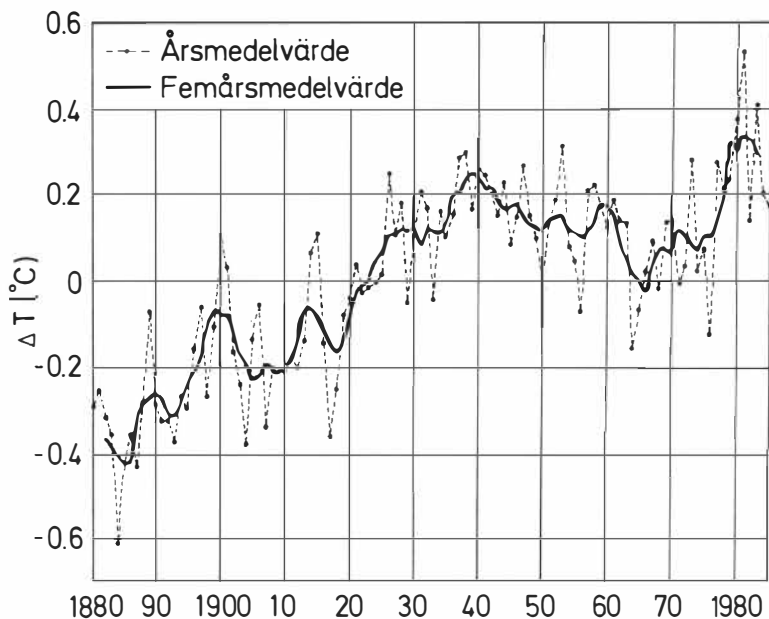
Dessa ekonomiska dimensioner på miljöpolitiken kan te sig futtiga i förhållande till miljöproblemens storlek och i många fall livsavgörande karaktär. Men det är i själva verket tvärtom; ju mer omfattande miljöpolitiska ingrepp som skall göras och ju mer resurser som skall användas för miljöskyddsåtgärder, desto viktigare är det att resurserna används effektivt. Bättre hushållning med miljöresurser skall inte innebära slöseri med andra resurser. Boken avslutas därför med en plädering för en miljölagstiftning och ett miljöpolitiskt styrsystem som i möjligaste mån baseras på ekonomiska styrmedel.

Klimat och samhälle

Klimatförändringar i gångna tider

Jordens klimat har förändrats i gångna tider och kommer säkert att göra så också i framtiden. Vi vet att en några tusen meter tjock inlandsis täckte Skandinavien för 15 000 år sedan och att denna nedisning med endast korta avbrott hade varat i ca 100 000 år. Inom loppet av ett fåtal tusen år försvann detta istäcke och för mellan 6 000 och 8 000 år sedan var klimatet i Skandinavien i stället varmare än i dag, fastän fjällkedjan fortfarande delvis var täckt av is. Vi vet också att dessa växlingar mellan istid och mildare perioder har förekommit under de senaste 2,5 miljonerna år och med all sannolikhet i första hand förorsakats av regelbundna variationer i jordens bana kring solen och i jordaxelns lutning mot banplanet. Dessa förändringar sker på tidsskalor mellan ca 20 000 och 100 000 år.

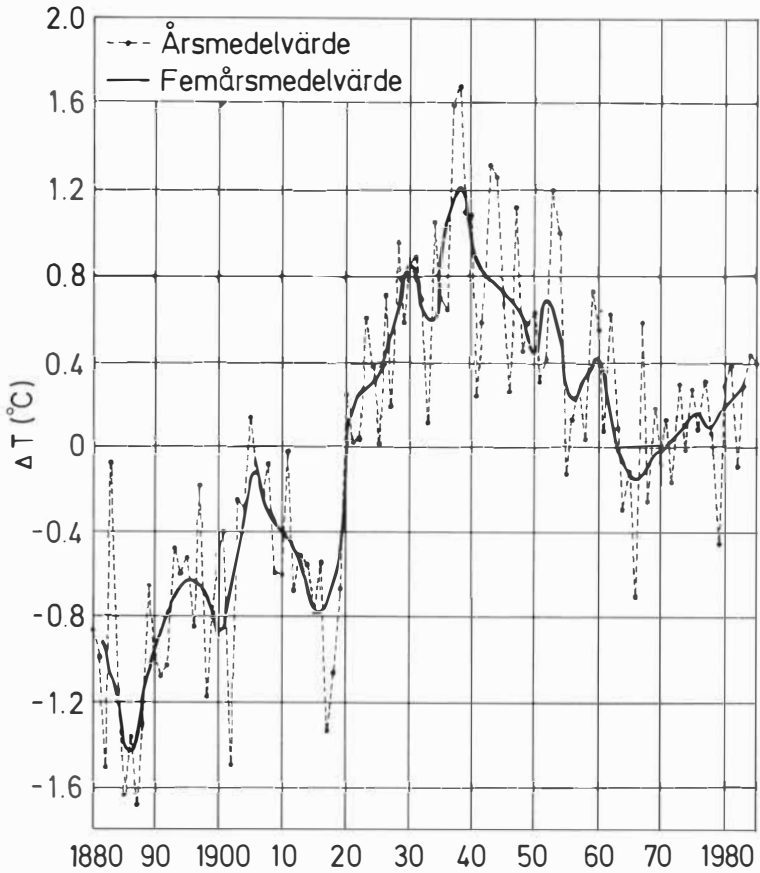
Den förhållandevis kraftiga solinstrålning som på grund härav rådde sommartid över de norra polarområdena för 10 000 till 12 000 år sedan satte i gång avsmältningen av inlandsisarna. I dag är denna instrålning betydligt svagare. På grund av att barmark nu råder under den varma årstiden, där tidigare inlandsisarna fanns, reflekteras emellertid en mindre del av solstrålningen, klimatet är fortfarande relativt varmt och inlandsisarna har inte återbildats. Ändå är vi troligen på väg mot en ny istid, men vi vet inte hur många tusentals år den ännu kan dröja. Den korta mänskliga civilisationen har utvecklats under den andra hälften av en värmeperiod mellan två istider.



Figur 1a.

Medeltemperaturens förändring för hela jorden (1a), och polarområdet norr om 64° (1b), under de senaste 100 åren (efter J.Hansen och medarbetare, Goddard Institute for Space Studies, New York, NY).

Även under tiden efter den varmaste perioden för ca 6 000 år sedan har klimatet varierat. Under vikingatiden var det varmare än i början av detta århundrade, vilket troligen underlättade kolonisationen av Island och Grönland som ägde rum då. Under 1400-talet försämrades emellertid klimatet påtagligt och under de följande århundradena var det kallare än i dag, i varje fall i Europa. Vinodlingarna i Mellaneuropa fick flytta söderut och de holländska kanalerna var tillfrusna oftare än i dag. Det kan vi ana också från målningar av de holländska 1600-talskonstnärerna. I ett geologiskt perspektiv är dessa förändringar snabba men för dåtidens människor knappast märkbara. Först i efterhand kan vi konstatera hur förutsättningarna för jordbruk och andra näringar förändrades.



Figur 1b.

De senaste 100 åren har emellertid återigen inneburit en utveckling mot ett successivt varmare klimat. Från denna tid har vi data från skilda delar av jorden och kan bestämma förändringarna mer i detalj. Figur 1a visar hur jordens medeltemperatur ökat med ca $0,7^{\circ}\text{C}$, men olikheterna mellan skilda delar av världen är ganska stora. Figur 1b visar förändringarna inom norra polarområdet norr om 64°N . Temperaturen ökade där med 2 à 3°C fram till omkring 1940, men sedan dess har en avkylning ägt rum ända till senare delen av 1970-talet. Under de

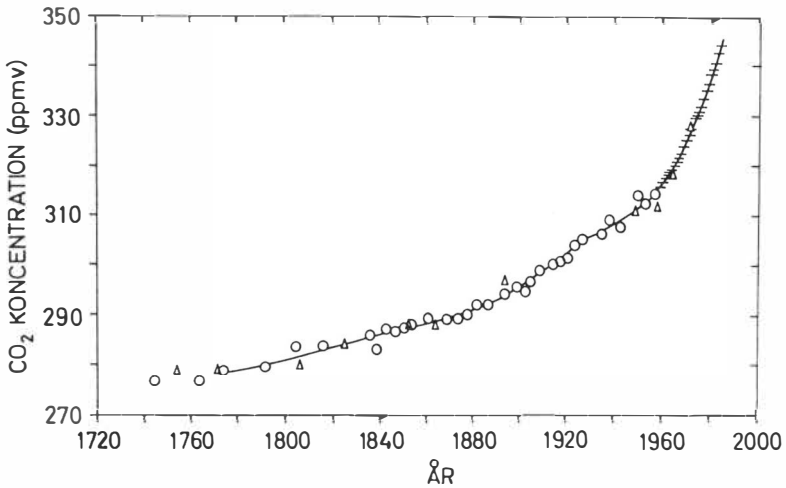
senaste 100 åren har medeltemperaturen ändå ökat med totalt drygt 1 °C. Det är slutligen intressant att notera att för jorden i sin helhet har fyra år under de senaste åtta varit varmare än någon gång tidigare under detta århundrade. Det är otvetydigt att det globala klimatet blivit varmare.

Vi frågar oss: Är den pågående uppvärmningen som vi observerar betingad av naturliga variationer eller har människans raskt ökande aktiviteter på jorden spelat en roll? Är vi kanske i färd med att på allvar förändra det framtida klimatet och därmed förutsättningarna för mänsklig verksamhet?

Luftens sammansättning är av grundläggande betydelse för klimatet på jorden. Vattenånga, koldioxid, dikväveoxid och ozon finns i varierande koncentration i luften och kallas växthusgaser på grund av att de alla bidrar till att höja medeltemperaturen vid jordytan med sammanlagt ca 35 °C jämfört med de förhållanden som skulle råda utan deras närvaro. Jordens temperatur bestäms av en jämvikt mellan inkommande energi i form av solenergi och utgående energi i form av värmestrålning. Den strålning som lämnar jordytan på väg ut mot rymden absorberas emellertid till en del av växthusgaserna och värmestrålning återgår till de lägre skikten i atmosfären och till jorden. Detta förhållande tillåter att temperaturen vid jordytan är högre än i en atmosfär utan dessa växthusgaser. Deras förekomst är nödvändig för liv på jorden som vi i dag känner det. Vad blir då konsekvenserna av att människan nu ändrar luftens sammansättning genom sin verksamhet på jorden?

Förändringar av luftens sammansättning

Redan för nästan 100 år sedan påpekade den svenske kemisten och nobelpristagaren Svante Arrhenius att förbränningen av kol skulle kunna leda till en ökande mängd koldioxid i luften och därmed till ett varmare klimat på jorden. Vid den tiden var det emellertid inte möjligt att vare sig samla in representativa luftprover eller mäta mängden koldioxid i luften med tillräcklig noggrannhet för att kunna konstatera om koncentrationen ökade eller ej. På 1930-talet visade engelsmannen Callender något



Figur 2.

Förändringar av atmosfärens koldioxidhalt 1750–1980. Trianglar och ringar visar mätningar på luft i bubblor som successivt ansamlats i glaciäris (H. Oeschger och medarbetare, Universitetet i Bern, Schweiz). Sedan 1957 finns noggranna direkta mätningar från Hawaii (C.D. Keeling, University of California, La Jolla, Calif.), vilka också visas.

lunda övertygande att en ökning var på gång, men dess takt förblev okänd. Först i början av 1960-talet hade den amerikanske forskaren C.D. Keeling mätt tillräckligt många år och med tillfredsställande noggrannhet för att klart kunna visa att lufthavets koldioxidkoncentration var 315 miljondelar (ppm) och att den pågående ökningen var 0,7 ppm per år. Med hjälp av de omfattande observationer som gjorts sedan dess och genom noggranna mätningar av koldioxidmängden i de små luftbubblor som byggs in i inlandsisarna på Grönland och i Antarktis när snö ackumuleras och successivt ombildas till is, har det varit möjligt att rekonstruera ökningen av mängden koldioxid i luften sedan människans aktiviteter på jorden på allvar började öka i och med jordbrukets expansion under senare delen av 1700-talet. Figur 2 visar att mängden koldioxid i luften under

denna tid har ökat från ca 280 ppm till 350 ppm i dag, dvs. med ca 25 procent. Den årliga ökningen har fördubblats under de senaste 25 åren och är i dag ca 1,5 ppm/år.

Sedan slutet på 1970-talet vet vi också att det inte bara är ökningen av mängden koldioxid i luften som kan förorsaka en förändring av jordens värmebalans och därmed en klimatförändring. De viktigaste är som nämnts metan, dikväveoxid ("lustgas"), ozon och dessutom en rad klor-fluor-karboner (CFC-gaser, freoner) som människan släpper ut i atmosfären. Mängden metan i luften har ökat från 0,7 ppm för 200 år sedan till 1,7 ppm i dag, dvs. med ca 150 procent, på grund av ökad risodling, växande antal kreatur på jorden och läckage vid naturgasutvinning. Kanske också den pågående uppvärmningen ökat det naturliga flödet av metan från tundraområdena i norra Kanada och Sibirien.

Också mängderna ozon i den lägre atmosfären och dikväveoxid ökar, i det förra fallet som ett resultat av ökande mängder luftföroreningar, i det senare fallet beroende på ökad användning av kvävegödselmedel i jordbruket, omfattande förbränning vid skogsavverkning och kanske också på grund av den ökande biltrafiken. Ozon i stratosfären minskar däremot långsamt. CFC-gaserna, som bl.a. används inom plastindustrin och som cirkulationsvätska i kylanläggningar och värmepumpar, har ytterst effektiva absorptionsband inom ett område där de naturligen förekommande växthusgaserna inte är verksamma och är omkring 20 000 gånger mer effektiva per molekyl än koldioxiden. Trots att deras sammanlagda mängd är knappt 0,001 ppm, är deras påverkan på jordens jämviktstemperatur hittills ca 25 procent av den som ökningen av mängden koldioxid i luften beräknas ha förorsakat.

Hur påverkas jordens klimat?

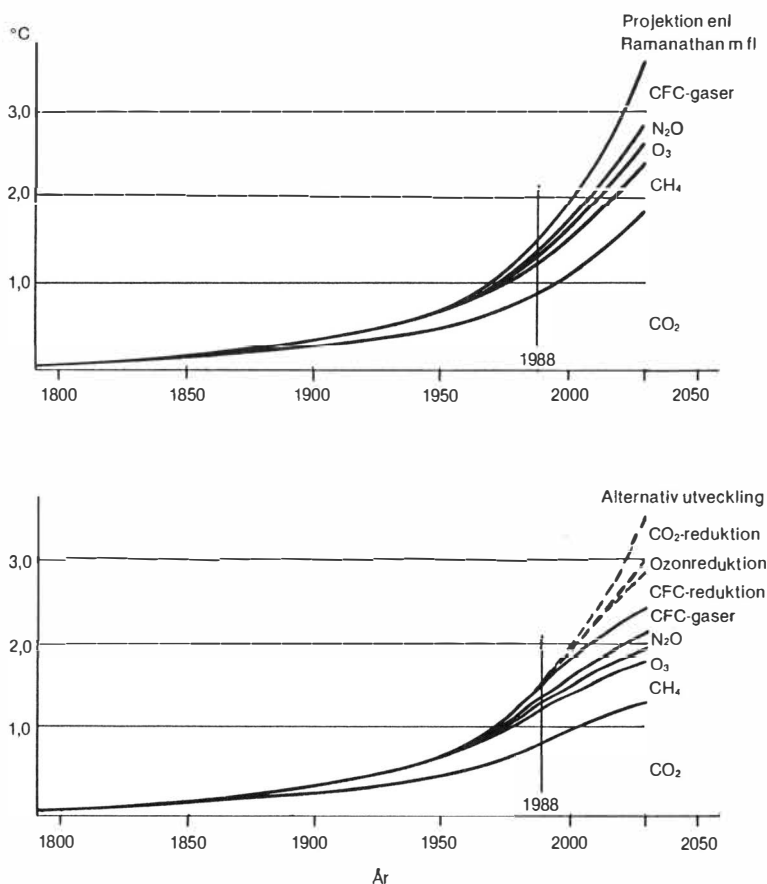
Den sammanfattning av kunskapsläget som givits så långt är knappast kontroversiell. Beräkningar av vilka förändringar av jordens värmebalans med rymden som blir resultatet av ökande mängder av dessa växthusgaser är däremot ganska osäkra.

Komplexa modeller av det klimatiska systemet har utvecklats, men vi möter en principiell svårighet i att det finns begränsade möjligheter att verifiera beräkningarna med hjälp av observerade förändringar som redan inträffat. Data är otillräckliga.

Omfattande datorberäkningar visar att en ökning av luftens koldioxidhalt från 280 till 560 ppm, dvs. en fördubbling, skulle leda till en ökning av jordens jämviktstemperatur med 2–5 °C, under antagande av att strålningsbalans råder. Vid en jämförelse med de förändringar som har inträffat under det senaste århundradet, liksom vid en uppskattning av troliga framtida förändringar, är det emellertid viktigt att ta hänsyn till att det klimatiska systemet är trögt, framför allt på grund av havens stora värmekapacitet. Endast ca hälften av beräknade temperaturförändringar kan därför hittills ha realiserats. Det är ändå lämpligt att i försättningen diskutera förändringar av jordens jämviktstemperatur men med insikt om den fördröjning som alltid karakteriserar verkligheten. Det är förändringar i jordens värmebalans med rymden som i ett längre perspektiv kommer att bli bestämmande.

Med utgångspunkt i hur mängden av dessa gaser i luften förändrats under årens lopp kan vi beräkna att jordens jämviktstemperatur med rymden fram till 1988 troligen har ökat med ca 1,5 °C, dvs. med hänsyn till osäkerheten i beräkningarna med 0,8–2,2 °C. Denna sammanlagda effekt av ökande mängder växthusgaser i atmosfären motsvarar vad en ökning av mängden koldioxid i luften till ca 390 ppm skulle förorsaka. Eftersom trögheten i det klimatiska systemet innebär en eftersläpning med ca 50 procent, stämmer dessa beräkningar i stora drag väl med de observerade förändringarna om 0,7 °C fram till 1988.

Ändå kan vi inte med säkerhet säga att den pågående klimatförändringen är förorsakad av människan, eftersom förändringar av liknande storlek har inträffat tidigare, då mänsklig verksamhet med säkerhet inte spelade någon roll. Om den nuvarande uppvärmningen fortsätter i takt med fortsatta utsläpp, bör observationer under ytterligare ca tio år vara tillräckliga för att vi skall kunna avgöra hur stor roll människans aktiviteter på



Figur 3.

Diagrammet överst, 3a, visar beräknade förändringar av jordens jämviktstemperatur på grund av ökande mängder växthusgaser i atmosfären fram till 1988 och sannolika förändringar till 2030 som ett resultat av ett scenario för utsläpp i luften med fortsatta ökande utsläpp (jämför texten). Det nedre diagrammet, 3b, visar en alternativ framtida utveckling, om användningen av fossilbränsle och utsläpp av CFC-gaser och andra luftföroreningar begränsas.

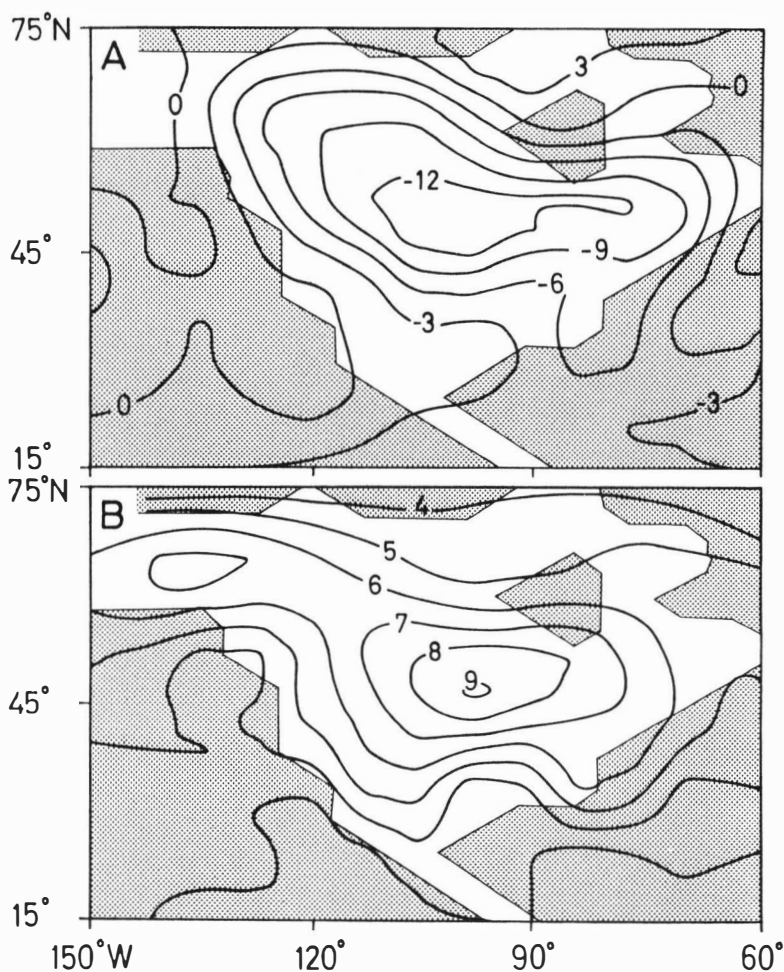
jorden spelar för den pågående klimatförändringen. Figur 3a visar också ett scenario av jämviktstemperaturen för jorden i sin helhet fram till år 2030 om inga åtgärder vidtas (den översta kurvan). En ökning med ca 3,5 °C, som är trolig, motsvarar ungefär den klimatförändring som en fördubbling av luftens koldioxidhalt skulle förorsaka. De övriga växthusgaserna bidrar med omkring hälften av den beräknade förändringen fram till den tidpunkten. CFC-gaserna beräknas bidra med ca 25 procent om inte Montrealöverenskommelsen om en reduktion av utsläppen kommer att leda till en minskning.

Den viktigaste orsaken till den osäkerhet som trots allt råder om hur pålitliga dessa beräkningar är beror i första hand på att vi aldrig kan vara säkra på att de fysikaliska processer som i verkligheten är viktigast beaktats vid formuleringen av den modell som använts. Exempelvis har hittills få försök gjorts att beräkna konsekvenserna av de ökande mängderna stoft i atmosfären som förorsakas av mänsklig verksamhet. Även om de troligen inte påverkar beräkningsresultaten på ett avgörande sätt är sådana luftföroreningar antagligen inte betydelselösa. Vidare är scenarierna av den geografiska fördelningen av beräknade klimatförändringar mycket osäkra och kan inte mer än i mycket generella termer läggas till grund för en uppskattning av regionala konsekvenser.

Konsekvenser av en klimatförändring

Är då en temperaturökning på några grader något att oroa sig för? För att besvara den frågan är det först och främst viktigt att understryka att det inte bara är temperaturklimatet som påverkas, utan också nederbördsförhållandena. Vi kan emellertid inte förutse dessa mer i detalj. Beräkningar med klimatmodeller visar att de inre delarna av kontinenterna på de mellersta breddgraderna troligen skulle få ett torrare klimat, sannolikt också minskad molnmängd och därmed ökad solskens-tid.

Figur 4 visar schematiskt beräknade förändringar över den nordamerikanska kontinenten vid en fyrfaldig ökning av kol-



Figur 4.

Beräknade förändringar av molnmängd (procent) och temperaturförhållanden ($^{\circ}\text{C}$) över den nordamerikanska kontinenten under sommarmånaderna vid en fördubbling av luftens koldioxidkoncentration enligt modellberäkningar utförda av Manabe och Wetherald (University of Princeton, Princeton, USA). Den schematiska kartbild av den nordamerikanska kontinenten som figuren visar, ger ett begrepp om den grova rumsliga upplösning som beräkningarna fortfarande har.

dioxidmängden i luften eller en motsvarande ökning av mängden andra växthusgaser. (Förändringen vid en fördubbling av mängden koldioxid i atmosfären, som ungefär motsvarar effekten av ökande mängder växthusgaser i atmosfären fram till 2030 såsom i figur 3a, kan beräknas till ungefär hälften av vad som återges i figur 4). Det är i detta sammanhang av intresse att erinra om den torka som drabbade mellanvästern i USA under flera år på 1930-talet, vars effekter på det amerikanska jordbruket beskrivits så gripande av John Steinbeck i romanen "Vredens druvor". Det finns kvalitativa likheter mellan observerade förhållanden på 1930-talet och den torka som drabbat USA under sommaren 1988 å den ena sidan, och de beräkningar som visas i figur 4, å den andra. Inom ökenartade regioner på subtropiska latituder kan förändrade nederbördsförhållanden allmänt medföra avsevärda förändringar av växtbetingelserna och därmed för jordbrukets produktivitet i många länder.

På höga latituder skulle däremot ett varmare klimat vara till fördel för jord- och skogsbruk under förutsättning av ökande eller i varje fall oförändrad nederbörd, men redan måttligt minskande nederbördsmängder skulle även här kunna leda till försämrade möjligheter för jordbruksproduktionen och även till att skogar med marginell vattentillgång övergår i gräsmark.

En högre koldioxidhalt i atmosfären förbättrar å andra sidan växternas vattenhushållning, främjar därmed fotosyntesen och ökar primärproduktionen i växtvärlden under i övrigt oförändrade förhållanden. Det är emellertid ovisst hur mycket.

Under förutsättning av tillräcklig nederbörd skulle säkert ett varmare klimat välkomnas i Sverige. Dock är det viktigt att i detta sammanhang erinra om att medeltemperaturen i Sverige minskat under tiden 1940–1975, medan jordens temperatur långsamt ökat och vi vet föga om hur nederbördsförhållandena i Sverige skulle förändras vid en global uppvärmning. För världen i sin helhet skulle emellertid den klimatförändring som befaras under de närmaste 40 åren sannolikt vålla avsevärda svårigheter och inom vissa områden vara katastrofal.

Det är av vikt att understryka att klimatförändringar inte

kommer att märkas som en långsam förändring av medelförhållandena, utan som mer ofta förekommande extrema väderförhållanden och då i första hand heta och torra perioder, kanske främst sommartid. Det är intressant att notera att delar av Afrika haft ett ökat antal torrperioder under de senaste två å tre decennierna. Under 1988 har vidare delar av USA som nämnts haft den torraste sommaren på många decennier. I ingetdera fallet kan vi påstå att dessa observerade förändringar beror på människans verksamhet, men vi kan inte heller utesluta att den bidragit. Under alla förhållanden har i synnerhet de dåliga skörderesultaten 1988 i USA, framför allt av vete, medfört en mycket större medvetenhet om betydelsen av möjliga, och i framtiden troligen avsevärt kraftigare, anomalier i klimatet. Redan två somrar i följd med 1988 års skörd i USA skulle innebära att världens största exportör av säd skulle förvandlas till importör.

Ett varmare klimat skulle troligen öka avsmältningen av inlandsisen på Grönland, men knappast i Antarktis, eftersom klimatet där är så kallt att någon nämnvärd avsmältning knappast ändå skulle komma i gång. Den antarktiska inlandsisen är i stort sett i balans, dvs. den nederbörd som faller balanseras ganska nära av att isen mycket långsamt rör sig ut mot omgivande hav och dessa isrörelser påverkas endast på längre sikt. Snarare skulle ett mildare klimat troligen innebära ökad nederbörd in över den antarktiska kontinenten, eftersom vindar från omgivande hav skulle vara varmare och därför också fuktigare.

Havsytans nivå har stigit med drygt 10 cm under 1900-talet och denna tendens skulle troligen förstärkas, också med hänsyn till att vattnet i världshaven expanderar, när det uppvärms. Även om dessa förändringar förefaller vara långsamma, är det viktigt att hålla i minnet att havsytans nivå har stigit med mer än 100 meter sedan istiden. När avsmältningen var som snabbast är det troligt att havsytan höjdes med ca 2 meter per århundrade. Försök att uppskatta vad nu befarade klimatförändringar skulle kunna medföra leder till en trolig vattenståndshöjning på mellan 20 och 160 cm vid en temperaturhöjning om 1,5–5,5 °C. Många tiotals miljoner människor i världen bor i dag blott en

eller ett par meter över havsytans nivå. Mest hotat är utan tvekan Bangladesh, som ju redan under nu rådande förhållanden ofta drabbas av katastrofala översvämningar. Vi noterar vidare att exempelvis den högsta punkten på ögruppen Maldiverna, söder om Indien, endast ligger några få meter över havsytans nuvarande nivå. Där bor ca 180 000 människor. Vid behandlingen av Brundtlandkommissionens rapport om "Vår gemensamma framtid" i FN:s generalförsamling hösten 1987 väddjade Maldivernas delegat på ett mycket engagerat sätt till världens länder om hjälp att förhindra att människans verksamhet leder till att ögruppen försvinner i havet.

Motåtgärder inför en annalkande klimatförändring

Även om osäkerheten är stor står mänskligheten utan tvekan inför ett gigantiskt problem som knappast kan nonchaleras. Många människor ser med oro på dessa framtidsbilder. Uppenbarligen finns inte några enkla lösningar. Det är viktigt att befarade problem tas på allvar och att konsekvenserna analyseras mer i detalj, så långt de nu är möjliga att förutse, för att skapa den insikt som behövs för att vidta lämpliga motåtgärder.

För att kunna diskutera möjliga strategier är det viktigt att först närmare beskriva effekterna av olika motåtgärder. Med hänvisning till figur 3b kan vi då konstatera:

□ Redan den minskning av utsläppen av CFC-gaser som rekommenderas i Montrealöverenskommelsen hösten 1987 för att minska och så småningom hejda faran för en uttunning av ozonskiktet i stratosfären, skulle reducera ökningen av jordens jämviktstemperatur fram till 2030 med 0,5 °C i förhållande till det scenario som återges i figur 3 och som för endast några år sedan föreföll det mest troliga, dvs. från 3,5 °C till 3,0 °C. Ett fullständigt förbud mot användningen av dessa gaser skulle inte ytterligare reducera temperaturökningen fram till 2030 med mer än någon tiondels grad, men ett förbud att använda dessa gaser är givetvis betydelsefullt i ett längre tidsperspektiv. Efter-

som en sådan åtgärd skulle både hejda ozonskiktets uttunning och minska takten i en klimatförändring, talar mycket för att ett förbud bör införas omgående. Det finns redan en kraftfull opinion för att skärpa Montrealöverenskommelsen redan 1990.

□ Det scenario för fossilbränsleanvändning som ligger till grund för de beräkningar som redovisas i figur 3a innebär en framtida ökning av fossila bränslen och därmed koldioxidutsläppen med ca 2,5 procent per år, jämfört med drygt 4 procent under tiden 1945–1973, medan å den andra sidan ökningen i genomsnitt endast var ca 0,5 procent under åren 1973–1985. Med detta antagande skulle koldioxidkoncentrationen i luften stiga till ca 450 ppm fram till år 2030. De nuvarande utsläppen på ca 5,6 miljarder ton kol (i form av koldioxid) per år skulle öka till ca 15 miljarder ton under samma tid. Stenkol skulle bli det dominerande fossilbränslet. För att inte mängden koldioxid i luften skall komma att överstiga 400 ppm om drygt 40 år får de nuvarande utsläppen i genomsnitt öka med endast ca 0,5 procent per år. Jämfört med vårt utgångsscenario skulle detta scenario innebära en reduktion av ökningen av jordens jämviktstemperatur fram till år 2030 med ca 0,5 °C, dvs. med ca 15 procent.

□ Vår kunskap om kolets cirkulation i naturen är ännu alltför ofullständig för att vi med god noggrannhet skall kunna beräkna den reduktion av koldioxidutsläppen som krävs för att koncentrationen inte ens på lång sikt skall överstiga ca 400 ppm. En approximativ uppskattning leder till att det troligen krävs en minskning av nuvarande utsläpp med 30–60 procent. Det är i detta sammanhang viktigt att påpeka att det för närvarande är stor skillnad i användningen av fossila bränslen mellan industriländer och utvecklingsländer. För att tillgodose de senares behov av energi med hjälp av fossila bränslen i proportion till nuvarande folkmängd och inom ramen för en minskning av den globala användningen med 30–60 procent krävs en minskning av användningen av fossila bränslen med 80–90 procent i de industriländer som i dag använder mest. En så drastisk för-

ändring är inte trolig än på länge, men exemplet visar vidden av de problem vi troligen kommer att ställas inför.

□ Avskogning och ändrad markanvändning innebär f.n. årliga utsläpp till atmosfären på 1–2 miljarder ton kol (i form av koldioxid). En minskning av dessa till hälften skulle medföra en relativt liten reduktion i ökningstakten av mängden koldioxid i atmosfären. Utgångsscenarioets temperaturökning fram till 2030 skulle reduceras med endast ca 0,2 °C, dvs. med ca 5 procent. En återplantering av skog skulle givetvis kunna reducera pågående ökning, men endast i begränsad utsträckning och endast så länge dessa nyplanteringar växer ut till nya skogar, dvs. under några decennier. Den mark som därvid skulle tas i anspråk kommer, i varje fall delvis, troligen att behövas för livsmedelsproduktion till en relativt snabbt ökande befolkning. En satsning på växtförädling kan å andra sidan ge växtslag med avsevärt högre avkastning än de som finns tillgängliga i dag.

□ En fortsatt ökning av metan såsom har observerats fram till i dag, befaras fram till 2030 svara för drygt 15 procent av den totala temperaturökningen, dvs. ca 0,6 °C. Det är ovisst vilka åtgärder som skulle kunna reducera mängden metan i luften, men elimination av läckage vid naturgasutvinning skulle kunna ge ett mindre bidrag. Metans relativt korta uppehållstid i atmosfären (ca tio år) innebär att en reduktion av utsläppen skulle ha en påtaglig effekt redan inom ett eller annat decennium. Ett fördjupat studium av de faktorer som svarar för den pågående ökningen är angelägen.

Det är uppenbart att mycket kraftfulla åtgärder krävs för att hejda en fortsatt ökande koncentration av växthusgaserna i atmosfären. Det kommer säkert att ta tid innan en opinion vunnits som gör det möjligt att nå de överenskommelser som är nödvändiga. Troligen kommer det att krävas mer övertygande ”bevis” för att klimatförändringar är på väg än de som finns i dag och att dessa kan få så allvarliga konsekvenser att internationell samverkan är nödvändig. Det är ju möjligt att vi har

föribiset kompenserande processer i våra modellberäkningar, men vi kan inte heller utesluta att återkopplingsmekanismer försumrats som innebär att den mest troliga utvecklingen är allvarligare än den som vi nu uppfattar som den mest sannolika. Det är ändå förståeligt om många ställer sig tveksamma inför omfattande åtgärdsprogram med hänvisning till att nuvarande prognoser är alltför osäkra. Länder som kan tänkas få ett mer gynnsamt klimat kan vilja avvakta den vidare utvecklingen.

Men medan vidare forskning pågår och grunderna för internationella överenskommelser utvecklas, kan ett flertal åtgärder vidtas som är föga kostsamma och som också har betydelse för miljön i andra avseenden. Det är viktigt att sådana åtgärder sätts i gång snarast, eftersom motåtgärder blir betydligt svårare och mer kostsamma ju snabbare växthusgasernas koncentration ökar. Troligen kommer vi att konfronteras med många besvärliga beslutssituationer, troligen redan under det sista decenniet av detta århundrade och säkerligen in på nästa sekel.

Effektiv energianvändning

Mot bakgrund av den minskning av fossilbränsleanvändningen på jorden som i ett längre perspektiv förefaller ofrånkomlig, är det givetvis viktigt att använda energin effektivt för att därigenom skapa utrymme för en större rörelsefrihet. En närmare granskning av hur energin utnyttjas inom industrin, för kommunikation och inom bostadssektorn (främst för uppvärmning och luftkonditionering) visar att det finns stora möjligheter till besparingar på många håll i världen och även i Sverige trots de åtgärder som vidtagits under 1980-talet.

Stål- och massaindustrin i Sverige har gjort avsevärda rationaliseringar under det senaste årtiondet, men här finns plats för ytterligare innovation. Det finns vidare redan prototyper av bilmotorer som jämfört med dagens utnyttjar bränslet avsevärt mycket mer effektivt. Forskning pågår vidare för att utveckla bränsleceller, men insatserna är måttliga. Med stigande energipriser finns givetvis betydligt mer incitament att utveckla system för en mer rationell energianvändning än som nu är fallet.

Användning av el för bostadsuppvärmning är ofta termodynamiskt ett slöseri. Teknik finns exempelvis i dag för att utveckla s.k. lågtemperatursystem, i vilka dels transportförluster i fjärrvärmeanläggningar kan reduceras högst avsevärt och dels spillvärme kan komma till större användning. De erbjuder vidare ökade möjligheter att utnyttja solvärme. Lågtemperatursystem har därför en avsevärd potential för att reducera energibehovet för bostadsuppvärmning. Det vore intressant att klarlägga vilka incitament som krävs för att dessa eller liknande möjligheter bättre skulle komma till användning.

Med nuvarande relativt väl utbyggda möjligheter att exploatera kända olje- och gasfyndigheter är högre priser för energiråvaran knappast att vänta förrän in på nästa århundrade om efterfrågan ökar långsamt eller tidigare endast vid en raskt växande användning av fossila bränslen. Den fria marknadens mekanismer kommer knappast att hejda en ökande användning av fossila bränslen under de närmaste decennierna.

Den avgörande frågan blir uppenbarligen hur samhället genom politiska beslut och ekonomiska styrmedel kan leda utvecklingen i en önskvärd riktning, eftersom ekonomiska incitament i dag ofta är alltför svaga för att näringslivet eller enskilda människor själva skall ta ansvar för en med hänsyn till miljöpåverkan mer rationell energianvändning. I den utsträckning som ett bättre utnyttjande av energin medför avsevärda kostnader krävs givetvis en viss internationell samordning. (Se Mälers kapitel i denna bok.)

Alternativa energisystem

Mot bakgrund av att världens energiförsörjning till ca 85 procent är baserad på fossila bränslen och att vi vill se möjligheter att också kunna förbättra livsvillkoren för u-länderna, behöver vi utan tvekan ta nya energikällor i anspråk. Det är då viktigt att se på de möjligheter och begränsningar som olika alternativa energisystem kan erbjuda och därvid framför allt granska kärnenergin och olika förnybara energikällor, i första hand solenergi inkluderande vattenkraft, vind- och vågenergi.

Kärnenergi svarar i dag för endast några få procent av världens totala energiförsörjning. Drygt 15 procent av världens elenergi produceras med kärnreaktorer. Dessa kan inte användas direkt inom transportsektorn, utom möjligen för sjötrafik. Om kärnkraften skall spela en avgörande roll för världens framtida energiförsörjning krävs minst tiofaldigt, troligen tjugofaldigt större produktionskapacitet än i dag. Med användning av nuvarande reaktortyper innebär detta att uran måste utvinnas ur havsvatten för att en långsiktig bränsleförsörjning skall kunna säkerställas. Även om det totalt finns mycket uran i världshaven krävs en vattenmassa som är lika med halva Östersjön för att täcka den nuvarande årliga åtgången av uran i de ca 400 reaktorer som finns i världen, dvs. ca 400 000 m³ vatten måste passera utvinningsanläggningarna per sekund, dvs. ca 1 000 m³ per kraftverk. Alternativet är att bridreaktorer ersätter nuvarande reaktortyper. Kostnaderna för detta alternativ är inte väl kända. Kärnkraft med dagens teknik kan i dag inte konkurrera med andra energikällor i den relativt fria marknad som USA utgör. Inte desto mindre är givetvis kärnkraft en potentiellt möjlig framtida energikälla, men om den skall komma till användning eller ej beror dels på kostnadsbilden, dels på möjligheterna att lösa säkerhets- och avfallsfrågorna på ett sätt som kan finna samhällelig acceptans vid en produktionskapacitet som är mycket större än i dag. Det är uppenbart att förutsättningarna för att låta kärnkraften få en nyckelroll i olika nationers energiförsörjningssystem är mycket skiftande.

Relativt begränsade resurser har å andra sidan hittills satsats för utveckling av förnybara energikällor. Mot bakgrund av att bränslekostnaderna för världens användning av fossilbränslen vid ett oljepris på 18 dollar per fat är ca 3 000 miljarder kronor per år och att kostnaderna för hittills gjorda investeringar för kärnkraftens utnyttjande varit ungefär lika stora, är det rimligt att betydligt större resurser än hittills satsas på utvecklingen av andra energikällor. Endast därigenom kan deras långsiktiga möjligheter och begränsningar i jämförelse med kärnkraften bedömas seriöst.

Biobränslen är i dag den viktigaste förnybara energikällan

och de tjänar som bas för ca 10 procent av den totala energianvändningen i världen. Därvid utnyttjas för närvarande ca 1 procent av växtvärldens fotosyntes eller 2–4 procent av vedtillväxten i världens skogar. I ett framtida energiförsörjningssystem finns det utrymme för en ökning av biobränslenas roll. Den snabba utvecklingen inom biotekniken kan skapa nya förutsättningar för användningen av biobränslen, men vi saknar i dag en bild av dessa eventuella möjligheter. Vidare återstår mycket arbete för att eliminera de andra miljöproblem som förbränning skapar.

Även om vattenkraften spelar en viktig roll på vissa håll i världen, såsom i Sverige, är de globala tillgångarna relativt små. Detsamma gäller vindkraft, som kan få betydelse endast lokalt, men som ändå inte bör nonchaleras.

Den totala solstrålning som når jorden är däremot ca 15 000 gånger större än den energi som människan utnyttjar. Sicilien i Medelhavet tar emot lika mycket solenergi som hela världens nuvarande energiförbrukning. Även med endast 10 procent effektivitet räcker några få procent av Saharas yta för att täcka världens nuvarande energibehov. Ändå är givetvis den relativt låga energitätheten i solstrålningen och kostnaderna för energioverföring till de befolkningstäta delarna av vår jord allvarliga hinder för att den på allvar i dag skall kunna konkurrera på dagens energimarknad.

Framför allt två vägar står öppna för att utnyttja solstrålningen, antingen med hjälp av fotoelektriska processer för elproduktion eller genom direkt användning av solvärme. Det är inte möjligt att överföra el över stora avstånd utan avsevärda förluster. Därför sker i dag relativt omfattande utvecklingsarbete för att finna lämplig teknik för vätgasproduktion genom elektrolys av vatten, eftersom vätgas (eller någon annan vätgasrik gas) skulle kunna vara en lämplig framtida energibärare. Satsningar görs i Västtyskland i samarbete med Saudiarabien, i Nederländerna och i Kanada. Förslag har lagts i den amerikanska kongressen att öka de federala satsningarna för dessa ändamål i USA tiofalt till ca 200 miljoner dollar om året. En utveckling i denna riktning är av intresse inte minst för kommuni-

kationssektorn och kräver också en vidare utveckling av motorer.

I ett längre tidsperspektiv aktualiseras givetvis också frågor om utveckling av framtida effektiva transportsystem, vilka i sin tur är viktiga för hur den framtida samhällsstrukturen kommer att gestalta sig. De lokala miljöproblemen har lösts eller kommer att kunna lösas genom rening av utsläpp, medan de regionala problemen i allmänhet kräver en utveckling av nya processer för industrin. Det är däremot knappast troligt att eventuella framtida klimatförändringar kan hejdas med mindre än att en rad strukturella förändringar av samhället kan genomföras.

Vilka insatser behövs för att främja en utveckling mot energisystem som är bärkraftiga på lång sikt? Vi måste flytta blicken och inte begränsa våra försök till framtidsplanering till kanske endast något decennium och sedan förlita oss på att framtiden i övrigt kommer att ta hand om sig själv. Marknadskrafterna ensamma kan inte säkerställa en önskad utveckling. Detta påstående innebär givetvis att en utveckling som är nödvändig för skydd av vår globala miljö innebär att vår energiförsörjning kommer att bli dyrare i framtiden. Ändå växer medvetenheten om att detta kan bli nödvändigt för att slå vakt om de stora naturvärden som uppenbarligen kan stå på spel och de mycket stora investeringar som är gjorda i världen med utgångspunkt i ett antagande om att nuvarande klimat på jorden inte kommer att förändras.

Internationella överenskommelser kommer uppenbarligen att bli nödvändiga. Det finns en gräns för hur mycket ett enskilt land kan göra mot bakgrund av att det rådande ekonomiska systemet och konkurrensen mellan världens länder i så hög grad knyter dem samman. Å den andra sidan gäller det att ta vara på de mycket skilda möjligheter som olika länder har på grund av skiftande geografiska förhållanden och därmed olika naturresurser. Det är viktigt att de utsläppsbegränsningar som säkert blir nödvändiga utformas på ett sådant sätt att innovationer och möjligheter att utnyttja nya tekniska landvinningar främjas. Det är vidare troligt att energisystemen kommer att bli olika i skilda delar av världen. En global detaljerad energiplan är inte

vare sig möjlig eller önskvärd, men däremot väl genomtänkta nationella planer.

Internationell samverkan

År 1988 har inneburit en markant ökad medvetenhet om eventuella framtida klimatförändringar på grund av mänsklig aktivitet. När Brundtlandkommissionen presenterade sin rapport "Vår gemensamma framtid" inför FNs generalförsamling 1987, uppmärksammades inte minst farorna av en framtida global klimatförändring. Under våren 1988 tog de två FN-organen Meteorologiska Världsorganisationen och FNs Miljöprogram initiativ till att inrätta en internationell panel för klimatförändringar, vilken hade sitt första sammanträde i november 1988. Sammanlagt 37 länder hade anmält sitt intresse för panelens arbete och drygt hundra delegater från 30-talet länder deltog i det första mötet. Alla de viktigaste länderna i FN-systemet var representerade. Med intresse kunde man vidare notera att knappast från något håll ifrågasattes längre farhågorna för klimatförändringar och deras i många avseenden allvarliga konsekvenser för världssamhället. Givetvis är det angeläget att fortsatt forskning på området får kraftfullt stöd och att resultaten härav följs noga. Det största intresset knöts emellertid till den arbetsgrupp som fick i uppgift att studera olika strategier för att ta sig an de problem som vi kan komma att ställas inför. De närmaste åren kommer att bli mycket intressanta.

De globala miljöfrågorna, och då inte endast klimatet och energiproblemet, är utmaningar som måste tas på allvar. De ställer en rad frågor som vi tvingas att ta itu med. De är svåra och kommer att kräva uppoffringar. Kan vi hoppas på den grad av solidaritet mellan världens länder och folk som kommer att krävas? Vilket ansvar är världens ekonomiskt ledande länder villiga att ta? FNs behandling av Brundtlandkommissionens rapport om en bärkraftig utveckling i världen ger grund för viss optimism i dessa avseenden. Men vi frågar också: Hur kan världens ledande ekonomer bidra genom en fördjupad och kan-

ske djärvare analys av det internationella ekonomiska spelet? Hur kan incitament skapas för att näringslivet skall kunna axla en del av ansvaret?

Svaren på de frågor som kan ställas finns inte i dag. Fortfarande krävs en ökad medvetenhet i vida kretsar. Den skiss av problemet som givits ovan är givetvis personlig, men om den kan föra debatten vidare på ett sakligt plan och fördjupa den vore mycket vunnet.

Ekologi och miljöpolitik

Miljöproblemens ändrade karaktär

För 25 år sedan, då jag själv först började intressera mig för miljöfrågor, var den typiska bild som mötte iakttagaren vid en industriell eller kommunal avloppstubs mynning i Östersjön ett område av någon kvadratkilometers storlek där makroskopiskt bottenliv i stort sett saknades. Några mil därifrån fanns ett någorlunda opåverkat referensområde och mellan dessa en skarp gradient av såväl föroreningskoncentration som påverkan på ekosystemet.

Åker man till samma plats i dag är förbättringen vid avloppstubens mynning påtaglig. Ytterst få avloppstuber är omgivna av döda bottnar och där så är fallet är det ”gamla syndet”, t.ex. i form av kvarliggande fiberbankar, som är den främsta orsaken. Den bakomliggande kraftiga begränsningen av utsläppen från punktkällan framträder även klart i den utsläppsstatistik som industriorganisationer och naturvårdsmyndigheter fortlopande redovisar.

Åker man vidare till den gamla referenslokalen några mil från avloppstuben tvingas man dock konstatera att den inte längre har karaktär av referenslokal. Över huvud taget är det nästan ogörligt att hitta en akvatisk referenslokal i större delen av Sverige. Den tidigare situationen med intensiv men lokalt avgränsad förorening har ersatts med storregional diffus påverkan.

En likartad bild men med en något annorlunda bakgrund får man om man betraktar kvicksilverfrågan på 1960- och 1980-talen. På 1960-talet var frågan om kvicksilver i den akvatiska miljön en fråga om höga halter metylkvicksilver i rovfisk i sjöar och havsvikar med direkta utsläpp från klor-alkalifabriker, massa- och pappersbruk eller elektrisk industri. Totalt rörde det sig om några hundra områden som var aktuella för ”svartlistning” (förbud att sälja eller skänka bort fisk för konsumtion på grund av hög metylkvicksilverhalt).

Sedan dess har dramatiska framsteg gjorts vad gäller att begränsa utsläppen av kvicksilver till vatten från dessa anläggningar. Dagens utsläpp utgör endast någon promille av 1960-talets. Halten metylkvicksilver i rovfisk från de aktuella områdena sjunker också i flertalet fall – dock med icke obetydlig tidsfördröjning på grund av kvicksilverdeponier i sediment och fiberbankar.

I dagsläget har vi dock tusentals – kanske tiotusen – sjöar där rovfiskens metylkvicksilverhalt överstiger gällande gränsvärden. Ofta är det små, näringsfattiga skogssjöar utan lokala utsläpp. Sambandet med låga pH-värden och försurning är klart. Även här gäller att det tidigare problemet med intensiv lokal påverkan har åtgärdats och är på väg mot en lösning, men att det ersatts med en geografiskt betydligt större påverkan av diffus karaktär.

Begreppen ”vad naturen tål” och ”kritiska belastningsgränser”

I den ovan beskrivna, tidigare rådande, situationen med intensiv lokal påverkan och en skarp gradient av såväl föroreningskoncentration som miljöpåverkan var sambandet orsak-verkan ofta lätt att fastställa. Även sambandets kvantitativa aspekter – vilken koncentration ger vilken effekt? Finns tröskelvärden för ekosystemets reaktion? Vid vilken föroreningsbelastning blir effekten oacceptabel enligt samhällets rådande värderingar? – kunde belysas och i rimlig mån besvaras från de fallstudier som fanns tillgängliga.

Ett antal nyckelbegrepp formuleras på ekologisk grund i syfte att användas i det tillämpade miljöskyddsarbetet. Exempel på sådana är ”vad naturen tål” och ”kritiska belastningsgränser”. Utgångspunkten för dessa begrepp är att en mycket liten tillförd mängd av något inte ger upphov till någon påvisbar negativ effekt. En stor mängd gör det. Någonstans mellan ”mycket liten” och ”stor” finns den mängd som naturen kan ta om hand utan påvisbara eller oacceptabla negativa effekter (”vad naturen tål”). Någonstans finns den kritiska belastningsgräns, där ingen negativ effekt uppstått men där ytterligare en liten tillförd mängd ger upphov till negativa effekter (”kritisk belastningsgräns”).

Begreppen myntades i en situation där den typiska föroreningsbilden var den med lokala punktkällor med kraftig lokal påverkan i en relativt opåverkad omgivning. Tekniken att fastställa ”självreningsskapaciteten” var helt enkelt att följa förorenings- och effektgradienten från punktkällan till den punkt där det inte längre kunde fastställas att ekosystemet var påverkat eller där påverkan inte längre bedömdes som oacceptabelt negativ.

De begreppsmässiga och praktiska svårigheterna hade att göra med främst två frågor: tidsaspekten och sammansättningen av komplicerade avloppsvatten. Frågan om tiden kan formuleras så: Hur länge skall ett område ha varit exponerat för en viss föroreningskoncentration för att man skall kunna fastställa att ingen negativ effekt inträffat? Sammansatta och komplicerade avloppsvatten varierar ofta med tiden på en plats och från plats till plats. Vad skall man göra när man inte vet vilken eller vilka enskilda komponenter som ger upphov till effekten och hur koncentrationsgradienten ser ut för dessa specifika ämnen?

Internationellt hade begreppet *assimilative capacity*, vad naturen tål, ursprungligen en rent hydrologisk innebörd. Hur mycket extra vatten kunde en flodfåra ta hand om utan allvarliga översvämningar? Den första direkta miljövårdstillämpningen fick det inom BOD/O₂-området (biologisk syreförbrukning). Hur mycket syreförbrukande substans kan ett vattenom-

råde tillföras utan att syrehalten i vattnet underskrider ett förutbestämt värde? För bägge dessa tillämpningar utvecklades tidigt matematiska beräkningsmetoder och modeller som hjälpmedel vid sidan om fältmätningar. Modellkalibrering blev en viktig del av mättnings- och modelleringsarbetet.

Nästa steg i miljövärdstillämpningen av begreppet ”vad naturen tål” kom inom radioaktivitetsområdet med speciell tillämpning på utsläpp och dumpning till havs. Denna tillämpning fordrade en betydande utveckling av grundbegreppet. ”Critical pathway approach” och ”collective dose commitment” blev några av de nya betydelsefulla begreppen.

Kritiska belastningsgränser, ”critical pathway”, innebär att människan entydigt identifieras som den organism som skall skyddas. Alla de vägar på vilka radioaktivt material från havet kan nå människan kvantifieras. Den eller de mest betydelsefulla vägarna identifieras och villkoren för havsutsläpp och dumpning fastställs så att det man beräknar att människor utsätts för längs de identifierade expositionsvägarna med marginal understiger förutbestämda gränsvärden.

”Collective dose commitment” innebär att hänsyn inte enbart tas till de individer som beräknas få den högsta exponeringen – t.ex. personer som äter extremt mycket musslor från ett visst kustavsnitt eller fågeläggssamlade urbefolkning på en avlägsen havsö – utan att den samlade cancerfrekvensen orsakad av strålning för hela den befolkning som över huvud taget exponeras, beaktas.

Många personer som varit verksamma inom strålskyddsområdet är uppenbarligen nöjda med de begrepp som utvecklats och den (begränsade) exponering för strålning från marina källor orsakad av människor som blivit resultatet. För utomstående är entusiasmen för metodik och resultat svårare att förstå. Till exempel vad gäller uppbyggnadsanläggningen i Sellafield (f.d. Windscale) har den fastställda kritiska belastningsgränsen och därmed den främst exponerade gruppen människor fått ändras tre gånger som resultat av strålningsmätningar i fält. Kunskaperna till och med om dessa flitigt studerade radioaktiva ämnen och om ekosystemet i en av marinbiologins vaggor

visade sig otillräckliga för att teoretiskt med hjälp av matematiska modeller fastställa den kritiska belastningsgränsen. Säkerhetsmarginalernas storlek snarare än metodikens förträfflighet torde vara det som förhindrat en svårare katastrof. (Det faktum att man bytt namn på anläggningen talar även det sitt tydliga språk).

Sellafield och engelsmännen är ingalunda ensamma. Den indiska upparbeitungsanläggningen utanför Bombay erbjuder än mer drastiska exempel på misslyckanden med "the critical pathway approach" för att fastställa självreningsförmågan för radioaktivitet i havet.

En annan miljövärdstillämpning av grundbegreppet "vad naturen tål" är när det gäller övergödning av insjöar och avser fosforbelastning. Med Vollenweiders erfarenhetsbaserade modell har man erhållit ett allmänt accepterat styrmedel för (djupa) sjöar.

I en situation där påverkan av föroreningarna rör stora regioner och källorna i stor utsträckning är diffusa, är det betydligt svårare att fastställa sambandet mellan orsak och effekt och än mer besvärligt att kvantifiera dem. Om avståndet mellan det påverkade området och referensområdet mäts i hundratals mil, i stället för i ental, uppvisar områdena redan från början klimatologiska och ekologiska skillnader. De observerade olikheterna beror ingalunda enbart på påverkan av föroreningar.

Vidare finns knappast några större regioner och speciellt inte några tätbefolkade och industrialiserade sådana med bara en enda betydelsefull föroreningspåverkan. Ekosystemen reagerar på ett stort antal stressfaktorer som var och en utgår från ett stort antal källor av olika intensitet och sammansättning.

I detta läge kan man inte förvänta sig att hitta mer än ett fåtal fall av fältmässiga situationer, där i vissa områden ekosystemets toleransgränser klart överskridits och andra jämförbara ekosystem där dessa inte uppnåtts. Erfarenhetsbaserade mått på ekosystemets tolerans och kritiska belastningsgränser är alltså svåra att erhålla. Inom försurningsforskningen menar man sig dock i dag kunna göra rimliga beräkningar av praktiska belastningsgränser för svavel i Skandinavien och man hyser goda

förhoppningar att inom få år kunna göra detsamma för kväve.

Från svensk sida betraktar man det i dag som ett stort framsteg i det internationella miljöpolitiska arbetet att Storbritannien nu tycks acceptera kritiska belastningsgränser för svavel i Skandinavien som normgivande för svavelutsläpp i Europa. Den svenska glädjen baseras på att tillämpningen av begreppet på försurningsområdet måste leda till överenskommelser om minskande utsläpp av försurande ämnen.

Från metodologisk synpunkt är det ironiskt. Under arbetet på 1970-talet med internationella konventioner avseende havsdumpning och utsläpp till havet från landbaserade föroreningskällor, ville Storbritannien bl.a. beräkna och utnyttja havens självreningsförmåga, vilken bedömdes stor vid de Golfströmsomspolade och tidvattensköljda Brittiska öarna, och endast reglera utsläpp och dumpning utöver denna havets beräknade kapacitet. Sverige och övriga nordiska länder motsatte sig detta betraktelsesätt såväl på etiska grunder – det är omoraliskt att förorena mer än vad som är tekniskt och ekonomiskt nödvändigt – som på praktiska – vi har inte kunskaper att beräkna vad havet tål.

Uppenbarligen skulle i fråga om havsdumpning och marina utsläpp en tillämpning av begreppen ”vad naturen tål” och ”kritiska belastningsgränser” leda till större utsläpp än dem som behövde befaras om andra vägledande principer tillämpades.

I fråga om försurning blir det, som ovan sagt, fråga om en minskning av dagens belastning. Från såväl brittisk som svensk sida finns det kanske skäl att fråga sig om det är den gamla jesuitiska principen ”ändamålet helgar medlen” som man försöker tillämpa.

Som framgår av flera exempel ovan har begreppen ”vad naturen tål” och ”kritiska belastningsgränser” visat sig tillämpliga i vissa fall när man haft tillgång till någorlunda likvärdiga ekosystem där en del belastats hårt, med klara ekologiska effekter som följd, och andra påverkats endast måttligt eller förblivit någorlunda opåverkade. I andra fall där försök gjorts att tillämpa dem i preventivt syfte, dvs. utan att erfarenheten av

redan inträffad miljöförstöring finns att tillgå, har framgångarna uteblivit.

Som ovan nämnts föreslås det då och då i debatten att kritiska belastningsgränser från strålskyddsområdet skall tillämpas på persistenta kemikalier i miljön. Några grundläggande skillnader måste då observeras. Inom radioaktivitetsområdet avser skyddet en art – människan – som är den bäst kända av alla arter. Vad gäller kemikalier i miljön är skyddsobjekten alla arter (2–3 miljoner), ekosystem (dvs. samspelet i form av konkurrensförhållanden mellan arter och näringsvävar i vilka arter ingår) samt en lång rad icke-biologiska processer, t.ex. atmosfärskemi och -fysik.

För strålning gäller skyddet en typ av effekt – strålningsinducerade mutationer och därmed sammanhängande cancer. För miljöspridda kemikalier gäller det alla typer av effekter.

Hur identifierar vi den mest känsliga biokemiska processen hos den mest känsliga organismen? Hur förutser vi att DDTs metabolit DDE mimar ett kalciumomsättande hormon hos fåglar och därmed indirekt leder till tunnare äggskal och störd reproduktion?

Hur förutser vi att freoner (CFC) påverkar atmosfärens ozonlager eller att PCB kan tänkas störa den fördröjda inplantationen av befruktade ägg hos vissa sälstammar?

Hur förutser vi de expositionsvägar som leder till att djur och växter, som vi bara nätt och jämnt vet att de förekommer, anrikas av en given substans?

Det uppenbara svaret är: det gör vi inte. Vår kunskap om biologi, ekologi och en hel rad andra vetenskaper är helt otillräcklig och kommer att så förbli – alla våra forskningsansattningar till trots – under en överblickbar framtid.

Slutsatsen blir att begreppen ”vad naturen tål” och ”kritiska belastningsgränser” inte är preventiva. De är tillämpliga och användbara endast när erfarenhet redan finns av förstörd miljö. Därigenom är de föga ägnade att användas som styrande princip i en situation där föroreningsbilden kännetecknas av storregional spridning, diffusa källor och ett mycket stort antal dåligt kända kemikalier.

Tillfriskningsförloppet beror av det påverkade områdets storlek

Människorna är uppenbarligen ojämnt fördelade över jorden. Även om människan som art uppvisar en fenomenal förmåga att anpassa sig till olika klimatförhållanden (arktiska isvidder, extrema höjder, öknar och tropiska regnskogar) är befolkningstätheten störst i norra halvklotets tempererade zoner. Men även inom detta område är fördelningen ytterst ojämn. Slätternas och floddalarnas jordbruksbara områden har alltså de stora befolkningsmängderna, även om de numera är koncentrerad till de svällande städerna.

De lokala industriföroreningarna följde i stort sett befolkningkoncentrationen, dvs. drabbade i första hand områden som genom befolkningstryck och andra typer av stress redan var kraftigt påverkade. Avlägsna och otillgängliga områden med orörd natur och opåverkade ekosystem berördes förhållandevis lite av föroreningar i denna första fas. I och med den storregionala påverkan exponeras emellertid även dessa system för föroreningar. Ofta visar det sig då att känsligheten för miljögifter hos dessa ofta näringsfattiga system är större än i de mer näringsrika ekosystem som är vanligt förekommande nära befolkningkoncentrationer.

Så länge miljöpåverkan väsentligen var lokal hade den ringa betydelse för arters överlevnad och existens. I fallet med de döda bottarna vid avloppstubens mynning i Östersjön fanns de naturligt hemmahörande arterna vid referensstationen på ett par mils avstånd. När utsläppsbegränsande åtgärder vidtagits och de kemiska och fysiska betingelserna förbättrades, kunde de tidigare utslagna arterna vandra tillbaka in i området och den naturliga floran och faunan gradvis återställas.

När föroreningarna täcker stora regioner kan refuger (zoner där arter kan överleva, t.ex. isfria områden under en istid från vilka återinvandringen kan ske) komma att saknas. Om arterna helt dör ut är skadan uppenbarligen obotlig, men även om arten finns kvar kan spontan återinvandring utebli eller ske med mycket lång tidsfördröjning. Speciellt gäller detta sötvattensle-

vande arter, som kan ha mycket svårt att återkolonisera ett vattendrag om de blir utslagna därifrån. Det svenska sjökalkningsprogrammet erbjuder en del åskådningsexempel på detta.

”Vetenskapligt grundad misstanke” kunskapskrav för beslut

Industrisamhällets utveckling i förhållande till miljön kan liknas vid bilkörning i dimma. Bilen kör i god fart men sikten är dålig. Plötsligt skymtar något. Är det en älg eller människa? Eller bara skuggan av ett träd eller en lyktstolpe? Skall man tvärbromsa eller köra vidare och hoppas på det bästa? Precis som olika bilförare väljer olika strategier i den beskrivna situationen finns olika attityder till frågan: Vad skall samhället göra när misstanken om miljökatastrofer kommer fram? Skall man tvärbromsa och acceptera höga omställningskostnader, kapitalförluster och arbetslöshet på blotta misstanken om en möjlig katastrof eller skall man fortsätta tills man säkert vet att katastrofen är i annalkande och det kanske är för sent att undvika den?

Politiskt har bägge de skisserade grundalternativen förefallit orimliga. ”Misstanke” anses som en för svag indikation. ”Vetenskaplig visshet” anses som ett alltför högt ställt krav. Den verbala lösningen som politikerna anvisat har i vissa fall blivit begreppet ”vetenskapligt grundad misstanke”. Vad menas med detta? Därom finns ingen anvisning, men ur sammanhanget ovan framgår några indikationer om var på skalan okunskapskunskap begreppet bör befinna sig. Det kan vara intressant att något diskutera hur man skulle kunna definiera eller beskriva begreppet ”vetenskapligt grundad misstanke”.

Vetenskaplig kunskapsuppbyggnad innehåller några distinkta steg:

- Informationsinsamling. Situationsbeskrivning.
- Urskiljande av mönster. Fastställande av statistiska samband och trender.
- Formulering av hypotes om orsak-verkan.
- Test av hypotesen. Vid accept blir hypotesen teori.

- Test och analys av teorin. Om teorin befinns ge en fullgod förklaring till observerade fenomen och vara den enda logiskt möjliga förklaringen kan den ges karaktär av lag eller teorem.

Utifrån dessa fem steg kan man konstatera att ”vetenskaplig visshet” nås vid den femte punkten. ”Misstanke” kan rimligt sägas föreligga när ett mönster framskymtar, dvs. vid den andra punkten.

Utifrån påståendet att begreppet ”vetenskapligt grundad misstanke” skall ligga någonstans mellan dessa kan det kanske vara värt att överväga om de inom forskarvärlden vedertagna kraven på en vetenskaplig hypotes repektive teori i rimlig grad stämmer med det intuitiva innehållet i ”vetenskapligt grundad misstanke”.

En *vetenskaplig hypotes* skall

- inte strida mot kända fakta
- förklara väsentliga drag i observerade samband.

En *vetenskaplig teori* skall

- ha testats och bekräftats genom experiment eller observationer av (den föregående) hypotesens logiska följder.

När man beaktar de miljötillämpningar där begreppet ”vetenskapligt grundad misstanke” är tänkt att användas, torde kriterierna för en vetenskaplig hypotes enligt ovan kunna vara tillämpliga. Testkriteriet för den vetenskapliga teorin är sannolikt ett alltför strikt kriterium för åtgärder i miljösammanhang.

Låt oss återvända en liten stund till liknelsen mellan samhällsutveckling och miljöeffekter och den snabba bilen i dålig sikt. Det av politikerna lanserade begreppet ”vetenskapligt grundad misstanke” är avsett att svara på frågan: Hur tydligt skall skuggan framträda för att vi skall bromsa? I den situation vi befinner oss är det viktigt att frågan besvaras, men det är bara en fråga om bästa taktik i det rådande läget.

Varje bilförare inser att det strategiskt riktiga beslutet är att anpassa hastigheten till sikt och bromssträcka så att behov av

tvärbromsning för skuggfigurer inte uppstår. Anpassningen har två komponenter: Hastigheten kan sänkas och sikten kan förbättras, t.ex. genom att vindrutetorkare och dimljus sätts på.

På motsvarande sätt finns två huvudkomponenter i en anpassning av industrisamhällets utveckling till miljöeffekterna:

- dämpa utvecklingstakten
- förbättra prognoserna och möjligheterna att observera miljöeffekter.

I avvägningen mellan dessa två komponenter framträder en skiljelinje mycket lik den som håller på att växa fram inom miljöpolitiken som helhet. Fram till för några få år sedan gick den huvudsakliga skiljelinjen i miljöpolitiska frågor mellan dem som såg miljöfrågorna som allvarliga problem och dem som uppfattade dessa som överdrivna farhågor.

I Sverige i dag är samstämmigheten stor vad gäller att betrakta miljöfrågorna som reella problem som fordrar snara åtgärder. Skiljelinjen går i stället alltmer mellan dem som ser lösningen i bättre och mer avancerad teknik och dem som ser den i att avstå från teknik. Skiljelinjen tenderar att gå mellan teknikoptimister och teknikpessimister.

Vilka ambitioner har miljöskyddet?

Det är en fråga som förbluffande sällan ställs uttryckligen och en fråga vars svar leder till helt olika prioriteringar mellan i den allmänna debatten aktuella miljöproblem. Brundtlandkommissionen gav i sin stora rapport "Vår gemensamma framtid" ett svar på frågan:

Miljövården syftar till att skydda människors hälsa och arters fortbestånd.

Det är uppenbart att formuleringen är homocentrisk, i det att den klart utsäger att ambitionen när det gäller människan avser individer och individernas välmåga, medan den för alla övriga arter begränsar sig till att arten som sådan överlever.

Vi utgår från Brundtlandkommissionens rapport, lämnar för

ett ögonblick människan och hennes hälsoaspekter därhän, och försöker rangordna några av dagens miljöproblem utifrån kriteriet ”arters fortlevnad”.

Högst upp på listan kommer då avverkning av tropiska regnskogar. Den pågående avverkningstakten hotar att till år 2050 utrota mer än hälften av jordens arter. Det är en förstörelsetakt utan historiska motsvarigheter. Inga andra miljöfrågor är utifrån artöverlevnadskriteriet tillnärmelsevis lika allvarliga.

Högt upp på listan kommer även koldioxidproblematiken och växthuseffekten. Kraftiga klimatförändringar kan tänkas på sikt hota flera procent av jordens arter, speciellt de polarlevande. Stratosfärens ozonlager och hotet om en betydligt kraftigare ultraviolett strålning vid jordytan kan även befaras utgöra ett hot på sikt mot många arters överlevnad.

I andra änden på skalan kommer flera av de miljöproblem som vi i Sverige i dag ser på med största allvar. Försurningen hotar knappast några arters överlevnad och inte heller övergödningen av våra kusthav. Kvicksilver och kadmium utrotar inte några arter och kärnkraften är i detta sammanhang ett icke-problem och skulle så vara även med ett Tjernobyl om året.

Vilka slutsatser drar vi då av detta? Gör vi helt felaktiga prioriteringar inom miljövårdsarbetet eller är Brundtlandkommissionen på fel spår när det gäller att ange ambitionsnivån för miljöskyddet? Vad får vi för prioritering om vi använder en annan målformulering? Låt oss pröva formuleringen: *arters fortlevnad inom sina huvudsakliga utbredningsområden*. Försurningsproblemet ökar då drastiskt i betydelse och det gör även övergödning av kusthav. Koldioxid och klimatförändring blir även det av väsentligt större betydelse då förskjutningar i arters utbredning tillmäts stor vikt.

Alternativa formuleringar av miljöskyddsambitionen som beaktar ekosystemens struktur och energiflöden medför igen ommöbleringar i prioriteringslistan. Slående är dock att från biologisk och ekologisk utgångspunkt kommer regnskogsavverkning alltid mycket högt upp på listan och kärnkraft mycket långt ner.

Påfallande är emellertid att redan utgångspunkten – att vi

vad gäller människan månar om individer men för övriga arter bara om arten och/eller ekosystem och/eller population – tycks strida mot den allmänna spontana reaktionen. TVs och tidningars bilder valåret 1988 på döende sälar och död fisk uppörde allmänheten och påverkade politikerna, inte därför att arter, ekosystem eller populationer hotades utan för att individuella djur led. Kanske är det en politisk realitet att tänka sig att även (de högre) djurens hälsa och välmåga skall ingå i miljöskyddets ambitioner.

Världens mest förorenade områden flyttas från norr till söder, från väst till öst

Inledningsvis beskrevs hur situationen vid avloppstubens mynning och den närbelägna referensstationen förändrats de senaste 25 åren. Bilden var från Sverige och den självklara följdfrågan är: Hur har den industriella föroreningssituationen utvecklats internationellt under samma tid? För 25 år sedan var "de värsta lorthålen" detsamma som de klassiska industricentra. Ruhrområdet, Osaka och Pittsburg var välkända namn på kartan över världens mest förorenade områden. Buffalo River självantändes om somrarna och floden brann på grund av organiska lösningsmedel och annat lättantändligt som flöt på ytan.

Åker man till dessa områden i dag är bilden delvis en annan. Knappast någon skulle väl komma på idén att kalla Ruhrområdet rent, men det är inte längre det illaluktande, svarta, vegetationslösa helvete det var. Nya industriprocesser, reningsteknik och trädplantering (av toleranta arter) har medfört en avsevärd förbättring. Motsvarande gäller industriområden i Japan och USA.

Dagens värst nedsmutsade platser finns dels i Östeuropa, dels och framför allt i u-ländernas s.k. Industrial Free Zones.

Idén till de industriella frizonerna hämtades från frihamnar. På samma sätt som frihamnar utgör en avgränsad zon, där varor kan lastas om och lagras utan att nationella tullar, skatter och restriktioner för handel tillämpas, är de industriella frizonerna områden där produktion kan ske utan import- och ex-

portrestriktioner, valutaregler och ofta nog utan beskattning eller annan tillämpning av hämmande regler.

Värdlandets vinst är arbetstillfällen, kunskapsöverföring, en närmarknad för vissa råvaror och uppbyggnad av en industriell infrastruktur.

Värdlandets kostnad är ofta bl.a. en kraftig miljöförstöring. Avsaknad (eller utebliven tillämpning) av miljöskyddslagstiftningen har medfört att dessa industriella frizoner attraherar miljöstörande industri som här kan operera utan reningsystem. Många exempel finns där hela processanläggningar flyttats från OECD-länder, där de inte kunnat möta miljökraven, till u-länders industriella frizoner.

Bland dessa områden finns dagens värst förorenade platser med en föroreningssituation som ofta är drastiskt värre än 1960-talets Ruhr, Osaka och Pittsburg. Totalt finns över 120 industriella frizoner i u-länder. Konkurrensen dem emellan är mycket hård när det gäller att locka till sig nya industrietableringar. I en desperat situation med skuldräntebetalning, hög arbetslöshet och social oro ökar de industriella frizonerna snabbt i antal och den dag verkar avlägsen då myndigheterna i dessa u-länder ställer miljökrav på industrin i frizonerna.

En illustration av utvecklingen ger DDT-frågan. I början av 1970-talet producerade OECD-länderna ca 100 000 ton DDT årligen. Storskalig spridning, ackumulation i organismer som ej var mål för bekämpning och reproduktionsstörning hos fågelpopulationer till följd av äggskalsförtunning ledde till begränsning och förbud mot användning inom OECD. Några år senare följde de östeuropeiska länderna efter.

Med några års fördröjning började halten i marina organismer, t.ex. fiskätande fågel, gå ned och i områden som Kaliforniens kust, Östersjön och det japanska inlandshavet är halterna i dag mindre än 10 procent av vad de var för 15 år sedan.

Den globala produktionen är i dag minst 500 000 ton DDT. Dominerande producentländer är Sydkorea, Taiwan, Kina, Indien och Brasilien. Halterna av DDT och dess metaboliter är i dag högre i Malackasundet, Västindien och vid Galapagosöarna än i t.ex. Östersjön och halterna är raskt på väg mot de halter

vi hade i början av 1970-talet. DDT-problemet är inte löst. Det har bara flyttat söderut och vuxit.

Generella konsekvenser av miljöstörningar

Uppenbarligen har en stor mängd kemikalier som vi betraktar som miljögifter en höggradigt specifik verkan. Några exempel har nämnts tidigare: DDEs inverkan på fåglars kalciumomsättning och äggskalstjocklek, PCBs störning av sälars immunförsvar och CFCs påverkan på den övre atmosfärens ozonskikt. En specifik verkningsmekanism av en kemikalie på en art eller större grupp av organismer leder i nästa steg till en påverkan på ekosystemnivå.

Några exempel: En fågelpopulation reduceras drastiskt till följd av DDT-användning. Fåglarna utövar inte sitt vanliga predationstryck på sina födoorganismer. Dessa kan öka i antal tills någon annan faktor (t ex födotillgång, utrymme, sjukdomar) blir begränsande eller tills någon annan predator ersätter fåglarna och ökar i antal eller anpassar sitt bytesval för att utnyttja den nya situationen.

Ökad näringstillgång gynnar tillväxten hos planktiska alger, men olika arter har olika förmåga att utnyttja den rikligare näringstillgången. Förändringar sker i relativa tal. Efter vintern då ljus och inte näringstillgång begränsat alg tillväxten, växer en viss alg till mycket snabbt. De zooplankton som normalt betar denna alg hinner inte med och algen utvecklas en tid utan ekosystemets normala kontrollfunktion – en form av ekologisk cancer.

På den högre organisationsnivå som ekosystemet utgör kan man urskilja vissa gemensamma mönster även då de utlösande faktorerna är olika, högst specifika, fysiologiska, kemiska eller fysiska effekter. Dessa gemensamma mönster kan sägas vara generella konsekvenser av miljöstörningar.

Generellt kan sägas att det störda (stressade) ekosystemet uppvisar en minskad stabilitet och förutsägbarhet än det opåverkade. Variabiliteten ökar. Tidigare sällsynta händelser blir vanliga. Fenomen som inträffade inom små, avgränsade om-

råden uppträder inom stora regioner när ekosystemen är stressade. Frekvens och amplitud på svängningarna ökar.

Kortlivade organismer med snabb förökning klarar denna situation bra och kan ofta till och med dra nytta av den. Långlivade organismer med fåtalig avkomma kommer till korta då de inte hinner anpassa sig till de snabba svängningarna.

Sett från mänsklig nyttjandesynpunkt är den ökande variationen och minskade förutsägbarheten påtagligt försvårande faktorer. Stora variationer i fisktillgång och skördeutfall ökar påtagligt risken med investeringar och försämrar den genomsnittliga nyttjandegraden och därmed förräntningen av investeringar.

Sina tekniska landvinningar till trots påverkas människan negativt av ökad variabilitet och minskad förutsägbarhet. Människan påverkas som den långlivade organism med fåtalig avkomma som hon är och förblir.

Ekonomi och ekologi

Ekonomiska mått har fått en avgörande inverkan på länders ekonomiska politik och därmed samhällsutvecklingen. Miljö- och kulturintresserade personer och organisationer har kritiserat t.ex. BNP-begreppet för dess kvantitets- (till skillnad mot kvalitets-) inriktning och för att t.ex. exploatering av naturresurser direkt leder till ökning av BNP. Monetära enheter är uppenbarligen endimensionella och därmed definitionsmässigt otillfredsställande som enda måttstock för en mångdimensionell verklighet. Från ekologisk utgångspunkt är detta den grundläggande invändningen.

Om man accepterar tanken att i vissa sammanhang använda ett monetärt mått så ter sig ett produktionsmått som ett mindre lyckat val. Betydligt mindre stötande vore att använda något mått på förändring av nationalförmögenheten där förbrukning av naturresurser och förstörelse av kulturarv och infrastruktur redovisas som minusposter.

En av grundorsakerna till att BNP-måttet fått det överväldigande genomslag som det har ligger dock i själva enkelheten.

Risken är stor att ett mått på förändringen i nationalförmögenheten blir alltför komplicerat för att ha en chans att komma i allmänt bruk.

Ett ekonomiskt mått där förbrukning av naturresurser som negativ post skulle kunna utgå från ”att naturen är inte något vi ärvt av våra föräldrar utan något vi lånat av våra barn”.

Utifrån detta betraktelsesätt är principen att den lånade naturen skall kunna återlämnas i sitt ursprungliga skick. Kostnaden för återställande blir en skuld till den kommande generation av vilken vi lånat naturen. Räntan på denna skuld bör dras från summan av de producerade varorna och tjänsterna.

Förnyelsebara och icke förnyelsebara resurser

Uppenbarligen finns en mångfald frågor och praktiska svårigheter att tillämpa begreppet sådant det presenterats ovan. En principiell och stor sådan fråga är skillnaden mellan förnyelsebara och icke förnyelsebara resurser.

En blandlövsskog som omvandlats till åker kan återställas även om betydande förbehåll måste göras även här. Detsamma kan sägas om en flodfåra där en kraftverksdamm med vattenkraftverk byggs. En exploaterad olje- eller mineralfyndighet däremot kan inte betraktas som återställbar.

För den senare typen av naturresurser fordras därför ett annorlunda betraktelsesätt. Resursen är ändlig. Att utnyttja den innebär att tära av ett ej återställbart kapital.

Återställande – ett relativt begrepp

Helt uppenbart är att människan har åstadkommit ingrepp i naturen som är icke reversibla. De enklaste exemplen rör utdöda arter – att återställa t.ex. dronter låter sig knappast göras eller kostnadsberäknas. Att avgifta jordklotet från DDT och dess metaboliter eller radionukleider är inte praktiskt genomfört eller möjligt att kostnadsberäkna.

Även i andra fall där återställande till synes sker, t.ex. en damm som rivs och en åfåra som återställs efter flottning med

återinplantering av djur och växter från närbelägna åar, blir det nya systemet inte identiskt med det gamla. Genetiskt unika populationer har med stor sannolikhet förlorats och återfås inte. Jorden i den återplanterade blandlövskogen efter sekler av jordbruk skiljer sig från den ursprungliga jordmånen.

Återställande blir med nödvändighet ett relativt begrepp där man praktiskt kanske får nöja sig med ambitionen att i huvudsak återställa det förlorade ekosystemet med de arter som ingick.

För historiska försyndelser är det väsentliga i detta sammanhang att få ett begrepp om det praktiska åtgärds paket som skulle erfordras och därmed de kostnader som utgör vår skuld till våra barn. För framtida bruk är det väsentligt att fastställa ambitionsnivån för återställandet och därmed de kostnader som kalkylmässigt bör belasta det aktuella projektet.

Hur länge löper lånet?

Utifrån principen att vi lånat naturen av våra barn och skall återlämna den ofördärvad eller någorlunda återställd kommer frågan: Hur länge löper lånet? Det svar som faller sig mest naturligt är: en generation – dvs. 30 år.

Miljö och energi

De två perspektiven

Två tredjedelar av svavelutsläppen och en tredjedel av kväveoxidutsläppen i Sverige kommer från förbränning av kol, olja, gas och inhemska bränslen i fasta anläggningar. Trafiken svarar för större delen av de övriga utsläppen av kväveoxider och energiomvandling i samband med industriella processer för de resterande svavelutsläppen. Det svenska energisystemet producerar omkring 60 miljoner ton koldioxid¹ per år vilket är 0,3 procent av den totala mängd koldioxid som produceras globalt genom förbränning av fossila bränslen. Förbränning i fasta anläggningar svarar för två tredjedelar av koldioxidutsläppen och trafiken för en tredjedel. Ser man till emissioner av kolväten, finner man att energiproduktion i fasta anläggningar svarar för 20 procent av utsläppen och vägtrafiken för 40 procent. En stor del av utsläppen av freoner kan också härledas till verksamhet i energisystemet, exempelvis ökad värmeisolering och utnyttjande av värmepumpar och kylmaskiner.

Utsläppen av svavel, kvävedioxider och koldioxid gör att energisystemet spelar en central roll i sådana miljöfrågor som försurning och global klimatförändring. Utformningen av energisystemet påverkar också möjligheterna att lösa andra problem som övergödning, nettoproduktion av troposfäriskt ozon ("fotokemisk smog") och nedbrytning av ozonskolden i stratosfären.

Exemplen ovan gäller luftburna utsläpp och påverkan på

atmosfären. Strävandena att tillfredsställa det moderna industrisamhällets behov av energi medför även andra miljörisker. På vad sätt och hur mycket olika alternativ för energiproduktion bidrar till de totala olycksfalls- och hälsoriskerna är föremål för en intensiv debatt. Energisystemets utformning påverkar också avfallsrisker och avfallshantering. Söfbränning i fjärrvärmesystemen öppnar en möjlighet att ta hand om industrisamhällets avfall, men ger samtidigt upphov till nya kontroverser om miljörisker. Vid förbränning av fasta bränslen produceras nytt avfall, som måste tas om hand. Utnyttjande av kärnkraft skapar ett avfallshanteringsproblem av en helt ny dignitet; elproduktionen i de svenska kärnkraftverken kommer fram till år 2010 att ge upphov till 6 000–8 000 ton högaktivt kärnbränsleavfall.

Beslutet att aveckla kärnkraften till 2010 kan ses som en åtgärd för att hantera avfallsproblemen och olycksriskerna förknippade med kärnkraften, men illustrerar samtidigt de konflikter som kan uppstå när man ställs inför kravet att hantera flera olika miljöproblem. Den snabba utbyggnaden av kärnkraften 1974–85 är en viktig anledning till att svavel-, kväveoxid- och koldioxidutsläppen från fasta anläggningar minskade under denna period. Med de krav som riksdagen antog i juni 1988 kommer svavel- och kväveoxidutsläppen att fortsätta att minska fram till 1995. När kärnkraftavecklingen börjar, kommer det att krävas ytterligare åtgärder för att hålla kväveutsläppen under kontroll och det kommer att bli mycket svårt att uppfylla riksdagens riktlinjer om oförändrade koldioxidemissioner. Om riskerna för globala klimatförändringar visar sig vara så stora som många forskare gör gällande, kommer detta förmodligen att leda till en omprövning av kärnkraftens roll i de industrialiserade länder som ställer sig avvisande till detta energislag.

Energitillförsel och energianvändning har betraktats ur många olika perspektiv under de senaste två decennierna: industriell tillväxt, tillgång till arbetsplatser, regional utveckling, nationell säkerhet. Miljöperspektivet har nästan alltid funnits med i analyserna, men har fått en allt större betydelse under

80-talet. De olika perspektiven har medfört konflikter, både vad avser problemformulering och problemlösning. För den följande diskussionen om miljö och energi är det lämpligt att renodla två perspektiv:

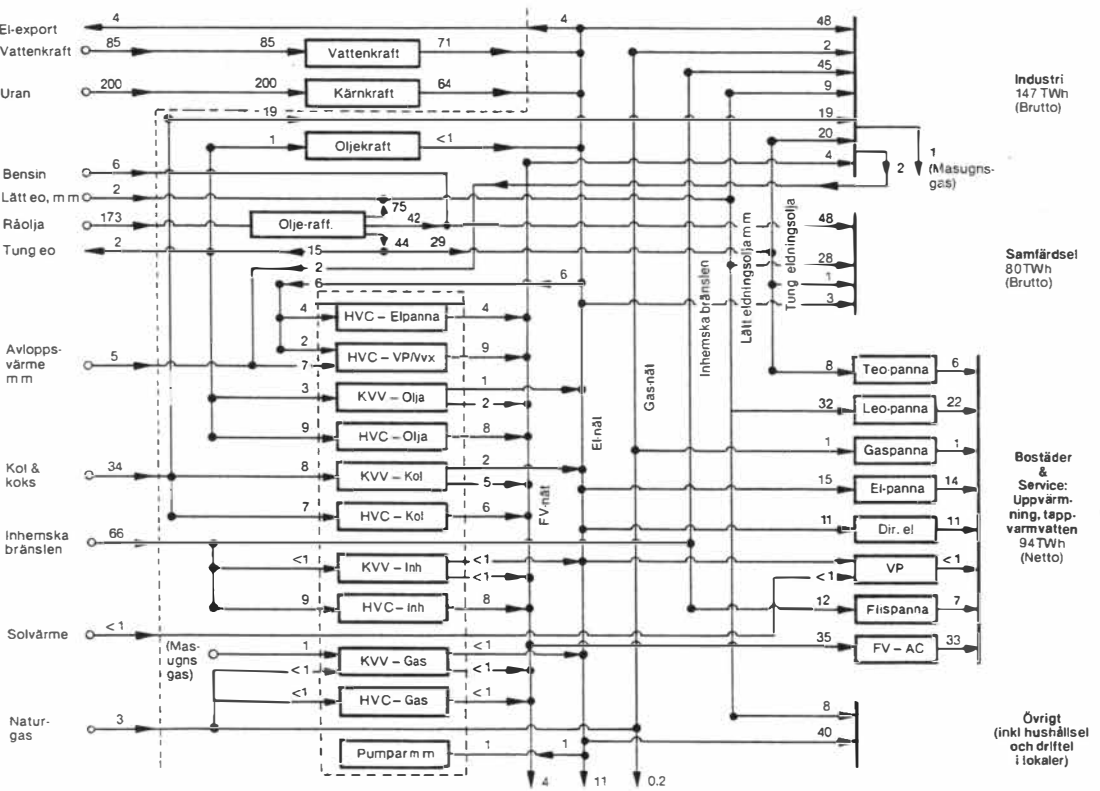
- *Energiperspektivet.* Energisystemet levererar nyttigheter som är efterfrågade i samhället. Avbrott i produktionen leder till allvarliga störningar i samhället. Målet i energiperspektivet är att energisystemet skall tillhandahålla kostnadseffektiv, säker och uthållig energiservice.
- *Miljöperspektivet.* Energiomvandlingen i systemet ger också oönskade biprodukter (exempelvis SO₂, NO_x, CO₂, kolväten, radioaktiva ämnen) vilka kan ge externa skador. Målet i miljöperspektivet är att begränsa industrisamhällets påverkan på miljön till vad "naturen tål".

Konsekvenserna av att betrakta energisystemet ur de två perspektiven diskuteras i de två följande avsnitten. Framställningen är gjord för att framhäva värdet och i många fall nödvändigheten av en helhetssyn vid problemlösning. Samordning mellan olika åtgärder för att utveckla energisystemet och kontrollera miljörisker behandlas i avsnittet om samordningsvinster. Avsikten med uppsatsen är att visa på behov av helhetssyn och samordning på tre olika nivåer: (1) inom det tekniska energisystemet, (2) vid avvägning mellan olika miljörisker och (3) för att lösa det gemensamma problemet att utveckla energisystemet och minska miljöriskerna.

Energiperspektivet

Energiflödena i det svenska energisystemet

Figur 1 ger en översiktlig bild av energiflöden och energiomvandlande teknik i det svenska energisystemet år 1987. Flödesdiagrammet visar alla vägar en kilowatt-timme, kWh, kan använda för att komma från en energikälla till en konsument. Längst till vänster visas alla de energibärare som levereras till



Figur 1.
 Energiflöden i det svenska energisystemet 1987. Siffrorna har ej temperaturrekorrigerats. Se bilaga s. 94 för en mer detaljerad förklaring av flödesdiagrammet.

det svenska energisystemet. Siffrorna anger nettoleveranser i terawatt-timmar, TWh. Några av energibärarna kan levereras direkt till konsument (Industri, Samfärdsel, Bostäder och Service, Övrigt) men de flesta måste först förädlas till oljeprodukter, el eller fjärrvärme. Nästa steg i diagrammet anger den energiteknik som används för denna förädling. El, fjärrvärme och gas levereras till el-, FV- och gasnäten för distribution till konsumenterna. För "Bostäder&Service: Uppvärmning och tappvarmvatten" anges vilken teknik som utnyttjas hos energianvändaren för att få nyttig energi².

Siffrorna vid symbolerna för de olika energiteknikerna anger den energimängd som levereras till tekniken och den mängd el, fjärrvärme eller oljeprodukter som erhålls från den. Skillnaden mellan in/ut är omvandlingsförluster. Omvandlingsförlusterna i ett kärnkraftverk eller ett fossileldat kondenskraftverk är 60–65 procent och i ett kraftvärmeverk i fjärrvärmesystemet 10–20 procent. En mer detaljerad beskrivning av flödesdiagrammet finns i en bilaga till denna artikel.

Varje omvandlingssteg i diagrammet innebär en miljöbelastning. Diagrammet kan användas för att få en uppskattning av energiflödena och utsläppen i olika delar av systemet. Totalt utnyttjade Sverige 1987 således 568 TWh. De viktigaste energikällorna var uran, råolja, vattenkraft och inhemska bränslen. Omkring 290 TWh användes för central kraftproduktion och 139 TWh el levererades till elnätet. 51 TWh levererades till de kommunala fjärrvärmesystemen vilka producerade 43 TWh fjärrvärme och 3 TWh el. Två intressanta iakttagelser kan göras beträffande *fjärrvärmesystemet*:

- Systemet har en mycket diversifierad tillförsel av energi. Alla typer av fossila och inhemska bränslen används och 7 TWh motsvarande 14 procent av totalt tillförd energi utgjordes av spillvärme från industrin och avloppsvärme. Jämför man med situationen i mitten på 70-talet med ett nästan totalt beroende av olja, kan man konstatera att systemet genomgått en unik strukturomvandling, vilket tyder på en hög anpassningsförmåga.

- 1987 var systemet *nettokonsument* av elenergi. Kraftvärmens producerade 3 TWh men samtidigt konsumerade elpannor, värmepumpar och andra pumpar i systemet 7 TWh. Detta skall jämföras med att nettol leveranserna till elnätet i slutet av 70-talet var 5 TWh. Här finns alltså en dold reserv för elproduktion.

Flödesdiagrammet visar att omvandling av kemiska bränslen sker i huvudsak i fem olika områden: fjärrvärmesystemet, oljeraffinaderier, industri, samfärdsel och uppvärmning i bostäder och lokaler. Dessa fem områden svarar för 90 procent av alla utsläpp av kemiska ämnen till atmosfären från energisystemet. Tabell 1 är en uppskattning av emissionerna av svavel, kvävedioxid och koldioxid under 1987.

Tabell 1.

Emissioner från förbränning av importerade och inhemska bränslen i fasta energianläggningar och fordon under 1987. (Importerade: kol, olja, gas; inhemska: torv, flis, lutar, avfall)

Emissioner från	Svavel (kton)	Kväveoxid (kton)	Koldioxid (Mton)
Raffinaderier	—	—	3
Kondenskraft	2	1	0,3
Fjärrvärme	42	25	11
Industri	43	28	14
Samfärdsel	14	177	20
Uppvärmning	32	18	11
Övrigt	5	32	2
Totalt	138	281	61

Anm. Uppgifterna för svavel och kväveoxid är hämtade från *Utsläpp till luft i Sverige av svaveldioxid (SO₂) och kväveoxider (NO_x)* SCB 1987. Utsläppen från raffinaderier rubriceras som utsläpp från industriprocesser och ingår ej i tabellen. Utsläppen från raffinaderierna av svavel resp NO_x är mindre än 10 kton.

En intressant fråga är hur mycket utsläppen skulle öka om elreserven i befintliga kraftvärmeverk skulle utnyttjas, vilket i dag skulle innebära att elproduktionen ökas från 3 till 7 TWh. Om vi antar att den ökade produktionen av fjärrvärme i kraftvärmeverken ersätter hetvattenproduktion i motsvarande bränsleddade hetvattencentraler blir ökningen av utsläppen enbart beroende av den marginella insatsen av bränslen för att producera el. 5 TWh bränslen behövs för att producera ytterligare 4 TWh el. Aktuella bränslen är olja, kol och inhemska bränslen och en enkel uppskattning visar att de totala svavelutsläppen ökar med 4–5 kton, kväveoxidutsläppen med 3–4 kton och produktionen av koldioxid med 1–2 Mton. En jämförelse exempelvis med alternativet att producera 2 TWh el i befintliga oljekondensverk och 2 TWh el i ett nybyggt gaskombiverk med kondenssvans visar att bränsletillförseln i detta fall ökar med 9–10 TWh, dvs. dubbelt så mycket som vid kraftvärmeproduktion. Svavelutsläppen blir ungefär lika stora som i kraftvärmealternativet, men kväveoxid- och koldioxidutsläppen blir 50 procent större i kondensalternativet.

Jämförelsen mellan kraftvärme och kondens-el visar på nödvändigheten att titta på de totala effekterna av en åtgärd. Exemplet är starkt förenklat, eftersom investeringar bara beaktats när det gäller gaskombiverk. Betraktar man ett föränderligt system, som står inför stora investeringar, blir systemeffekterna ändå tydligare: en lokal åtgärd i en del av energisystemet kan påverka energiflödena i helt andra delar av systemet och därigenom också få överraskande effekter på de totala emissionerna. Det är denna egenskap hos energisystemet som ligger bakom behovet av helhetssyn. I de två följande avsnitten skall systemeffekterna demonstreras i två viktiga fall: energibesparingar och elproduktion. Avsikten med diskussionen om energibesparingar är dels att visa att ”energibesparingar” kan vara svåra att mäta, dels att värdet av en energibesparing beror på var i systemet den sker. I avsnittet om elproduktion fortsätts diskussionen om kraftvärme och kondens-el.

Hur skall energibesparingar mätas och värderas?

Diagrammet i figur 1 visar att nettoleveranserna av (primär-) energi till energisystemet år 1987 var 568 TWh. Hänsyn har då tagits till export av el och tung eldningsolja. I de flesta utredningar om den svenska energiförsörjningen finner man andra och betydligt lägre siffror för energitillförseln. Detta beror på att man räknar energiflödet genom den streckade linjen i diagrammet, dvs. ingen hänsyn tas till förlusterna vid energiomvandlingen i vattenkraft- och kärnkraftverk. Argumentet för detta är bl.a. att vattenkraft och uran inte har någon alternativ användning. Går man till internationell statistik kan man finna en tredje och högre siffra för energitillförseln, eftersom kärnkraft och vattenkraft i OECD-statistiken räknas om till "fossil ekvivalent energi". Detta innebär att kärn- och vattenkraften redovisas med den mängd fossilt bränsle som skulle krävas för att producera motsvarande mängd el. Ytterligare ett sätt att redovisa energianvändningen är att ange slutlig energi, dvs. total slutlig leverans av energi till konsumenterna. Enligt figur 1 var denna 386 TWh år 1987. (Siffran har korrigerats för spillvärmeleveranser.)

Alla redovisningssätten har för- och nackdelar och man kan inte peka ut något av dem som det korrekta för alla situationer. Valet av redovisning måste göras med utgångspunkt från de frågor som skall besvaras. Tabell 2 visar den förvirring som kan uppstå, om man utan att ge en klar beskrivning av bakgrunden använder något av redovisningssätten för att diskutera energibesparingar eller trender i energianvändningen. Siffrorna i tabellen är baserade dels på flödesdiagrammet för 1987 i figur 1, dels på ett liknande diagram för år 1979.

Enligt två av redovisningarna har tillförseln av energi ökat från 1979 till 1987, enligt de två andra har tillförsel och användning minskat! Minskningen skulle kunna tolkas som att det skett "energibesparingar", men den beror i stället på att man flyttat förluster i olika energiomvandlingssteg utanför det redovisade systemet. 1979 tillfördes systemet 323 TWh råolja och oljeprodukter och 22 TWh el från kärnkraftverk, 1987 var

Tabell 2.

Energitillförsel och energianvändning i Sverige 1979 och 1987 enligt fyra redovisningssätt³.

Redovisnings- sätt	1979 (TWh)	1987 (TWh)	Procentuell förändring
Nettoleveranser av primärenergi:			
— Fysiska flöden	532	568	+ 6,8
— Förlusterna vid produktion av kärn- och vattenkraft redovisas ej	473	418	-11,6
— Omräkning av kärn- och vattenkraft till fossil ekvi- valent energi	607	638	+ 5,1
Nettoleveranser av slutlig energi	406	386	-4,9

motsvarande siffror 179 TWh olja och 64 TWh kärnkrafts-el. De totala omvandlingsförlusterna vid oljeanvändning är 15–35 procent. I en redovisning där dessa förluster ingår, men förlusterna vid produktion av kärnkraft utesluts, kan en halvering av oljeberoendet kombinerat med en tredubbling av kärnkraften ge intryck av att systemet effektiviserats.

En liknande synvillia drabbar en redovisning av energianvändningen utgående från slutlig energi. Mellan 1979 och 1987 ligger en 25-procentig ökning av industrins elanvändning och en omfattande konvertering inom uppvärmningssektorn från oljeeldade anläggningar till el och fjärrvärme. Förlusterna vid oljeanvändningen uppstår hos konsumenten medan förlusterna vid

produktion av el och fjärrvärme sker tidigare i systemet. Vad som skett mellan 1979 och 1987 var alltså att omvandlingsförluster flyttats från konsument till producent.

Den enda säkra slutsats som kan dras av en analys på den nivå, som tabell 2 representerar, är att det skett ett omfattande utbyte av energibärare mellan åren 1979 och 1987 både vad gäller tillförsel av primär energi och leveranser till konsument.

Grova mått som ”primär energi” och ”slutlig energi” lämpar sig tydligen dåligt för att mäta ”energibesparingar”. Hur skall man då bära sig åt för att göra sådana mätningar? Vilka förändringar har skett som kan rubriceras som energibesparingar? Vilka är konsekvenserna av olika typer av energibesparingar på energitillförseln och på miljöriskerna? Svaret på den första frågan är att det krävs detaljerade undersökningar av energianvändningen inom väldefinierade sektorer för att fastställa att mindre energi krävs för att upprätthålla samma servicegrad som tidigare. De arbeten som gjorts i uppvärmningssektorn tyder emellertid på att nettoenergiebehovet per kvadratmeter i hus byggda före 1978 minskat med omkring 15 procent. Detta motsvarar en reduktion av slutlig energi med 12–17 TWh. En jämförelse visar att leveranserna av energi till ”Bostäder&Service: Uppvärmning, tappvarmvatten” minskat med omkring 30 TWh mellan 1979 och 1987. Hälften av denna minskning beror således på verkliga energibesparingar och den andra hälften på att omvandlingsförluster flyttats från uppvärmningssektorn till el- och fjärrvärmesektorerna. Energibesparingen på 12–17 TWh kan jämföras med målet i den ursprungliga energisparplanen från 1978 vilket motsvarar 35–40 TWh.

Konsekvenserna av framtida energibesparingar för tillförsel och miljörisker kommer emellertid att vara starkt beroende av uppvärmningssättet. Åtgärder i byggnader anslutna till fjärrvärme leder inte automatiskt till minskade miljörisker eller ens minskad energiförbrukning. Flödesdiagrammet i figur 1 kan användas för att demonstrera detta.

Antag att behovet av nyttig energi i hus anslutna till fjärrvärmesystem reducerades med 1 TWh genom energibesparande åtgärder. Antag vidare att denna energi producerades vid kraft-

värmeverk. Mängden tillförd energi minskar med omkring 2 TWh med hänsyn till omvandlings- och distributionsförluster. Bortfallet av 0,5 TWh el från kraftvärmeproduktionen måste kompenseras genom ökad produktion av el i någon annan del av systemet. Om hela bortfallet kompenseras av ökad produktion i ett kondenskraftverk kräver detta en ökad tillförsel av omkring 1,5 TWh fossila bränslen eller uran. Nettoeffekten i energisystemet är en minskning av tillförseln av primärenergi med 0,5 TWh och en ökning av elproduktionen i kondenskraftverk med 0,5 TWh. Nettoeffekten vad gäller miljöriskerna beror på emissionerna vid de olika produktionsalternativen och värderingen av miljöriskerna i de olika fallen.

Ett framtida alternativ för kraftvärmeproduktion är gas-kombi, dvs. en gasturbin kombinerad med en avgaspanna och ångturbin. Eftersom elvärmekvoten⁴ vid en sådan anläggning är nära 1, innebär en energibesparing på 1 TWh att nettoeffekten på den totala tillförseln av primär energi ligger mellan en *oförändrad* tillförsel eller en *ökning* på drygt 0,5 TWh.

Energibesparingar i elvärmda hus leder till helt andra systemeffekter än energibesparingar i fjärrvärmesystemet. En minskning av behovet av nyttig energi med 1 TWh, som kompenseras med mindre produktion i kondenskraftverken, leder till att behovet av primärenergi kan reduceras med omkring 3 TWh. Detta medför också att miljöriskerna från själva energisystemet reduceras.

I stället för fossil- eller kärnkraft skulle bortfallet av el från kraftvärmeproduktion kunna ersättas av kraftproduktion från förnybara energikällor eller kompenseras med elbesparingar, exempelvis i elvärmda hus. Kraftproduktion från förnybara energikällor skulle minska de kemiska miljöriskerna, men öka markbehovet. För att producera 0,5 TWh el behövs exempelvis 50–70 stora vindkraftverk. Oavsett de ekonomiska konsekvenserna, är emellertid en ersättning av kraftvärme-el med el från förnybara energikällor eller med elbesparingar rimlig endast under förutsättning att man inte behöver utnyttja kondenskraft baserad på samma bränslen som kraftvärmesystemet. I annat fall får man mycket större nettoeffekter på både energiflöden och mil-

jörisker genom att använda den förnybara energikällan eller elbesparingen för att ersätta kondens-el.

Energibesparingar kan också ha effekter utanför energisystemet. En energibesparande åtgärd, som leder till tätare hus med mindre luftomsättningar, kan exempelvis medföra ökade hälsorisker på grund av att koncentrationen av radon och allergener ökar. Sådana risker måste i så fall jämföras med de ändrade riskerna från energisystemet.

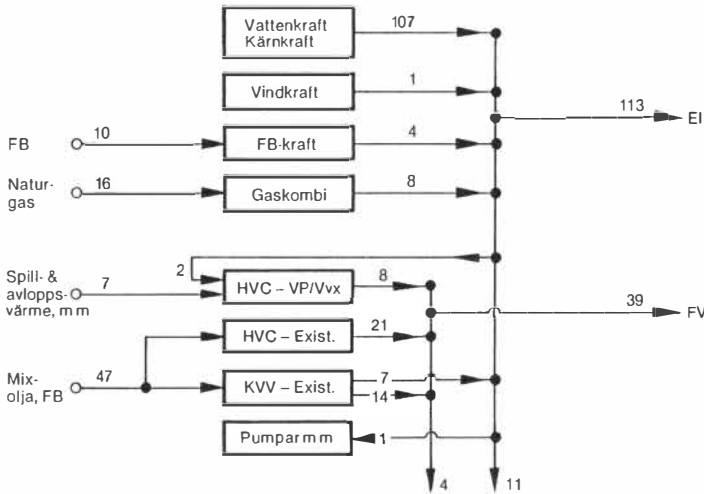
Exemplen ovan visar att värdet av en energibesparing beror på var i systemet den görs och hur systemet i övrigt ser ut; de totala konsekvenserna för ekonomi, energiflöden och miljörisker kan inte bedömas utan att man ser till systemet i sin helhet. En slutsats är att insatser för energibesparingar i befintlig bebyggelse måste differentieras kraftigt med hänsyn till uppvärmningsform och geografiskt läge.

Framtida kraftproduktion: två exempel

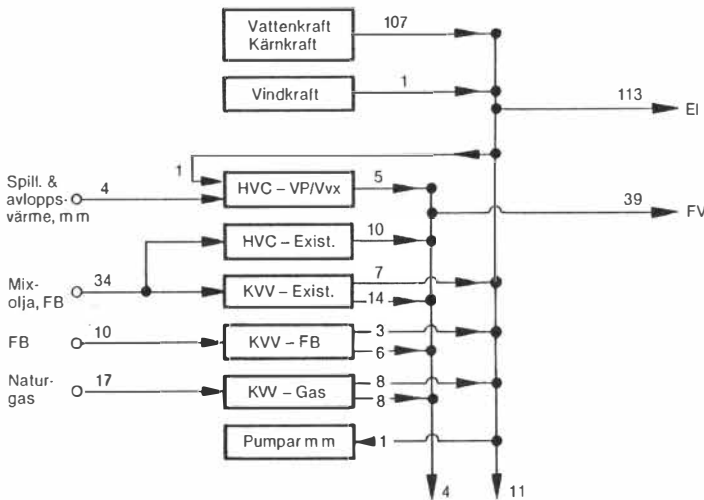
I början av detta avsnitt inleddes en diskussion om miljökonsekvenserna av kondens-el och kraftvärme med utgångspunkt från befintlig kapacitet i fjärrvärmesystemet. I detta avsnitt diskuterar vi konsekvenserna på energiflöden och emissioner av olika investeringsalternativ.

Figur 2a och b visar energiflödesdiagram för två räkneexempel som kan tänkas spegla två olika utvecklingslinjer fram till början av 2000-talet. Exemplen är medvetet valda så att de speglar två extrema fall.

Industrins och tjänstesektorns elbehov antas ha ökat med 20 procent och hushållselen med 5 procent. Två tredjedelar av alla elvärmda hus har konverterats till andra uppvärmningsformer och i de kvarvarande elvärmda husen har energibesparingar gjorts som reducerar behovet av nyttig energi med 15 procent jämfört med behovet 1987. Det totala elbehovet i de fyra användarsektorerna: Industri, Samfärdsel, Bostäder&Service: Uppvärmning, tappvarmvatten och Övrigt, är 113 TWh, vilket är 4 TWh mindre än i dag. 107 TWh kommer från vattenkraft och resterande kärnkraft, 7 TWh från kraftvärmeverk som



Figur 2a.



Figur 2b.

Två alternativ för produktion av el och fjärrvärme i början av 2000-talet. "FB": Fasta bränslen såsom kol, torv och biomassa. "Mix olja, FB": en bränslemix som motsvarar tillförseln av bränsle till FV-systemet 1987.

finns i dag, 1 TWh från vindkraft. Skillnaden mellan de två räkneexemplen ligger i hur resterande behov täcks.

I det första fallet antas hela det resterande elbehovet täckas av kondenskraft: *kolkondens och gaskombi*. I det andra fallet utnyttjas *kraftvärme* med samma relationer mellan kol och gas som i det första fallet. Man kan säga att i fall A bibehålls dagens ganska svaga koppling mellan värme- och elmarknaderna, i fall B förstärks denna koppling kraftigt. Det intressanta är att jämföra effekterna i de två fallen, dels på behoven av primär energi, dels på emissionerna från systemet.

I fallet A är behovet av bränslen 12 TWh större än i fall B. Detta är ett resultat av att totalverkningsgraden i ett kraftvärmeverk är ungefär dubbelt så stor som i ett kondenskraftverk. Skillnaden i bränsletillförsel skulle ha varit ändå större om inte kraftvärmens tävlat med värmepumpar och industriell spillvärme om samma utrymme i värmelasten. Detta leder i fall B till en minskad värmeproduktion från värmepumpar och i vissa fall minskat utnyttjande av industriell spillvärme. Detta visas också av att elbehovet för värmepumpar är 1 TWh mindre än i fall A. Värmepumparna utnyttjas emellertid något mindre än i dag också i fall A eftersom elpriserna stiger. Fasta bränslen är kol, torv och biomassa. 8 TWh biomassa antas användas för el- eller fjärrvärmeproduktion, vilket är en fördubbling jämfört med 1987.

Tabell 3 visar emissionerna från el- och fjärrvärmeproduktion i de två fallen om såväl kondenskraftverk som nya kraftvärmeverk åläggs samma restriktioner som Värtanverket vad gäller utsläpp av svavel- och kväveoxider.

En jämförelse med emissionerna från el- och fjärrvärmeproduktion år 1987 i tabell 1 visar att såväl svavel- som kväveoxidemissionerna minskar i både fall A och B. Koldioxidemissionerna ökar däremot. Skillnaderna i utsläpp mellan fall A och B är påtagliga, även om fördelarna med kraftvärme inte är så stora som vid utnyttjande av den dolda reserven i befintliga verk, diskuterad i början av detta avsnitt. En förklaring till detta är konkurrensen mellan kraftvärme och värmepumpar/industriell spillvärme.

Tabell 3.

Emissioner från el- och fjärrvärmesektorerna. Två räkneexempel.

Emissioner av	FALL A	FALL B
Svavel (kton/år)	15	11
Kväveoxid (kton/år)	22	17
Koldioxid (Mton/år)	19	14

Tabell 3 visar att kraftvärmealternativet ger de minsta totala utsläppen. I det enskilda fjärrvärmeverket leder emellertid kraftvärmeproduktion till *större* utsläpp än om motsvarande mängd fjärrvärme producerats vid hetvattencentraler. Det ökade utsläppet kompenseras av minskade utsläpp från elproduktion vid kondensverk så att nettoresultatet blir minskade utsläpp. Problemet är att utsläppen sker i helt olika delar av energisystemet. Hur skall debitering och kreditering av emissioner ske mellan olika organisationer? Kraftvärmealternativet kommer att bli mycket känsligt för hur miljökraven utformas. Detta reser den intressanta frågan om inte kärnkraftavvecklingen kommer att kräva någon form av utsläppsavgifter eller handel med utsläppsrätter mellan kommunerna och de stora kraftbolagen.

Vi har här endast jämfört de två fallen beträffande energiflöden och emissioner. Vilken av de två lösningarna som är kostnadseffektiv, dvs. producerar el och fjärrvärme till lägsta kostnad, kommer bl.a. att bero av bränslepriser, teknikutveckling och naturligtvis också i vilken utsträckning det finns handlingsfrihet i de nuvarande fjärrvärmesystemen. En intressant aspekt är att teknikutvecklingen går dels mot en ökad elkvot för kraftvärme, dels mot en modulär uppbyggnad av anläggningarna,

vilket minskar storleksfördelarna för större verk. En viktig slutsats av tabell 3 är emellertid att valet mellan fall A och B också kommer att bero på miljökraven. Med stigande elpriser blir ökad kraftvärmeproduktion kostnadseffektiv i de stora fjärrvärmesystemen oavsett miljöfördelarna. Skärpta miljökrav gör emellertid ytterligare elproduktion i dessa system samhällsekonomiskt lönsam, samtidigt som kraftvärme blir aktuell i allt mindre fjärrvärmesystem.

Kraftvärmens kommer att diskuteras ytterligare i avsnittet om integration av de två perspektiven. Det är ett viktigt exempel på åtgärder som kan användas för att samordna strävandena att utveckla energisystemet och kontrollera emissionerna.

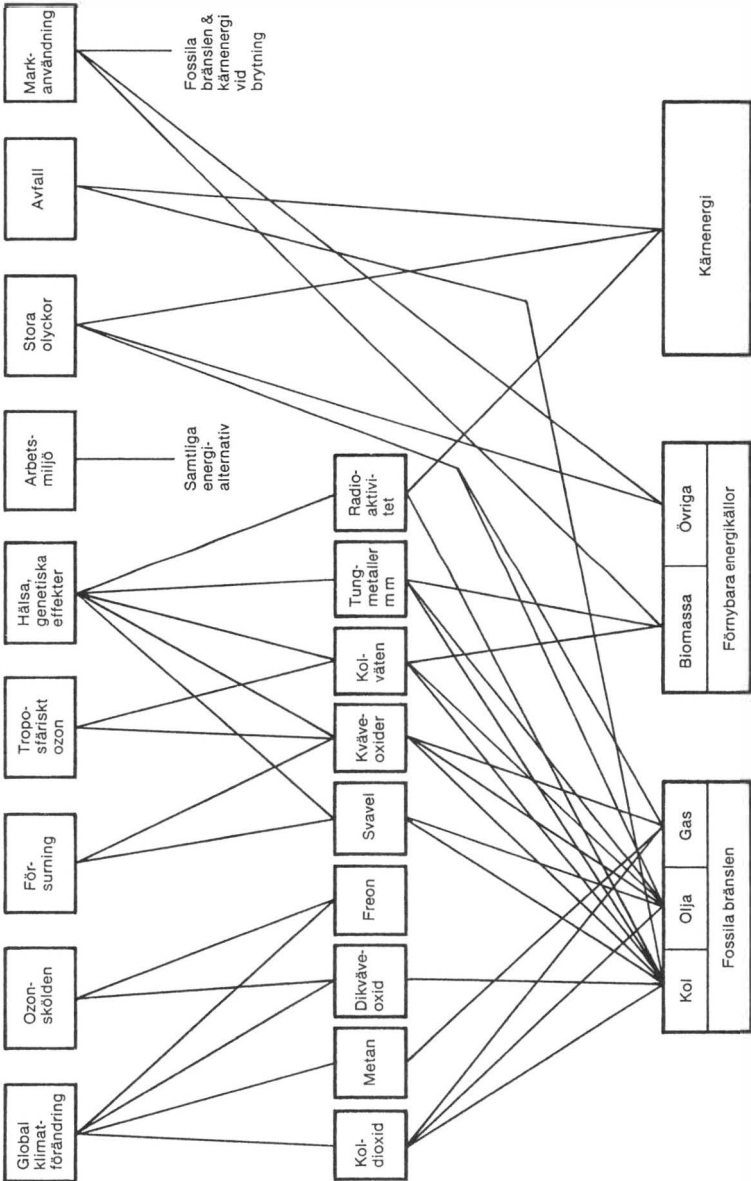
Miljöperspektivet

Olika miljörisiker

Figur 3 är en bild som illustrerar sambanden mellan några aktuella miljöproblem och olika alternativ för energiproduktion. Vart och ett av problemen utgör ett eget komplext forskningsfält och här kan endast några översiktliga kommentarer göras:

□ *Globala klimatförändringar.* Klimat och energi diskuteras utförligt i ett annat bidrag i denna bok. All förbränning av fossila bränslen ger upphov till koldioxid, vilken svarar för hälften av växthuseffekten. Vid vissa typer av förbränning bildas också dikväveoxid, vilket tillsammans med freon, metan och ozon svarar för den resterande delen av växthuseffekten. Freoner används i värmepumpar, kyl- och frysanläggningar och vissa isolermaterial. År 1985 var ungefär en tredjedel av den svenska freonanvändningen kopplad till verksamhet i energisystemet.

□ *Ozonskölden.* Ozonlagret i stratosfären filtrerar bort ultraviolett strålning och är en förutsättning för liv på land. Man har



Figur 3. Exempel på samband mellan energialternativ, emissioner och miljörisiker.

för Sveriges del beräknat att en minskning av ozonlagret med 10 procent skulle leda till 10 000 fler fall av hudcancer per år. Ozonskölden påverkas bl.a. av freoner och dikväveoxid.

□ *Försurning.* En viktig källa till försurning är utsläpp av sura svavel- och kväveföreningar (svaveldioxid, kväveoxider). Andra källor är gödsling, skördeuttag och naturliga processer. Försurning drabbar såväl mark som grundvatten och ytvatten och därigenom jord- och skogsbruk, fiske och material. Utfällning av aluminium i dricksvatten är ett hot mot hälsan. Klimatförändringar och minskning av ozonskölden är globala frågor, medan försurningen är en regional fråga. 10–15 procent av svaveldepositionen och 15–30 procent av depositionen av kväveoxider kommer från inhemska källor, resten kommer huvudsakligen från andra länder i norra Europa. Åtgärder mot försurningen måste därför omfatta både minskning av utsläppen från det nationella energisystemet och internationella avtal med åtaganden om reduktioner i grannländerna. Sådana avtal finns för svavelutsläppen och arbete pågår på kväveområdet.

□ *Ozon i troposfären.* I atmosfärens nedersta skikt, troposfären, bildas ozon och kväveoxid när kvävedioxid utsätts för solstrålning. I vanliga fall råder en balans mellan de tre ämnena, men i närvaro av kolväten rubbas denna balans och man får nettoproduktion av ozon. Ozon är således en sekundär förorening som uppstår genom utsläpp av kväveoxider och kolväte. Ozonet kan transporteras långa sträckor och halten i Sverige beror dels på ozon som transporterats hit från källområdena på kontinenten, dels på nybildning över Sverige. Ozonet påverkar växtligheten. Skadorna på jordbruksgrödor i USA och i EG på grund av förhöjd ozonhalt har uppskattats till minst 10 miljarder kronor per år i vart och ett av områdena. Motsvarande uppskattning för Sverige är 50–150 miljoner kronor per år. Det finns också indikationer på att förhöjd ozonhalt är en av orsakerna till skogsskadorna.

□ *Hälsoeffekter och genetiska effekter.* Höga halter av svavel-

dioxid, kvävedioxid och ozon kan framför allt påverka andningsorganen. Förbränning av främst fasta bränslen som kol eller biomassa ger upphov till cancerogena kolväten, exempelvis bens(a)pyren. Förbränning av olja och fasta bränslen ger också utsläpp av tungmetaller som kadmium, kvicksilver, bly, vanadin och zink. Kadmium och kvicksilver ansamlas i näringskedjan och ger upphov till njur- och nervskador. Ett 1 000 MW svenskt kärnkraftverk beräknas vid normal drift ge upphov till ett å två cancerfall bland den svenska allmänheten per 20 driftår. Risken för en ärftligt betingad skada är lika stor. Detta innebär att riskerna från ett kärnkraftverk i normal drift inte kan mätas, eftersom de drunkar i bruset från övriga miljörisiker.

□ *Arbetsmiljö.* Här har ett omfattande arbete lagts ner under 70- och 80-talen för att med utgångspunkt från yrkesskadestatistiken jämföra de totala riskerna vid olika alternativ för energiproduktion. Riskuppskattningarna omfattar hela produktionskedjan, från utvinning av bränsle, produktion av byggnadsmaterial till konstruktion och operation av anläggningen. Jämför man olika alternativ för elproduktion är hälso- och dödsrisker störst för kolkraft och lägst för kärnkraft. Riskerna vid elproduktion från förnybara energikällor ligger mellan riskerna för kol- och kärnkraft.

□ *Stora olyckor.* All energiproduktion är förenad med olycksrisker för allmänheten och för den yttre miljön, men konsekvenserna skiftar mycket starkt, vilket gör dem svåra att jämföra. En dammkatastrof kan leda till tusentals döda, men blir geografiskt begränsad. Vid produktion av solceller utnyttjas giftiga gaser; läckage från en tillverkningsanläggning utgör en fara för omgivningen. En olycka med en supertanker kan beröra stora havsområden och få konsekvenser för den ekologiska balansen under mycket lång tid. Risken för människoliv är dock liten. Tjernobylolyckan 1986 visade att ett kärnkraftshaveri kan få återverkningar inom en hel kontinent. Under den närmaste 50–100-årsperioden beräknas det radioaktiva nedfallet från olyckan leda till sammanlagt 100–200 cancerfall i Sverige. Detta

skall jämföras med de 1,7–3,5 miljoner cancerfall som av andra orsaker kommer att inträffa i Sverige under samma period. Samma typ av beräkningar visar att den radioaktivitet som kom ut i omgivningen vid TMI-olyckan 1979 inte kommer att leda till några dödsfall, däremot orsakade paniken kring olyckan akuta skador och dödsfall. Med dagens kärnkraftsteknik beräknas risken för ett stort haveri vara 10^{-4} – 10^{-6} per reaktorår, där de svenska reaktorerna ligger vid den nedre gränsen, men ett antal amerikanska reaktorer ligger nära den övre gränsen. Eftersom det finns ett par hundra reaktorer i drift motsvarar detta ett större haveri vart tionde år. Vart tionde haveri beräknas leda till sådana skador på inneslutningen att radioaktivitet kommer ut i omgivningen.

□ *Avfall.* Ett 600 MW (el) kolkondensverk producerar omkring 250 000 ton restprodukter per år. Restprodukterna innehåller tungmetaller, varför det är viktigt att kontrollera utlakningen från ett deponi. Det svenska kärnkraftsprogrammet kommer fram till år 2010 att producera 6 000–8 000 ton högaktivt kärnbränsleavfall. Till detta kommer 180 000 m³ medelaktivt och lågaktivt avfall från drift och rivning av kärnkraftverken. Ett slutförvar placerat i Forsmark och avsett för det låg- och medelaktiva avfallet togs i drift 1988. Kring det högaktiva avfallet pågår ett intensivt forskningsarbete, där Sverige internationellt intar en ledande ställning. Lösningar som uppfyller mycket högt ställda krav på säkerhet finns utvecklade, men utformningen och placeringen av ett slutförvar för högaktivt avfall i svensk berggrund kommer att bli en viktig miljöfråga under de närmaste två decennierna.

□ *Markanvändning.* Anläggningar för energiproduktion med fossila bränslen, torv, biomassa och uran kräver områden på någon eller några kvadratkilometer. Det stora markbehovet för dessa energialternativ uppstår vid utvinning eller produktion av bränslet och omhändertagande av restprodukter. I ett dagbrott behövs 0,1–1,0 km² för att producera 1 TWh kol. Energiintensiteten vid utnyttjande av förnybara energikällor är några tiopo-

tenser mindre. Det krävs således omkring 100–200 km² för att producera 1 TWh biomassa genom energiskogsodling och lika stor areal för att producera 1 TWh elektrisk energi från vindkraftverk.

Avvägning mellan olika miljörisiker

Figur 3 och ovanstående sammanställning visar på ett nätverk av relationer mellan miljöbelastningar och energialternativ. En slutsats är att ett angreppssätt som bygger på isolerade steg-för-steg-lösningar kan leda till ineffektiva och dyrbara system. Idealiskt vore en lösning som utgick från en avvägning mellan alla miljörisiker och konsekvenserna inom de olika riskområdena av olika alternativ för energiproduktion.

En första fråga är i vilken utsträckning en sådan avvägning redan sker eller kan ske på existerande marknader. Ett område där priser och kostnader bör visa belastningen är markanvändning. Marken värderas på en existerande marknad och för externa effekter av markanvändningen finns ett detaljerat regelsystem. På arbetsmiljöområdet har regelsystemet byggts ut under de senaste decennierna i de flesta industriländer och även här kan man förvänta sig att kostnaderna för olika energialternativ kommer att återspegla riskerna i arbetsmiljön. Regelsystemet för svavel- och kväveoxidutsläpp tvingar energisystemet att ta hänsyn till riskerna med försuring. De flesta regelsystem stipulerar utsläppsgränser men miljöavgifter för vissa bränslen övervägs för närvarande. Sådana avgifter representerar en annan metod för att internalisera miljörisiker, dvs. förmå en beslutsfattare att ta hänsyn till miljöriskerna vid värdering av olika alternativ för exempelvis energitillförsel.

Inom många av miljöområdena finns eller utvecklas således regelsystem, som syftar till att internalisera miljöriskerna. Konsekvenserna av de olika alternativen för energiproduktion är i stort sett kända, vilket är en nödvändig förutsättning för att regelsystemen skall ge en riktig avvägning *inom* de olika miljöområdena. Ett viktigt problem återstår emellertid: Hur skall avvägningen göras *mellan* olika miljörisiker? Denna fråga är

betydelsefull, därför att det, som figur 3 visar, finns en stark koppling mellan olika miljöområden. Hur skall konflikter mellan olika miljömål lösas? Hur skall samordningsvinster mellan olika miljöområden värderas? Hur skall exempelvis olycksrisker och risker förknippade med radioaktivt avfall jämföras med risker vid globala klimatförändringar? Om vätgas inte är en kostnadseffektiv lösning när man enbart tittar på "Globala klimatförändringar", kan den bli det om man betraktar effekten också på andra områden, som exempelvis "Försurning"?

Våra kunskaper är i dag alltför fragmentariska för att tillåta en avvägning mellan olika miljörisker på rent vetenskapliga grunder. I vissa fall är det osäkert vari risken egentligen består, exempelvis beträffande globala klimatförändringar. I andra fall, exempelvis försurning, är de olika områdena där skador kan uppstå välkända, men skadefunktionen är inte känd, dvs. risken kan inte kvantifieras. Även när skadefunktionen är känd, mäts den i olika dimensioner inom olika riskområden, vilket försvårar en avvägning. Konsekvenserna för exempelvis arbetsmiljön av olika energialternativ kan uppskattas i form av olycksfall och dödsfall per producerad energienhet, medan skadorna från troposfäriskt ozon bl.a. mäts i värdet av skördebortfallet. En jämförelse *mellan* de olika riskområdena förutsätter att skadorna kan uttryckas i gemensamma storheter, vilket bl.a. innebär en ekonomisk värdering av hälso- och dödsrisker.

Man kan fråga sig, om det över huvud är möjligt att få sådan kunskap om de aktuella, oerhört komplexa systemen, så att en rangordning av miljörisker på vetenskaplig grund kan göras. Luckorna i kunskapsunderlaget innebär att den slutliga avvägningen *mellan* olika miljörisker måste ske i den politiska processen. Kunskapsluckor, och möjligheten att dessa luckor aldrig kommer att helt kunna fyllas, fritar naturligtvis inte forskarsamhället från ansvar för att den vetenskapliga information som lämnas och bearbetas i den politiska processen är så fullständig och objektiv som möjligt.

Kunskapsunderlaget och arbetet med att utvidga detta underlag kan indelas i tre kategorier:

□ *Skador och skadefunktion.* Det konstaterades ovan att kunskaperna inom många viktiga miljöområden är ofullständiga. Den vetenskapliga information som finns om skador och skadefunktioner är dock den enda prövbara grund som finns för att uppskatta och väga olika miljörisker. Det pågår ett omfattande arbete för att fylla kunskapsluckorna. Tre exempel kan nämnas för att illustrera detta arbete. Ett tioårigt forskningsprogram om surt regn och troposfäriskt ozon kommer att avrapporteras i USA 1989/90 (National Acid Precipitation Assessment Program). Begreppen ”kritisk belastning” och ”kritisk nivå” beskriver vad naturen tål och skapar ett fokus både för det fortsatta forskningsarbetet genom att identifiera kunskapsluckor och för de fortsatta diskussionerna om riskhantering. Svensken Lars Ehrenbergs pionjärarbete om kvantitativ mutagenes och cancerogenes ger möjlighet att jämföra de genotoxiska riskerna förknippade med kärnbränsle och med kemiska bränslen.

□ *Samband källa/mottagare.* Luftburna föroreningar som svaveldioxid och kväveoxider kan transporteras över långa sträckor; som exempel kan nämnas att av de drygt 300 000 ton svavel som årligen deponeras i Sverige kommer över 70 procent från utländska källor. Omfattande studier har gjorts av flödena under olika atmosfäriska betingelser och i dag känner man transportvägarna rätt väl. Denna kunskap är naturligtvis av avgörande betydelse om man vill samordna åtgärder inom olika nationella energisystem för att reducera surt nedfall inom geografiska områden med olika belastning och känslighet. Exempel på mindre välkända samband är: sambandet mellan koldioxidemissioner från energisystemet och koldioxidkoncentrationen i atmosfären och effekten av utsläpp av kväveoxider och kolväten på koncentrationen av troposfäriskt ozon.

□ *Energisystemets utveckling.* Utvecklingen av ny energi- och miljöteknik för att reducera riskerna har en central roll i detta led av kunskapsinhämtningen. Dessutom ingår studier av synergier och målkonflikter förbundna med olika handlingsvägar: ett energialternativ som kan reducera riskerna inom ett

område kan minska eller öka riskerna inom ett annat. En intressant fråga är i vilken utsträckning den tekniska utvecklingen kan minska målkonflikterna och förstärka synergierna. Konventionell rökgasavsvavling vid kolförbränning ökar omvandlingsförlusterna och medför således att utsläppen av koldioxid ökar. Med ny teknik som exempelvis fluidiserad bädd och för-gasning kan såväl svavel- som kväveoxidemissionerna reduceras, samtidigt som omvandlingsförlusterna minskar. Användning av naturgas i stället för andra fossila bränslen minskar såväl emissionerna av svavel och kväveoxid som av koldioxid. Kärnenergin eliminerar riskerna betingade av emissioner av kemiska ämnen till atmosfären, men olycksrisken kvarstår och de radioaktiva restprodukterna skapar ett komplext avfallshanteringsproblem. Användande av biomassa reducerar många, men inte alla, atmosfäriskt betingade risker och kräver liksom andra förnybara energikällor att stora landområden in-tecknas för energiproduktion. Storskalig användning av fotoceller medför dessutom kemiska hälsorisker i tillverkningsledet.

Ur en energisystemteknikers perspektiv, vilket är författarens, visar detta avsnitt att behovet av någon form av rangordning mellan miljöriskerna är stort. Anledningen till detta är förekomsten av målkonflikter och synergimöjligheter. Osäkerheten om vad som är en korrekt prioritering mellan de olika miljöområdena är dock betydande. Energisystemteknikerns uppgift i denna situation är dels att utveckla metoder för att systematisera informationen, dels att precisera målkonflikter och samordningsvinster och utveckla möjliga strategier för att hantera dessa konflikter och vinster.

Ett försök till integration av de två perspektiven

Samordningsvinster

Det finns ingen mirakelteknik som gör det möjligt att minska alla miljörisker utan extra kostnader. Varje lösning måste bygga

på en avvägning mellan kostnader, miljörisker och krav på en tillförlitlig energiservice. Kunskaperna om miljöriskerna har byggts upp efter hand och ofta tvingat till åtgärder i redan befintliga system. Behovet av investeringar i det svenska energisystemet kommer att vara stort under de närmaste decennierna, samtidigt som det pågår ett intensivt forsknings- och utvecklingsarbete för att ta fram miljövänlig teknik. En intressant fråga är vilka möjligheter som finns att för framtiden samordna miljö- och energiåtgärderna och vilka vinsterna av en sådan samordning är.

Gemensamma lösningar för att utveckla energisystemet och kontrollera påverkan på miljön innebär ur *energiperspektivets* synvinkel, att det totala spektret av miljörisker beaktas vid all verksamhet i energisystemet, och ur *miljöperspektivets* synvinkel, att man betraktar hela energisystemets effekter på miljön och utvecklar ett regelsystem som tar hänsyn till möjligheterna att samordna åtgärder inom systemet. Det senare innebär att man söker nå miljömålen inte genom reglering av enskilda anläggningar utan genom att låta beslutsfattarna i energisystemet välja åtgärder inom en större eller mindre grupp av anläggningar. Detta ger större möjligheter att hitta kombinationer som sänker de totala kostnaderna för miljökontroll. Regler om maximala utsläpp inom en "bubbla" över ett helt fjärrvärmesystem eller över en kommun eller miljöavgifter på utsläppen är exempel på olika sätt att realisera en sådan samsyn. Tre typer av samordningsvinster kan förväntas:

□ *Energiflöden och teknik* (rummet). En kostnadseffektiv åtgärd inom energisystemet kan innebära att man förändrar energiflöden och omvandlingstekniker i helt andra delar av energisystemet än dem varifrån den ursprungliga belastningen kom. Kraftvärme har redan diskuterats som ett exempel där energiflöden inom två olika delsystem (el och fjärrvärme) kan samordnas för att både öka effektiviteten och minska de totala emissionerna. Energibesparingar är ett annat exempel, även om diskussionen på sid 70–72 visar att det inte är något generellt verksamt medel i alla delar av energisystemet.

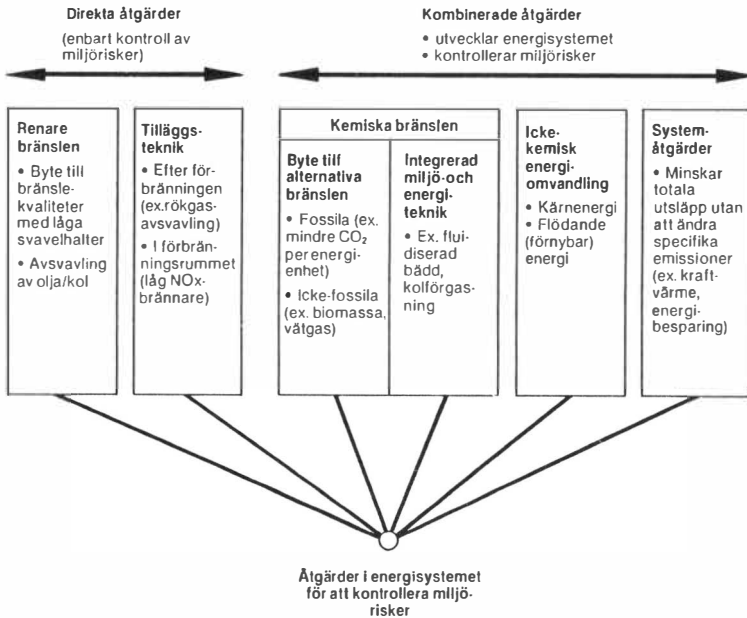
□ *Dynamik* (tiden). Förändringar i energisystemet kan koordineras med mer rigorösa åtgärder för att kontrollera miljöpåverkan. En sådan samordning är naturligtvis viktig när det gäller att utnyttja ny omvandlingsteknik. Samordningen kan innebära att miljöåtgärder senareläggs och vinsten måste då vägas mot effekten av detta i miljön.

□ *Gemensam kontroll av flera belastningsfaktorer*. Detta diskuterades i föregående avsnitt. När det gäller emissioner kan man räkna med betydande kostnadsreduktioner vid gemensam kontroll av flera ämnen (exempelvis $\text{SO}_2 + \text{NO}_x$) jämfört med individuell kontroll av var och en. Många nya tekniker medger en sådan gemensam kontroll: fluidiserad bädd, kombinerad cykel med förgasning av fasta bränslen, för att nämna några. Kostnadseffektiviteten hos dessa nya tekniker framträder när man tittar på det kombinerade problemet att utveckla energisystemet och kontrollera emissioner.

De tre typerna av samordningsvinster visar att problemet att integrera miljö- och energiperspektivet har två dimensioner, som det är viktigt att hålla i sär. De två första samordningsvinsterna beror på kopplingen energi-miljö och syns tydligast i energiperspektivet: en ändring av energisystemet medför en ändring i miljöbelastningen. Den tredje vinsten beror på avvägningen mellan olika miljörisiker, vilket diskuterades i avsnittet om Miljöperspektivet.

Åtgärder i energisystemet

Figur 4 ger en klassificering av tekniska åtgärder för att kontrollera emissionerna av skadliga ämnen från energisystemet. Åtgärderna kan uppdelas i två huvudgrupper: *direkta kontrollåtgärder* och *kombinerade åtgärder*. De direkta kontrollåtgärderna är enbart inriktade på att reducera emissioner. I flera fall som exempelvis vid rökgasavsvavling leder de till en lägre effektivitet i energisystemet. Fördelen är att åtgärderna kan användas i det befintliga energisystemet, men möjligheterna att



Figur 4.

Klassificering av åtgärder för att kontrollera miljörisker förknippade med energiproduktion och energianvändning.

utnyttja samordningsvinster är små eller obefintliga. De kombinerade åtgärderna har dubbel funktion: de bidrar både till utvecklingen av energisystemet och kontrollen av emissioner från det. De kombinerade åtgärderna kan kraftigt sänka marginalkostnaderna för miljökontroll, men blir i de flesta fall endast aktuella vid en nyinvestering. Tidsfaktorn är därför mycket viktig när man diskuterar rollfördelningen mellan direkta och kombinerade åtgärder. De modellberäkningar som gjorts på det svenska energisystemet och på några kommunala energisystem visar på kostnadsreduktioner på upp till 60 procent genom att man utnyttjar de möjligheter till samordning mellan energiutveckling och miljökontroll som de kombinerade åtgärderna erbjuder.

Nedan följer en kort presentation av de olika åtgärdsklasserna i figur 4. Indelningen i direkta och kombinerade åtgärder ordnar åtgärderna efter den första dimensionen i vårt integrationsproblem, dvs. kopplingen mellan miljö och energi. Beträffande den andra dimensionen, avvägningen mellan olika miljörisker, är det viktigt att fortsätta diskussionen om i vilken utsträckning ny teknik kan bidra till att lösa upp målkonflikter eller förstärka samordningen mellan kontrollerna av olika risker.

Direkta åtgärder

□ *Renare bränslen.* I denna klass av åtgärder ingår användning av lågsvavlig olja och kol i stället för motsvarande bränsle med högre svavelhalt. Eftersom det inte sker något byte till annat bränsleslag kan åtgärden oftast genomföras utan investeringar i anläggningen där bränslet används. Åtgärden kan få återverkningar i andra delar av energisystemet, t.ex. genom ökad användning av högsvavliga bränslen för andra ändamål, nedläggning av kolgruvor med högsvavligt kol eller ökade emissioner från avsvavlingsanläggningar.

□ *Tilläggsteknik.* Denna klass omfattar åtgärder i och efter förbränningsrummet i befintlig teknik, exempelvis låg-kväveoxidbrännare, rökgasavsvavling. Urskiljning av koldioxid från rökgaserna för transport i pipelines till stora havsdjup är en science fiction-liknande tilläggsteknik för att reducera koldioxidemissionerna till atmosfären. Dagens tilläggsteknik för försurande emissioner är inriktat mot ett ämne, svavel eller kväveoxid, men ny teknik utvecklas som kan hantera såväl svavel som kväveoxid.

Kombinerade åtgärder

□ *Byte till alternativa bränslen.* Byte från kol eller olja till gas ger med dagens teknik möjlighet att minska motsvarande energitillförsel med 10–15 procent. Samtidigt minskar också svavel-, kväveoxid- och koldioxid-emissionerna. Produktionen av koldioxid per energienhet bränsle från kol, olja och gas för-

håller sig som 4:3:2. Hänsyn måste emellertid tas till läckage av metan vid utvinning och distribution av de fossila bränslena. Metan ger en större växthuseffekt än koldioxid, vilket kan minska naturgasens miljöfördelar. Förbränning av biomassa leder inte till något nettotillskott av koldioxid till atmosfären förutsatt att det sker en kontinuerlig återplantering. För transportsektorn finns på lång sikt alternativ som både kan reducera koldioxidemissionerna och göra det lättare att kontrollera kväveoxider och kolväten: etanol eller metanol från biomassa, naturgas, vätgas och eldrift. Småskaliga försök har gjorts med samtliga alternativ. Både väte och el är sekundära energibärare, dvs. de produceras från andra energibärare. En förutsättning för att användningen av dem verkligen skall leda till minskning av koldioxidutsläppen är storskalig produktion med kärnenergi eller förnybar energi som sol- eller vindenergi. Om man antar att alla bensindrivna bilar i Sverige skulle ersättas med vätedrivna, skulle detta vid oförändrat transportarbete kräva omkring 100 TWh uran eller solceller som täcker 100 km² Saharaöken. Räkneexemplet förutsätter att man kan använda den mest avancerade tekniken för fordonsdrift och vätgasframställning baserad på elektrolys av vatten. Denna teknik finns i dag endast på laboratoriestadiet.

□ *Integrerad miljö- och energiteknik.* Fluidiserad bädd och kolförgasning med kombinerad cykel är exempel på denna typ av teknik. Med dessa tekniker kan utsläppen av såväl svavel som kväveoxider minskas. På sikt är också bränsleceller en intressant teknik med potentiellt goda miljöegenskaper. Upptäckten av höga halter av dikväveoxid från den fluidiserade bädden är ett exempel på de överraskningar som ryms inom teknisk forskning och på svårigheterna att förutsäga alla egenskaper hos ny teknik. Som framgår av figur 3 är dikväveoxid en växthusgas som dessutom misstänks påverka ozonskiktet. Upptäckten gjordes helt nyligen och stora ansträngningar görs nu att förstå produktionsmekanismerna för dikväveoxid och hitta möjligheter att reducera utsläppen. Halten av dikväveoxider i rökgaserna från den atmosfäriska fluidiserade bädden visar sig

vara omkring tio gånger högre än vid flammförbränning. Preliminära resultat tyder på att halten dikväveoxider beror på förbränningstemperaturen och kväveinnehållet i bränslet. Det bör påpekas att några av de tilläggstekniker som används för att reducera kväveoxidutsläppen också kan ge upphov till förhöjda halter av dikväveoxid.

□ *Icke-kemisk energiomvandling.* Denna klass av åtgärder omfattar kärnenergi och förnybara energikällor utom biomas. De medför inga av de risker som är förknippade med emissioner till atmosfären såsom växthuseffekt, ozon och surt regn.

Användning av *kärnenergi* medför emellertid olycks- och avfallsrisker. Ny kärnteknik baserad på "Inherently Safe Reactors" skulle kraftigt kunna reducera olycksriskerna, eftersom de principer dessa reaktorer arbetar efter praktiskt taget skulle eliminera risker genom felgrepp från operatören eller genom felfunktion hos instrument eller säkerhetsutrustning. Den nya kärntekniken finns ännu bara i form av principlösningar, men bl.a. i USA finns intresse av att utveckla denna andra generationens kärnreaktorer. Ny kärnteknik skulle kunna minska konflikten mellan målen att minska de atmosfäriska riskerna och olycksriskerna, men avfallsrisken kvarstår och måste lösas på annat sätt.

Förnybar energi kräver stora markområden och kan lokalt påverka ekologin. Den kan också vara förbunden med olycksrisker (dammolyckor, gasutsläpp). I OECDs COMPASS-projekt konstaterar man emellertid att utnyttjande av förnybar energi i allmänhet leder till mindre effekter på miljö och hälsa än användning av fossil energi och kärnenergi. Användning av förnybar energi kan således minska målkonflikterna beträffande olika miljörisker, men skapar i stället, med undantag för vattenkraften, nya konflikter mellan energi- och miljökrav. Orsaken till dessa konflikter är ökade kostnader, låg och ibland osäker tillgänglighet och brist på storskalig demonstration av tillförlitligheten. De flesta av dessa konflikter mellan energi och miljö, liksom de tidigare diskuterade konflikterna mellan olika miljörisker, kan lösas genom teknisk forskning och utveckling.

Man kan emellertid konstatera att de två typerna av konflikter och möjligheterna att lösa dem oftast bedöms olika i energi- respektive miljöperspektivet.

□ *Systemåtgärder.* Systemåtgärder är en intressant klass av åtgärder, som bl.a. omfattar kraftvärme och energibesparingar. Med systemåtgärder minskar de totala utsläppen från systemet utan att de specifika emissionerna ändras i någon punkt i systemet. (De specifika emissionerna definieras som emissioner per energienhet tillfört bränsle, exempelvis mg NO_x per MJ.) Systemåtgärder leder ofta till en effektivisering av energisystemet och kan därför användas för att reducera flera olika miljöpåfrestningar samtidigt. Kraftvärmeexemplet ovan sid 72–76 visar hur såväl försurande emissioner som koldioxidemissioner minskar. Systemåtgärder har en annan intressant egenskap förknippad med utformningen av utsläppsbegränsningar. Utsläppsgränser i form av maximala utsläpp per tillförd energienhet är neutrala relativt systemåtgärder; de uppmuntrar inte till sådana åtgärder, men de hindrar dem å andra sidan inte heller!

De idéer som diskuterats i detta och föregående avsnitt har tillämpats i studier av integrerad energi- och miljöplanering i Göteborgs, Uppsala och Värnamo kommuner⁵.

Sammanfattning

Kopplingen energi-miljö och olika miljörisiker har diskuterats ur två perspektiv; ett energiperspektiv och ett miljöperspektiv.

Luckorna i vår kunskap är i dag alltför stora för att det skall vara möjligt att på rent vetenskaplig grund kunna väga olika miljörisiker mot varandra. En slutlig avvägning *mellan* olika miljörisiker måste göras i den politiska processen. Forskarsamhället har ett ansvar för att den kunskap som lämnas och bearbetas i denna process är så fullständig och objektiv som möjligt.

Det finns möjlighet att rangordna energialternativ *inom* de olika riskområdena, t.ex. hälsa, arbetsmiljö, stora olyckor, globala klimatförändringar, försurning, ozonskolden, troposfäriskt ozon. Inom vissa riskområden överensstämmer rangordningen av alternativen, inom andra områden skiftar den. Detta visar på samordningsvinster och målkonflikter förbundna med olika handlingsvägar inom energisystemet. Den tekniska forskningen och utvecklingen kan förstärka dessa vinster och minska målkonflikterna.

Möjligheten av samordningsvinster och målkonflikter visar att steg-för-steg-lösningar kan bli mycket kostsamma. I en helhetslösning eftersträvas en samordning mellan åtgärderna för att utveckla energisystemet och kontrollera de olika miljöriskerna. En sådan samordning förutsätter en helhetssyn också i det miljöjuridiska regelverket.

Noter

- ¹ I tabell 1 uppskattas utsläppen av koldioxid från förbränning under 1987 till 61 miljoner ton. Omräknat till kol motsvarar detta 17 miljoner ton. Denna senare siffra skall jämföras med uppskattningen av de globala utsläppen till 5,6 miljarder ton kol i kapitlet om "Klimat och Samhälle".
- ² Nyttig energi eller nettoenergi betecknar den mängd användbar energi, som erhålles *från* en teknik för energiomvandling, exempelvis en oljepanna eller en värmepump. Bruttoenergi är den totala mängd energi som levereras *till* tekniken. Skillnaden mellan bruttoenergi och nyttig energi (nettoenergi) är omvandlingsförlusterna. Med nyttig energi från uppvärmningssystemet i ett hus menas i denna artikel både den energi som erhålls från systemet för att värma huset och den energi som erhålls från systemet för att värma tappvarmvatten. Behovet av nyttig energi kan minskas genom olika energibesparande åtgärder, exempelvis tätning och ökad isolering.
- ³ Siffrorna i tabell 2 har ej temperaturkorrigerats utan visar de verkliga energiflödena 1979 och 1987. Antalet graddagar i procent av normalår var för 1979, 106 procent och för 1987, 111 procent. Korrektionen är således av samma storleksordning för de två kalla åren 1979 och 1987 och ändrar inga av de slutsatser som dras i avsnittet "Hur skall energibesparingar mätas och värderas".
- ⁴ Elvärmekvot eller elkvot är förhållandet mellan producerad el och producerad fjärrvärme från ett kraftvärmeverk. I de flesta existerande verk är den omkring 0,5 vilket innebär att det produceras 0,5 GWh el per GWh fjärrvärme. Elkvoten för ett gaskombiverk är omkring 1 och för ett dieselverk 1,2–1,3.
- ⁵ Göteborgsstudien kommer att avslutas 1990. Slutrapporterna från studierna i Uppsala och Värnamo finns tillgängliga:

Johnsson, J., Björkqvist, O., Larsson, T., Wene, C.-O.: "Långsiktig kommunal energi- och miljöplanering i Uppsala kommun", Rapport A 88–173, Institutionen för Energiteknik, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, oktober 1988.

KVM, Kraft- och värmeproducenternas samarbetskommitté i miljöfrågor, m.fl.: "Integrerad miljö/energistudie i Värnamo kommun 1987–1988". Rapporten kan beställas från: PROFU, Nordostpassagen 61B, 413 11 Göteborg.

Bilaga

Kommentarer till flödesdiagrammet figur 1

Källor är statistik från Statistiska Centralbyrån och Svenska Värmeverksför-
eningen. ” < 1 ” markerar att energiflödet är mindre än 1 TWh, men större än
0,05 TWh.

Tillförsel

Siffrorna för oljeprodukter anger *nettoleveranser för energiändamål inom
landet*, dvs. Import - Export + Lagerförändringar. Bunkring för utrikes sjö-
fart ingår ej.

”Lätt eo, m.m.” omfattar förutom eldningsolja 1 och dieselbrännolja
också gasol, lätta oljor och mellanolja. Till lätta oljor räknas bl.a. jetbensin
och flygfotogen. Till energikonsument levererades 1987: 41 TWh eldnings-
olja 1; 25 TWh dieselbrännolja; 8 TWh flygbränslen och 3 TWh gasol. ”Tung
eo” omfattar eldningsolja 2–5. Omkring 90 procent av leveranserna utgjordes
av lågsavlig olja.

Från raffinaderierna erhålls också petroleumkoks, asfalt, smörj- och väg-
olja, vilka används utanför energisektorn. De har därför ej redovisats i
diagrammet. Lätt- och mellanolja och propan/butan (gasol) används också
som råvaror i den petrokemiska industrin. Dessa flöden är inte heller redovi-
sade i figur 1. Det totala energiinnehållet i de oljeprodukter som används
utanför energisektorn var 19 TWh. Siffrorna för import och export av råolja
och oljeprodukter i figur 1 har korrigerats för dessa energiflöden.

Av 34 TWh ”Kol & koks” utgörs 20 TWh av energikol, resten av koks eller
kokscol. Koksverken har i diagrammet i figur 1 räknats till industrisektorn.
Drygt 1 TWh masugns- och koksugns gas används i kraftvärmeverk.

Inhemsk bränslen utgörs av träbränslen, lutar, sopor och torv. År 1987
användes i energisystemet: 31 TWh träbränslen, 29 TWh lutar m.m., 4 TWh
sopor och 2 TWh torv. I fjärrvärmeverken eldades drygt 3 TWh träbränslen
och praktiskt taget hela mängden sopor och torv.

Sammanlagd elproduktion från ”oljekraft”, ”KVV-Inh” och ”KVV-
Gas” var 0,7 TWh. Sammanlagd fjärrvärmeproduktion från ”KVV-Inh”,
”KVV-Gas” och ”HVC-Gas” var 1,3 TWh.

Förlusterna i el-, FV- och gasnäten var 11, 4 och 0,2 TWh.

Energianvändning

Industriella mottrycksanläggningar redovisas ej separat i figur 1 utan ingår i
industrisektorn. El från industriellt mottryck förbrukas i de flesta fall inom
den egna industri anläggningen. I diagrammet är el-leveranserna från yttre nät
korrigerade för mottrycksproducerad el och bränslebehovet för denna elpro-
duktion ingår i industrins totala bränslebehov. 1987 använde industrin 51
TWh el varav 3 TWh producerades vid egna mottrycksanläggningar. Figur 1

visar att 48 TWh el levererades från elnätet. Den marginella bränsleinsatsen för elproduktion inom industrin var 3 TWh inhemska bränslen och 1 TWh oljeprodukter.

Under "Samfärdsel" redovisas behovet av energibärare för land-, luft- och inhemska sjötransporter. Oljeprodukter för arbetsmaskiner och fordon inom jordbruk, skogsbruk och fiske skall i princip redovisas inom kategorin "Övrigt", men statistiken är bristfällig och förmodligen återfinns en del av leveranserna av dieselbrännolja till dessa näringar under rubriken "Samfärdsel". Av 8 TWh "Lätt eo, m.m." som redovisas i kategorin "Övrigt" utgör 5 TWh dieselbrännolja.

Hushållsel och driftel i lokaler utgör större delen av det elbehov som redovisas i kategorin "Övrigt". Hushållsel utgörs av el för belysning, spis, kyl, frys och hemelektronik. Hushållselens andel 1987 uppskattas till 16 TWh och konsumtionen av driftel beräknas ha varit lika stort.

För uppvärmning av bostäder och lokaler finns i dag en stor mängd kombi-pannor installerade. Detta är pannor som tillåter val mellan olika energibärare, exempelvis el, olja, ved. Dessa pannor är ej separat redovisade i "Bostäder & Service: Uppvärmning, tappvarmvatten" därför att det skulle göra diagrammet onödigt komplicerat.

Figur 1 visar flödena av olika energibärare till uppvärmningssektorn och leveranserna av nyttig energi. Omvandlingsförlusterna vid olika uppvärmningssätt framgår också (skillnaden mellan energi levererad till tekniken och energi som erhålls från den). De totala förlusterna vid användning av eldningsolja 1 uppskattas således till $32 - 22 = 10$ TWh eller 35 procent.

Förkortningar

Dir. el	Hus med direktverkande el
HVC	Hetvattencentral
HVC-Inh	Hetvattencentral för inhemska bränslen
HVC-VP/Vvx	Hetvattencentral med värmepump eller värmeväxlare för industriell spillvärme
KVV	Kraftvärmeverk
KVV-Inh	Kraftvärmeverk för inhemska bränslen
Leo-panna	Oljepanna som eldas med eldningsolja 1
Lätt eo, m.m.	Lättolja (exkl motorbensin), mellanolja, dieselbrännolja, tunn eldningsolja 1, propan/butan (gasol)
Teo-panna	Oljepanna som eldas med eldningsolja nr 2-5
Tung eo	Tjocka eldningsolja nr 2-5
VP	Värmepump
FV-AC	Abonnentcentral för fjärrvärme

Europeisk försurning — möjligheter till samarbete

Svavelutsläpp i ett land leder till skador i andra länder. Det betyder att en effektiv lösning av försurningsproblemet kräver internationellt samarbete. I denna uppsats skall jag, med utgångspunkt i en spelteoretisk modell, diskutera förutsättningarna för ett sådant samarbete. Med hjälp av en kalibrering av den spelteoretiska modellen kommer jag att illustrera vinster och förluster för olika länder av olika typer av samarbete. Även om denna kalibrering genererar numeriskt bestämda resultat, måste man hela tiden hålla i minnet att de siffror som presenteras endast är avsedda som illustrationer och alltså inte som uppskattningar av faktiska kostnader och intäkter.

Det kan synas uppenbart att det ligger i varje lands intresse att medverka i internationellt samarbete, om detta samarbete kan ge upphov till ömsesidiga fördelar. En av huvudpunkterna i denna uppsats är emellertid att individuell rationalitet inte omedelbart behöver svara mot kollektiv rationalitet. Med individuell rationalitet avser jag här att ett land enbart beaktar konsekvenser för det egna landets medborgare, dvs. att man bortser från konsekvenser av egna beslut för andra länders medborgare. Detta är självfallet ett extremt antagande — det finns många goda exempel på att länder betar sig på annat sätt. Det är emellertid av intresse att utgå från ett extremfall för att därigenom kunna renodla vissa strategiska element i förhandlings-spelet.

I det följande utgår jag från att konsekvenserna för ett land

av att reducera sina svavelemissioner endast innefattar kostnaderna för denna reduktion och den minskning av miljöskador som emissionsbegränsningen medför. Jag bortser alltså från att ett land kan ha nytta av att "föregå som gott exempel", att ha "renare samvete" än andra länder etc. Dessutom, vilket jag tror är väsentligt i en diskussion av denna typ av problem, bortser jag från moralistiska argument av typen "Storbritannien är skyldigt att reducera sina utsläpp" eller "Storbritannien har ingen rätt att förorena Skandinavien". Det är visserligen lätt att förstå att människor och organisationer, som upplever miljöföroreningar genererade av främmande länder, uppträder moralistiskt. Men i en analys av de faktiska omständigheterna, och med syfte att undersöka hur man kan påverka dessa, hör sådana argument inte hemma.

Den grundläggande tanken bakom denna uppsats är mycket enkel (även om vissa tillämpningar i senare delen av uppsatsen kan synas komplicerade). Enklast kan den framställas som ett exempel på "fångarnas dilemma"¹. Problemet kan belysas med följande exempel: Antag att endast två länder, A och B, är berörda av gränsöverskridande föroreningar. Bägge länderna släpper ut föroreningar som med vindar förs till det andra landet och därigenom ger upphov till miljöskador. Antag vidare att vardera landet har möjlighet att reducera (R) utsläppen med viss mängd eller att behålla oförändrat utsläpp (O). Vi förutsätter att såväl kostnaderna för att reducera utsläppen som miljöskadorna kan mätas och uttryckas i någon gemensam enhet. Figur 1 beskriver konsekvenserna, eller "nyttorna", för de två länderna av att följa någon av de två strategierna.

Det första talet i varje par anger nyttan för land A och det andra nyttan för B. Om exempelvis land A väljer att minska sina utsläpp, dvs. utnyttja strategi R, och land B gör samma val, blir resultatet att bägge länderna får en nytta om 6 enheter. Om emellertid B väljer R och A väljer att ha oförändrade utsläpp blir resultatet i stället att A vinner 9 medan utfallet för B blir -1. På motsvarande sätt tolkas de övriga elementen i tabellen ovan.

Vi kan nu studera det troliga utfallet. Antag att de två länderna inte kan göra bindande överenskommelser, dvs. att det sak-

Figur 1.
Exempel på "fångarnas dilemma".

		Land B	
		R	O
Land A	R	6, 6	-1, 9
	O	9, -1	0, 0

R = reducerat utsläpp
O = oförändrat utsläpp
Land A:s nytta nämns först.

nas en internationell legal struktur som möjliggör sanktioner om någon part bryter en överenskommelse. Låt oss se på land A:s val. Om B väljer strategi R kan A genom att välja strategi O i stället för R öka sin nytta från 6 till 9. I detta fall ligger det alltså i A:s intresse att välja strategi O. Om B väljer strategi O kommer A fortfarande att finna det fördelaktigt att välja strategi O. Resultatet blir alltså att oavsett vad land B väljer, kommer land A finna det i sitt intresse att välja strategi O. Men samma resonemang gäller uppenbarligen även land B. Alltså kommer bägge länderna att välja en strategi med oförändrade utsläpp.

Genom samarbete hade vart och ett av länderna kunnat uppnå 6 enheter. En sådan lösning skulle på goda grunder kunna kallas kollektivt rationell. Utan möjlighet till bindande kontrakt blir lösningen i stället ett utfall som är sämre för båda parter. Observera att varje land handlar rationellt, dvs. försöker maximera sin egen nytta givet det andra landets handlingsmönster. Trots denna individuella rationalitet kommer resultatet inte att bli kollektivt rationellt.

Om bindande överenskommelser skulle kunna göras, blir emellertid situationen en helt annan. Bägge länderna har då anledning att acceptera ett avtal enligt vilket bägge åtar sig att begränsa sina utsläpp.

De frågor som denna enkla tillämpning av fångarnas dilemma reser är följande:

1. Den ovan presenterade modellen är baserad på två länder. Vad händer när fler länder är inblandade?
2. Modellen ovan är baserad på perfekt symmetri mellan länderna. Vad händer när denna symmetri bryts?
3. Denna modell bygger på en mycket enkel formulering av strategimöjligheterna. Vad blir resultatet av ett rikare strategival?
4. En möjlig strategi för länder skulle kunna vara att betala andra länder för att minska sina utsläpp. Vad blir konsekvenserna av sådana strategier?
5. Hur skulle internationella institutioner kunna byggas upp som leder till samarbete?
6. Modellen bygger på förutsättningen att de två länderna har perfekt kunskap om det andra landets nytta. Vad händer om vi modifierar detta antagande?

Detta är några frågor som kommer att belysas, om än inte helt besvaras, i uppsatsen. Speciellt kommer frågorna 1. till 3. att illustreras med en enkel spelteoretisk modell som kalibrerats för att generera de europeiska utsläppen 1984.

Den grundläggande modellen²

Syftet med detta avsnitt är att presentera en summarisk översikt av en analytisk modell för belysning av de frågor som restes i föregående avsnitt. Modellen är medvetet förenklad och inriktad på att renodla vissa centrala frågor. Exempelvis bortser jag från den rumsliga fördelningen av utsläpp och skador i respektive land. Även de lokala skadorna från förhöjda svaveloxidhalter negligeras (alternativt kan kostnadsfunktionerna

tolkas som att kontrollkostnaderna minskat med de lokala skadorna). Den kanske viktigaste begränsningen ligger i att modellen inte omfattar utsläppen av kväveoxider. Om den atmosfäriska transporten av kväveoxider och svaveloxider skiljer sig på ett väsentligt sätt, kan detta allvarligt påverka mina beräkningsresultat. Det finns emellertid ingen anledning att förmoda att så är fallet.

Den enkla bild vi skall försöka modellera är således denna. Varje land släpper ut svaveldioxid. Utsläppen kan reduceras med hjälp av reningsteknik, bränslebyten, minskning av energi-användningen etc. Att reducera utsläppen är emellertid förenat med kostnader — kostnader för reningsteknik, för byte av bränsle etc. Dessa kostnader kan summeras i en kostnadsfunktion som beskriver hur dessa förändras vid olika grader av reduktion.

De kostnadsfunktioner som utnyttjas i fortsättningen är, i brist på bättre underlag, skattade på basis av beräkningar utförda inom det s.k. Acid Rains-projektet vid IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis i Laxenburg, Österrike). Funktionsformen har antagits vara kvadratisk. IIASAs kostnadsuppskattningar har den nackdelen att de inte inkluderar bränslesubstitution eller annan substitution inom energisystemet och att de antar exogen energiefterfrågan. En studie genomförd av Anders Carlsson vid Handelshögskolan i Stockholm (Carlsson, 1988) visar emellertid att kostnadsfunktioner som utesluter sådana anpassningsmöjligheter starkt överdriver kostnaderna för att reducera svavelutsläppen. Dessutom har IIASAs kostnadsfunktioner den nackdelen att de är skattade på grundval av den förväntade energiefterfrågan år 2000 medan tillämpningen i denna uppsats berör 1984.

Osäkerheten är således stor, så stor att kostnadsskattningarna närmast är att betrakta som gissningar. Det bör dock tilläggas att genomförda känslighetsanalyser har visat att de slutsatser som dras på grundval av simuleringsresultaten inte är särskilt känsliga för variationer i kostnadsfunktionerna.

När svaveloxiderna lämnat utsläppskällan sprids de med vinden, genomgår kemisk omvandling i atmosfären och deponeras

slutligen på marken eller i ytvatten, varvid miljöskador uppstår (de lokala skadorna till följd av förhöjda halter svaveldioxid i luften har som redan nämnts utelämnats i diskussionen). Transporten, omvandlingen och deponeringen av svavel beskrivs med hjälp av en spridningsmodell.

Den modell som används här är en s.k. transfermatris som skattats på grundval av den s.k. EMEP-modellen (EMEP – European Monitoring and Evaluating Programme). Transfermatrisen är en land-till-land-matris, vilket innebär att koefficienten för Sverige—Polen talar om hur mycket svavel som deponeras i Polen om Sverige släpper ut ett ton. Eftersom vi i fortsättningen kommer att studera 27 europeiska länder (Island och Luxemburg har av olika skäl uteslutits) har matrisen ordningen 27x27.

Depositionen av svavel ger upphov till miljöskador. Här är inte rätta platsen för en närmare diskussion av dessa skador.³ Det räcker att konstatera att det är svårt att värdera dessa skador på ett sätt som gör dem direkt jämförbara med kostnaderna för att begränsa svavelutsläppen och att ingen godtagbar skattning finns tillgänglig. I brist på bättre har jag valt en annan ansats. Således har en skadekostnadsfunktion kalibrerats under antagandet att 1984 var ett år utan internationellt samarbete och att varje lands strategi kan beskrivas i termer av rent egoistiska motiv.

En enkel analys visar att varje land, som handlar oberoende av andra, kommer att reducera sina utsläpp till den punkt där den marginella kostnaden för fortsatt reduktion dividerad med den andel av utsläppen som deponeras inom landet är lika med den marginella skadekostnaden av ytterligare deposition. Om man förutsätter att landet betar sig (individuellt) rationellt kan således den marginella skadekostnaden ett visst år beräknas om man känner den marginella kostnaden för emissionsreduktion och den andel av utsläppen som deponeras inom det egna landet.

Den marginella skadekostnad som bestäms på detta sätt behöver uppenbarligen inte stå i någon direkt relation till skadefunktioner som de vanligen definieras i den ekonomiska littera-

turen. De utgör däremot ett exempel på vad som brukar kallas "revealed preferences", i det här fallet av de implicita preferenserna bakom miljöpolitiken. Med stor sannolikhet innebär denna kalibrering en kraftig underskattning av de faktiska skadorna av svaveldeposition. Känslighetsanalys har emellertid visat att de kvalitativa slutsatserna som följer från antagandet är mycket robusta, varför den fortsatta numeriska analysen kommer att baseras på denna kalibrering.

Utöver detta antagande om den marginella skadekostnaden måste också ett antagande göras avseende skadefunktionens globala utseende. Det enklaste antagandet är att skadefunktionen är linjär, dvs. att den marginella skadekostnaden är konstant och oberoende av mängden deponerat svavel. Detta antagande är relativt oskyldigt och har därför utnyttjats i beräkningarna.

Sammantaget bygger alltså de numeriska kalkylerna på sådana förutsättningar att det faktiska utsläppsmönstret i Europa 1984 utgör en s.k. "icke-kooperativ" jämvikt, dvs. som ett tillstånd utan någon form av internationellt samarbete. En strategi som innebär att ett land bara beaktar konsekvenserna för det egna landet, och att landet agerar utan någon samordning med andra länder, skall jag, som brukligt är, kalla för en Nashstrategi. Jag utgår med andra ord från att alla länder handlade med utgångspunkt i en Nashstrategi 1984.

Vi har nu alla ingredienser för en spelteoretisk modell av de olika ländernas insatser för att begränsa svavelutsläppen i Europa. "Spelarna" är de enskilda länderna, deras strategier utgörs av svavelutsläppen i respektive land och deras "pay-offs", dvs. konsekvenserna för respektive land av vidtagna åtgärder, är nettot av förändrade skadekostnader och kontrollkostnader (eller kostnader för utsläppsbegränsning). Utsläppen 1984 tas som utgångspunkt, vilket innebär att oförändrade utsläpp jämfört med 1984 innebär att kontrollkostnaderna är noll. Ett enskilt lands (positiva eller negativa) nettovinst beror således på landets egna kostnader för reduktion av svavelutsläpp, dvs. av det egna strategivalet, på andra länders strategival och på svaveltransporten i atmosfären, dvs. transfermatrisen.

Omfattande känslighetsanalyser med vitt skilda antaganden om utsläppskostnader och miljöskador har visat att transfermatrisen har den centrala och mest betydelsefulla rollen i detta spel; det är transfermatrisen som i praktiken avgör huruvida ett land vinner eller förlorar på samarbete med andra länder. Skälet till detta är egentligen lätt att förstå. Transfermatrisen avgör vilket land som är "uppströms" och vilket land som är "nedströms", dvs. vilka länder som förorsakar skador i andra länder och vilka länder som drabbas och det är självfallet dessa förhållanden som till stor del avgör vilka vinster som ett land kan uppnå genom samarbete med andra länder.

Kostnader orsakade av ofrivillig import av svavel

Innan vi undersöker de potentiella vinsterna av samarbete mellan de europeiska länderna kan det vara intressant att helt kort studera de olika ländernas kostnader för den ofrivilliga importen av svavel över gränserna. En sådan kalkyl kan lätt genomföras med hjälp av den kalibrerade skadefunktionen. Resultatet, som mot bakgrund av vad som sagts om skattningen av skadefunktionen måste ses som illustrerande räkneexempel, redovisas i tabell 1.⁴

För Sverige motsvarar skadorna från "importerat" svavel nästan en halv procent av BNP. Även för andra länder är skadorna från svavelutsläpp i andra länder stora. Ett undantag utgör Storbritannien med en skada från gränsöverskridande svavel som är mindre än en femtedel av Sveriges skador. Det är två faktorer som ligger bakom denna skillnad. För det första har Sverige genom sina långtgående åtaganden om svavelbegränsningar "avslöjat" en högre värdering av försurningsskador än vad som är fallet i Storbritannien. För det andra är vindarna i genomsnitt sådana att Sverige mottar mer svavel än Storbritannien. Det senare förhållandet har betydelse för incitamenten till internationellt samarbete, vilket kommer att framgå av de resultat som presenteras längre fram i kapitlet.

Tabell 1.

Land	Beräknad skadekostnad till följd av gräns- överskridande svavelutsläpp (milj. DEM)
Albanien	44
Belgien	561
Bulgarien	124
Danmark	270
Finland	209
Frankrike	1 769
Grekland	105
Irland	96
Italien	316
Jugoslavien	887
Nederländerna	967
Norge	382
Polen	1 171
Portugal	81
Rumänien	720
Schweiz	487
Sovjetunionen	2 791
Spanien	47
Storbritannien	184
Sverige	952
Tjeckoslovakien	1 032
Ungern	271
Västtyskland	2 091
Österrike	619
Östtyskland	789
Totalt	16 978

Samarbetslösningar

Diskussionen om "fångarnas dilemma" visade att om länderna inte kan göra bindande överenskommelser, så kan vi inte förvänta oss något samarbete. Låt oss nu förutsätta att bindande överenskommelser kan göras och undersöka dels vinsterna av samarbete och dessas fördelning mellan länderna, dels incitamenten till samarbete för att begränsa försurningen i Europa. I

ett senare avsnitt diskuteras vilka förutsättningar som måste vara uppfyllda för att bindande avtal skall kunna ingås.

Inledningsvis studeras det som brukar kallas den "fullständiga samarbetslösningen". Med detta avses en överenskommelse mellan länderna som innebär att varje land åtar sig att genomföra utsläpps begränsningar av en sådan omfattning att den totala kostnaden – reningskostnader likaväl som miljöskadekostnader – summerad över samtliga länder minimeras. Det fullständiga samarbetet implicerar alltså en europeisk totalavvägning mellan å ena sidan miljöskadorna och deras fördelning mellan länderna och å andra sidan motsvarande reningskostnader. En sådan avvägning förutsätter s.k. sidobetalningar, dvs. betalningar mellan länderna. I ett senare avsnitt diskuteras tänkbara former för dessa sidobetalningar, men i detta avsnitt utgår vi från betalningar i pengar. Den fullständiga samarbetslösningen redovisas i tabell 2.

Tabellen visar att de totala utsläppen i Europa borde minskas med 40 procent jämfört med utsläppen 1984 för att nyttan av det fullständiga samarbetet skall realiseras, vilket är mer än vad som krävs i "30 %-klubben"⁵. Det framgår också att nästan alla länder skulle vinna på samarbetet och endast ett fåtal — Storbritannien, Italien och Spanien — skulle förlora (Finlands förlust är i det här sammanhanget negligerbar).

Samarbetets vinster är emellertid mycket ojämnt fördelade mellan länderna, vilket till en del hänger samman med att utsläpps begränsningarna är ojämnt fördelade. Exempelvis innebär den fullständiga samordningen att Storbritannien skall minska sina utsläpp med en mycket stor kvantitet, medan Norge och Sverige knappast behöver minska sina utsläpp alls. Känslighetsanalyser har visat att dessa resultat bara till en ringa del beror på de antagna kostnadsfunktionerna för minskning av utsläppen. De har också visat att resultaten inte ändras kvalitativt eller speciellt mycket kvantitativt om man antar att vissa länder inte följde sin Nashstrategi 1984 (t.ex. att de systematiskt underskattade försurningens miljöskador).

Den väsentliga slutsatsen av detta räkneexempel är att man knappast kan förvänta sig denna typ av fullständig samordning

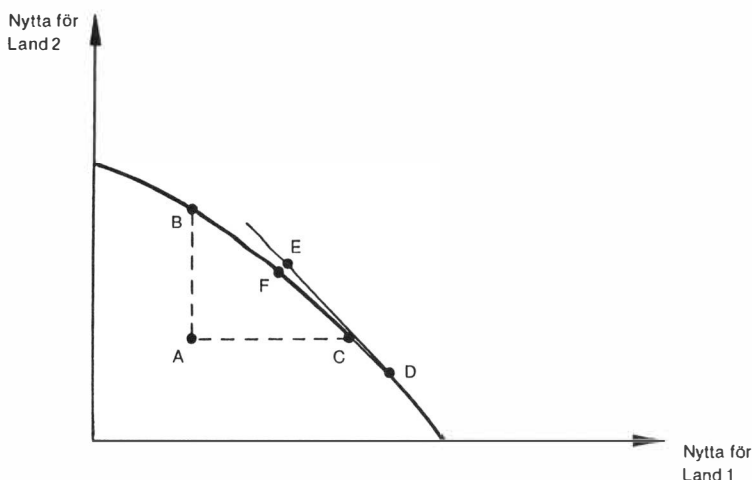
Tabell 2. *Nettovinster från fullständigt samarbete*

Land	Emissions- begränsning (1 000 ton SO ₂)	Procentuell reduktion	Nettovinst milj. DEM
Albanien	10	42	22
Belgien	112	36	191
Bulgarien	179	36	28
Danmark	130	86	119
Finland	25	14	-2
Frankrike	104	10	879
Grekland	303	86	52
Irland	27	38	71
Italien	634	33	-84
Jugoslavien	465	79	346
Nederländerna	105	62	565
Norge	3	6	272
Polen	560	27	599
Portugal	15	19	10
Rumänien	83	83	420
Schweiz	10	23	192
Sovjetunionen	107	2	1 510
Spanien	231	14	-29
Storbritannien	1 494	81	-336
Sverige	6	4	606
Tjeckoslovakien	1 219	75	152
Turkiet	299	62	—
Ungern	635	77	5
Västtyskland	1 183	86	119
Österrike	31	21	324
Östtyskland	1 040	80	11
Totalt	9 011	39	6 248

mellan samtliga berörda länder. Ett land, som förväntar sig förluster av samarbetet, kommer inte att delta i detta samarbete. Vidare är det troligt att den ojämna fördelningen av vinsterna mellan de återstående länderna gör att dessa avstår från samarbete tills ett mer ”rättvist” utfall kan förväntas.

Med sidobetalningar mellan länderna kan emellertid andra utfall vad gäller fördelningen av nettovinsterna åstadkommas. Totalt skulle Europa, med de förutsättningar som gäller i räkneexemplet, kunna tjäna över 6 miljarder D-mark genom samarbetet. Om vinnande länder kompenseras förlorande länder, skulle en situation kunna uppstå där samtliga länder gör positiva nettovinster och där vinstfördelningen av samtliga länder betraktas som acceptabel. Situationen kan enkelt illustreras om vi begränsar oss till fallet med två länder. I figur 2 är nyttorna för de två länderna avsatta längs axlarna.

Figur 2.



Punkten A representerar nyttorna i den ursprungliga jämvikten, dvs. innan något samarbete inletts. Kurvan B-C-D ger de nyttor som länderna skulle kunna uppnå genom samarbete men utan sidobetalningar. Den fullständiga samarbetslösningen svarar mot punkten D där summan av de två ländernas nyttor är maximerad. I punkten D är emellertid land 2:s nytta lägre än i utgångspunkten A och sidobetalning alltså nödvändig för att förmå land 2 att delta i samarbetet. Genom sidobetalningar kan de två länderna uppnå varje nyttokombination på den räta

linjen genom D, t.ex. punkten E, där bägge länderna har erhållit positiva vinster av samarbetet.

Utän sidobetalningar är länderna begränsade till nyttokombinationer längs kurvan B-C, dvs. till sådana utfall där samtliga länder vinner. För att få ett begrepp om betydelsen av sådana utfall för möjligheterna till samarbete har följande simuleringar utförts. Motsvarigheten till punkterna B och C har kalkylerats för några länder (Sovjet, Sverige och Storbritannien). Dessa punkter karaktäriseras av att inget land fått det sämre än i utgångsläget och av att *ett* lands vinst har maximerats. Resultaten redovisas i de tre första kolumnerna i tabell 3. Dessutom har en kalkyl av den maximala sammanlagda nyttan för Europa beräknats givet att inget land skall komma i en sämre situation jämfört med utgångsläget, dvs. punkten F. Resultaten redovisas i den fjärde kolumnen i tabell 3.

Resultaten tyder på att den totala vinsten i dessa fall väsentligt understiger den maximala vinsten, dvs. den vinst som kan uppnås om sidobetalningar är möjliga. Det framgår också att den totala vinsten beror på vilket land som kommer att dominera förhandlingarna och få det starkaste inflytandet. Om Sverige skulle dominera förhandlingarna skulle den totala vinsten uppgå till ca 90 procent av den totalt möjliga. Om däremot Storbritannien fick det avgörande inflytandet, skulle den totala vinsten endast uppgå till 45 procent av den totalt möjliga.

Resultaten tyder också på att oavsett vilket land som dominerar förhandlingarna så uppkommer en rätt stor spridning av vinsterna mellan länderna, vilket i sig tenderar att försvåra sådana förhandlingar. Vi kan också se att Sveriges intresse i stort sammanfaller med det aggregerade Europas intresse. Maximering av den totala europeiska vinsten eller maximering av den svenska vinsten, givet att andra länder inte skall få det sämre, leder till i stort sett samma fördelning av vinsterna. Sverige har alltså starkt intresse av att pressa på förhandlingar med syfte att reducera de totala europeiska skade- och kontrollkostnaderna.

För Storbritannien är emellertid situationen en helt annan. När detta land tillåts dominera förhandlingarna, får många

Tabell 3.

Vinster från överenskommelser i vilka inget land förlorar på samarbetet

Land	Sovjet	Sverige	Storbritannien	Sammanlagd vinst
Albanien	17	16	17	22
Belgien	—	—	—	96
Bulgarien	—	—	—	27
Danmark	131	122	129	119
Finland	—	—	—	8
Frankrike	—	687	627	696
Grekland	57	56	57	52
Irland	10	7	0	6
Italien	—	49	—	0
Jugoslavien	386	345	368	329
Nederländerna	477	434	335	464
Norge	224	131	0	225
Polen	—	190	—	565
Portugal	—	—	—	2
Rumänien	455	440	452	416
Schweiz	176	135	146	173
Sovjetunionen	1 737	1 492	—	1 437
Spanien	—	2	6	0
Storbritannien	—	—	96	0
Sverige	0	608	—	549
Tjeckoslovakien	253	209	232	148
Turkiet	—	—	—	—
Ungern	20	11	19	2
Västtyskland	477	434	224	242
Österrike	115	246	97	314
Östtyskland	24	6	—	0
Totalt	4 559	5 631	2 805	5 892

länder inte någon positiv vinst alls. Det verkar alltså finnas en absolut motsättning mellan Storbritannien och det stora flertalet av övriga europeiska länder. En förklaring till detta är att vindarna blåser svavlet från Storbritannien till kontinentala Europa och Skandinavien medan motsvarande import av svavel till Storbritannien är liten. En annan är att den hittills för-

hållandevis ringa insatsen av utsläpps begränsande åtgärder i Storbritannien indikerar en låg värdering av svaveldepositionens miljöskador.

Resultaten i tabellerna 2 och 3 tyder på att möjligheten till sidobetalningar medför en icke negligerbar ökning av den totala potentiella vinsten. Sidobetalningar skulle också underlätta förhandlingar mellan länderna eftersom en överenskommelse om allokering av utsläppsreduktionerna då kan separeras från en överenskommelse om fördelning av vinsterna. Det finns därför anledning att närmare analysera tänkbara former för sådana sidobetalningar.

Sidobetalningar

De sidobetalningar som diskuterats i föregående avsnitt innebar att skadedrabbade länder kompenserade de skadeorsakande länderna för kostnader att minska utsläppen. Sådana sidobetalningar svarar alltså mot principen att den drabbade måste betala, "Victim Pays Principle" (VPP)⁶. Det kan synas vara orättfärdigt att applicera VPP — de flesta har sannolikt en stark känsla för den motsatta principen, "Polluter Pays Principle", att den vållande skall betala. Här bortser jag dock från de moraliska aspekterna på VPP respektive PPP; huvudsyftet är ju att undersöka institutionella villkor som underlättar en ekonomiskt effektiv lösning av ett klassiskt externalitetsproblem.

PPP accepterades av OECD 1975⁷, främst på grund av effektivitetsskäl. Genom PPP utsätts förorenaren för press att utveckla ny teknik, vilket på sikt innebär resursbesparingar. Samtidigt hävdades att tillämpning av PPP på inhemska miljöproblem inte snedvrider internationella konkurrensförhållanden, eftersom PPP innebär att exportören ställs inför de faktiska sociala kostnaderna för exportprodukten. Man kan även tolka paragraf 21 i Stockholmsdeklarationen 1972 som ett stöd för PPP: "States have... responsibility to ensure that activities within their jurisdiction or control do not cause damage to the environment of other States or of areas beyond the limits of national jurisdiction."

En förutsättning för tillämpning av PPP är emellertid att det finns institutioner och regelverk som kan tvinga förorenaren att uppträda på ett acceptabelt sätt. Sådana finns inte på den internationella arenan utan varje uppgörelse måste vara självstagande i den meningen att samtliga parter anser sig vinna på uppgörelsen.

Det är sannolikt med den utgångspunkten som OECD⁸, i anslutning till en analys av internationella finansiella transfereringars (IFT) roll i internationellt miljösamarbete, skriver: "A willingness on the part of countries to give and to accept such compensation is an extremely important aspect of trans-frontier pollution problems, since it often will be difficult, particularly in existing situations, to negotiate an efficient solution without such payments." Även om OECD i analysen omger användandet av IFT med en mängd reservationer, framgår det att man förutser att internationella transfereringar i många fall kan bli nödvändiga för att åstadkomma en ekonomiskt effektiv överenskommelse.

Det är med den här bakgrunden något förvånande att man ytterst sällan hittar fall där internationella miljöproblem lösts med hjälp av finansiella transfereringar. Dock finns det överenskommelser som innefattar betalningar från ett land till ett annat. Exempelvis finns avtal rörande föroreningar av Rhen, enligt vilket deltagande stater utlovar finansiella bidrag till aktiviteter i andra länder. Att det endast finns ett fåtal fall med direkta finansiella transfereringar betyder dock inte att sidobetalningar är sällsynta. En riktigare beskrivning är att de i allmänhet tar annan form än *direkta* betalningar.

Ett exempel på detta behandlas i en studie av John Krutilla. I denna gjordes en ingående granskning av en överenskommelse mellan Kanada och USA om utnyttjandet av Columbia River⁹. Krutilla fann därvid att överenskommelsen ensidigt gynnade Kanada, trots att USA befann sig i en situation där det kunnat tvinga fram ett bättre avtal. Han sökte då förklaringen i de gentjänster som USA förväntade sig inom andra områden. Dessa kunde bestå i handelspolitiska medgivanden eller i militära tillmötesgåenden.

En liknande slutsats nåddes av Allen Kneese¹⁰ i en studie av uppgörelsen mellan Mexiko och USA rörande avsaltning av Coloradofloden. USA har enligt uppgörelsen åtagit sig att avsalta allt det vatten som rinner in i Mexiko. Här har man alltså till synes tillämpat PPP. Kneese observerade emellertid att avtalet hade ingåtts under en period då USA sökte uppnå bättre politiska relationer med Latinamerika och att man därtill började få en uppfattning om Mexikos oljereserver (avtalet undertecknades 1973). Även i detta fall har alltså USA förväntat sig gentjänster inom andra områden än det snävt miljöpolitiska. Implicita transfereringar i annan form än finansiella har alltså varit förväntade av USA som ”betalning” för visad förhandlingsvilja. Kneese hävdar att man i samtliga uppgörelser med Mexiko om gränsloder kan spåra samma ”bytesekonomi”, i vilken vatten eller förbättrad vattenkvalitet byts mot tjänster inom helt andra områden.

Det kan vara förvånande att uppgörelserna utformas som implicita byten av tjänster, då användningen av erkända betalningsmedel både skulle kunna förenkla förhandlingsprocessen och minska osäkerheten i utfallet av denna. Två hypotetiska förklaringar till att IFT inte utnyttjades vid lösningen av dessa unilaterala externaliteter kan vara följande: 1) betalningar skulle kunna bilda prejudikat för framtiden, 2) Mexiko skulle inte kunna betala kostnaden för en avsaltningensanläggning genom ett konventionellt exportöverskott, men kunde i stället utnyttja tillgångar som saknade alternativvärde. Oavsett riktigheten i dessa två hypoteser skall vi i nästa avsnitt finna teoretiska argument för att utnyttja byteshandel i stället för direkta finansiella transfereringar när fler än två länder är involverade.

Koalitionsbildning

Vi har hittills utgått från att samtliga berörda länder skulle delta i en eventuell överenskommelse. Med fler än två länder inblandade kan det emellertid hända att en koalition som inte består av samtliga länder ingår en överenskommelse. Resterande länder kan då ”åka gratis”, dvs. vinna på utsläppsreduktio-

nen i koalitionen utan att själva göra några åtaganden. Denna möjlighet gör försurningsproblemet fundamentalt annorlunda än det enkla fångarnas dilemma vi diskuterade i det inledande avsnittet.

För att skapa en bild av de vinster som kan göras genom att avstå från att delta i en bindande överenskommelse, antar vi att de länder som i tabell 2 får en negativ vinst beslutar sig för att ställa sig utanför samarbetet, medan övriga länder samarbetar i syfte att minska sina sammanlagda renings- och skadekostnader. Resultaten ges i tabell 4.

Länderna inom koalitionen vinner fortfarande på samarbetet. Vinsten är emellertid lägre än tidigare. Om alla länder samarbetar blir den genomsnittliga reningen 38 procent. I fallet med fyra länder som inte samarbetar ökar behovet av rening för de samarbetande länderna. Deras genomsnittliga utsläppsreduktion blir över 50 procent. Genom att fyra länder antas stå utanför överenskommelsen blir den totala europeiska vinsten väsentligt mindre än vad som skulle vara möjligt. Samtidigt erhåller de länder som inte samarbetar icke-negligerbara vinster.

Vi har tidigare konstaterat att dessa länder måste kompenseras för sina förluster för att kunna förmås att delta i samarbetet. Men vi ser nu att detta inte är tillräckligt. Länderna måste också kompenseras för förlusten av de vinster de skulle göra genom att icke delta i samarbetet, dvs. vinsten av att "åka snålskjuts" på de övriga ländernas samarbete. Detta senare gäller samtliga länder. Varje land eller grupp av länder skulle kunna vinna på att ställa sig utanför samarbetet i förhoppningen om att de återstående länderna träffar överenskommelse om samarbete som resulterar i en minskning av utsläppen. Frågan är då om vinsten från samarbetet räcker till för att kunna motivera länderna till samarbete i detta fall?

Ett jämviktsbegrepp avsett att illustrera denna fråga är det som i litteraturen benämns "stark jämvikt". Utgångspunkten är en tänkt överenskommelse mellan en grupp länder. Denna uppgörelse skulle emellertid kunna omintetgöras av en koalition bestående av vissa av de länder som berörs av uppgörelsen.

Tabell 4.
Vinster vid koalitionsbildning

	Procentuell utsläpps- minskning	Vinst milj. DEM
<i>Koalitionsländer</i>		
Albanien	37	22
Belgien	35	50
Bulgarien	34	33
Danmark	82	127
Frankrike	9	466
Grekland	86	51
Irland	15	-1
Jugoslavien	79	233
Nederländerna	58	400
Norge	6	175
Polen	27	544
Portugal	6	0
Rumänien	83	398
Schweiz	19	95
Sovjetunionen	—	1 377
Sverige	3	478
Tjeckoslovakien	75	125
Turkiet	62	0
Ungern	77	-9
Västtyskland	86	78
Österrike	20	277
Östtyskland	80	-47
Totalt	52	4 872
<i>Icke koalitionsländer</i>		
Finland		5
Italien		148
Spanien		5
Storbritannien		87
Totalt		245
Europa	40	5 362

Detta inträffar om dessa länder sinsemellan kan göra en uppgörelse som innebär att alla länder i koalitionen får det bättre genom denna uppgörelse jämfört med den första överenskommelsen, givet att övriga länder inte förändrar sitt beteende. En jämvikt som inte kan omintetgöras på detta sätt är en ”stark jämvikt”. Det kan nu visas att om antalet länder är tillräckligt stort, så existerar det inte någon stark jämvikt i denna typ av spel¹¹. Detta tyder på att det helt enkelt inte går att utforma en överenskommelse mellan en grupp europeiska länder som är sådan att den inte skulle kunna omintetgöras av någon koalition av länder. Vi borde alltså inte förvänta oss något samarbete vad gäller minskningen av svavelutsläpp.

Ett ytterligare stöd för denna slutsats erhålls om man tillämpar ett annat jämviktsbegrepp — den s.k. koalitionsssäkra Nashjämvikten. Idén bakom detta jämviktsbegrepp är att länderna kan träffas och diskutera sina planer och önskemål innan de till slut ingår ett bindande avtal. För att ett avtal skall kunna ingås krävs att avtalet är sådant att inget land kan vinna på att inte ansluta sig till avtalet. Ett sådant avtal som är självstagande och samtidigt ekonomiskt effektivt är en koalitionsssäker jämvikt. Det kan nu lätt visas att den enda koalitionsssäkra jämvikten är ett avtal som innebär bibehållandet av den ursprungliga Nashjämvikten. Något samarbete skulle alltså inte kunna förväntas.

Resultaten från denna teorigenomgång är negativa. I det spel som formulerats, och som endast berör svavelutsläpp och sidobetalningar mellan länder, kan vi inte förvänta oss samarbetslösningar om antalet länder är tillräckligt stort (och att antalet länder i Europa är tillräckligt stort demonstreras av tabell 4).

Möjligheten att uppnå samarbete och därmed mer effektiva ekonomiska lösningar ligger uppenbarligen i att vidga strategirummen för länderna. Dessa har hittills bestått i val av reduktion av svavelutsläpp och betalning till andra länder. Genom att införa direkta bytesmöjligheter mellan olika tjänster som saknar direkt monetär ekvivalent — handelseftergifter, militära eftergifter, andra miljöpolitiska eftergifter etc. — är det mycket möjligt att man skapar ett spel där en stark jämvikt existerar,

eller där den koalitionsssäkra jämvikten innehåller ekonomiskt effektivare utfall än den icke-kooperativa lösningen. Att så är fallet är emellertid inte bevisat i denna uppsats. Det måste bli föremål för ytterligare studier.

Man måste emellertid beakta ytterligare en aspekt av det här diskuterade problemet. Vi har hittills betraktat förhandlingar om ett samarbetsavtal som något fullständigt statiskt. I verkligheten lever vi i en värld där människor ser framåt och inser att vad de beslutar i dag kommer att ha konsekvenser för framtiden. Antag att vi infört ett system med sidobetalningar i form av IFT. Vi har sett att länderna inte har incitament att ingå i ett samarbetsavtal för en viss period. Men samtidigt kommer länderna att inse att de på sikt kommer att förlora till följd av att något avtal inte ingås. Om man inför flera framtida perioder kommer länderna stå inför ett val mellan en kortsiktig vinst och en vinst långt fram i tiden. Om deras diskonteringsränta inte är tillräckligt hög, kommer de då kanske att föredra den långsiktiga vinsten och välja samarbete i dag. Att långsiktigt samarbete vad gäller hushållning med s.k. "common property resources" kan uppkomma spontant är väl dokumenterat i litteraturen.

Genomgående har jag i denna uppsats antagit att miljöskadorna ett visst år varit orsakade av depositionen av svavel samma år. Om vi i stället gör det mer realistiska antagandet att skadorna på lång sikt beror på det ackumulerade nedfallet, uppstår intressanta intertemporala kopplingar mellan utsläpp i dag och framtida miljöskador. Dessa intertemporala kopplingar kan skapa en sådan hotbild att länder i större utsträckning än i den tidigare modellen finner det intressant att samarbeta, dvs. incitamenten att vara "free rider" minskar.

En nödvändig förutsättning för ett samarbete är att länderna har möjlighet att kontrollera emissionerna i samtliga samarbetsländer. Genom ett utökat mätprogram kan sannolikt kontrollen effektiviseras. Det intressanta är emellertid att det inte är nödvändigt med fullständig kontroll. Det väsentliga är möjligheterna till en statistisk analys av depositionerna för att därigenom erhålla en sannolikhetsbild av utvecklingen av ut-

släppen. Kontrollen av utsläppen bör därför inte vara ett oöverstigit problem vad gäller internationellt samarbete.

Det finns alltså en möjlighet att intertemporala överväganden leder till att länderna finner att det är i deras långsiktiga intresse att samarbeta för att minska försurningsskadorna. Det bör emellertid understrykas att vårt kunnande vad gäller dessa teoretiska egenskaper än så länge är begränsade, och slutsatsen är mer en hypotes än en verifierad vetenskaplig sanning.

Jag har i denna uppsats inte berört utformningen av samarbete, endast incitamenten till samarbete. Låt mig emellertid avsluta med att rapportera att simuleringar av den spelteoretiska modell som legat till grund för den tidigare diskussionen, visat att en nära nog optimal allokering av emissionerna skulle kunna uppnås genom inrättandet av en europeisk försurningsfond. Denna skulle beskatta samtliga länders export av svavel via vindarna till andra samarbetande länder. Härigenom skulle de samarbetande länderna få direkta incitament att reducera emissionerna i sådan utsträckning att de marginella kostnaderna för emissionskontroll blir lika med den inhemska marginella skadekostnaden plus motsvarande skada i andra länder (representerat av skattesatsen). Intäkterna från beskattningen används till att a) kompensera de länder som förlorar på systemet (vilket kommer att vara de flesta) och b) använda ett överskott för att finansiera speciella åtgärder i vissa länder, som annars till följd av marknadsmisslyckanden inte skulle ha genomförts. För en mer detaljerad presentation av hur ett sådant här system skulle fungera hänvisas till Mäler (1989).

Det bör slutligen erinras om att denna uppsats enbart berört emissioner av svaveloxider. Anledningen till detta är att det saknas en spridningsmodell för kväveoxider. I princip är det emellertid möjligt att genomföra det resonemang som här har förts för situationen med flera olika försurande ämnen. De kvalitativa slutsatserna skulle inte på något väsentligt sätt förändras. Den väsentliga nya aspekten skulle vara behovet av en avvägning mellan utsläpp av kväveoxider och svaveloxider. Dessutom är det möjligt att introduktionen av kväveoxider gör den spelteoretiska modellen mer symmetrisk, vilket skulle

minska behovet av internationella finansiella transfereringar och förstärka incitamenten till samarbete.

Slutsatser

Mina slutsatser kan sammanfattas i ett antal punkter:

1. Vindarnas transport av svavel över gränserna medför betydande skador i Europa. De potentiella vinsterna av samarbete i syfte att minimera de sammanlagda renings- och skadekostnaderna i Europa är väsentliga.
2. Vinsterna från ett dylikt samarbete fördelas mycket ojämnt mellan länderna och vissa länder kommer att göra förluster om inte de övriga länderna kompenserar dem för deras kostnader för utsläpps begränsning.
3. Samtliga länder har incitament att ställa sig utanför ett eventuellt samarbete mellan de övriga länderna för att därmed åka snålskjuts på dessas utsläppsreduktioner. Av denna anledning kan man inte förvänta sig ett effektivt samarbete.
4. Om man inför möjligheten att byta tjänster som saknar direkt monetär ekvivalent mot svavelreduktion utökas möjligheterna att finna samarbetslösningar. Det är därför viktigt att undersöka de faktiska byten ett land kan erbjuda som gentjänst för en minskad deposition av svavel.
5. Om länderna inte diskonterar framtiden alltför starkt ökar möjligheterna att finna samarbetslösningar då länderna i valet mellan kortsiktiga vinster och långsiktiga dito blir mer benägna att välja de senare och därför välja samarbetslösningar i dag.
6. Om samarbete kan etableras kan en möjlig och ekonomiskt effektiv institutionell ram vara ett system av beskattning av export av svavelföreningar. Intäkterna från skatten kan utnyttjas dels för att kompensera länder som annars skulle göra en nettoförlust, dels för att finansiera projekt som gagnar den europeiska miljön på ett ekonomiskt acceptabelt sätt och som annars inte skulle komma till stånd.

Referenser

Axelrod, R. (1987) *Från konflikt till samarbete*. Stockholm: SNS.

Hinrichson, D. (1986) "Multiple Pollutants and Forest Decline", *AMBIO*, Vol. XV, nr 5.

Carlsson, A. (1988) "Estimates of the Costs of Emission Control in the Swedish Energy Sector", *Research Report 273*, December 1988. Stockholm: Ekonomiska Forskningsinstitutet vid Handelshögskolan i Stockholm.

Kneese, A. (1988) "Environmental Stress and Politics in the Colorado River", Paper presented at the conference Environmental Stress and Political Conflict at the Royal Academy of Sciences, December 1988, Stockholm.

Krutilla, J. (1966) "The International Columbia River Treaty: An Economic Evaluation", i Kneese, A. och Smith, S. (red.) *Water Research*. Baltimore: Johns Hopkins Press.

Krutilla, J. (1968) *The Columbia River Treaty: A Study in the Economics of International River Basin Development*, Baltimore: Johns Hopkins Press.

Luce, D. och Raiffa, H. (1964) *Games and Decisions*, New York.

Mäler, K.-G. (1989) "The Acid Rain Game", *Research Report*, Handelshögskolan i Stockholm.

OECD (1975) *Polluter Pays Principle*, Paris.

OECD (1981) *Transfrontier Pollution and the Role of States*, Paris.

Noter

¹ Fångarnas dilemma är namnet på en typ av enkla icke-noll-summespel, först lanserad av A.W. Tucker. Spelet finns diskuterat i alla läroböcker i spelteori. För en speciellt god framställning se Luce och Raiffa (1964). Axelrod (1987) innehåller en intressant diskussion av situationen när spelet upprepas många gånger, något som är av stor relevans för frågeställningen i denna uppsats men som av utrymmesskal inte diskuteras mer än översiktligt.

² Den följande diskussionen bygger till stora delar på Mäler (1989). Där finns också referenser till i sammanhanget relevant litteratur.

³ Se Hinrichson (1986) för en översikt av skogsskadorna. Vid sidan av dessa, som fått den främsta uppmärksamheten, finns självfallet skador på yt- och grundvatten, med påföljande ekologiska konsekvenser.

⁴ Eftersom beräkningarna bygger på ett antagande om konstant marginell skadekostnad, innebär resultaten uppenbarligen en överskattning av de aktuella skadekostnaderna. Om man i stället skulle anta att den marginella skadekostnaden vore noll när importen av svavel över gränserna är noll och att den därefter växer linjärt skulle motsvarande kostnader vara exakt hälften av de i tabellen givna. Denna överskattning torde dock mer än väl kompenseras av den underskattning som kalibreringsprocessen medför.

⁵ "30%-klubben" är den inofficiella beteckningen på den grupp av nordamerikanska och europeiska länder som åtagit sig att fram till 1993 minska sina utsläpp av svavel med 30 procent jämfört med 1980 års nivå.

⁶ Se Skoghs kapitel för en diskussion om olika kostnadsfördelningsprinciper.

⁷ OECD (1975).

⁸ OECD (1981).

⁹ Se Krutilla (1966) och (1968).

¹⁰ Kneese 1988.

¹¹ Se Mäler op.cit. Justin G. Cooke, tidigare vid Beijer Institute, York University, har kommit till samma slutsats i en icke publicerad uppsats. Cooke visar att för ett symmetriskt spel med fler än tre spelare existerar ingen stark jämvikt, men att för ett osymmetriskt spel så måste i allmänhet antalet spelare vara större för att någon stark jämvikt inte skall existera.

Internationell miljösamverkan – institutioner och avtal

Bakgrund

Det internationella miljösamarbetet är ett ungt barn av vår tid. Det mellanstatliga samarbetet kan med få undantag sägas ha kommit i gång först i slutet av 1960-talet. Det vetenskapliga samarbetet inom t.ex. MABs (UNESCOs program Man and the Biosphere) och ICSUs (International Council of Scientific Unions) ramar är inte mycket äldre.

Tidigare miljösamarbete var främst inriktat på skydd av vissa biologiska arter. IUCN (International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources), som tillkom 1948 på initiativ av UNESCO lade under större delen av sin historia – fram till senaste decennium – tyngdpunkten i sin verksamhet på sådana frågor i nära samverkan med WWF (World Wildlife Fund). Bland det 40-tal konventioner som finns listade i UNEPs (United Nations Environmental Program) Register of International Treaties and other Agreements in the Field of the Environment¹⁾ och som undertecknades före 1970 avsåg det övervägande flertalet skydd av enstaka arter, grupper av arter eller djur- och växtskydd i olika regioner. Enstaka avtal rörande oljeskador till sjöss och användning av kärnkraft och ett och annat avtal till skydd mot nedsmutsning av floder mellan närmast berörda stater kan dock noteras från den epoken.

Det torde dock råda en allmän mening om att det internationella miljösamarbetet som det i dag är institutionaliserat i

huvudsak har tillkommit efter 1970. Vi behöver här (även om det vore värt en särskild studie) inte gå in på orsakerna till att det dröjde så länge för industristaternas politiska ledningar att komma till insikt om att de hopade miljöproblemen, som följd av den snabba industriella expansionen och det ökade befolkningstrycket, inte bara måste angripas på ett nationellt plan utan också krävde långtgående internationellt samarbete för att bemästras.

För vårt syfte räcker det med att konstatera att en miljökommitté inrättades i OECD 1970. Då tillkom även en samarbetsgrupp inom FNs ekonomiska kommission för Europa (och Nordamerika), ECE, för att diskutera gemensamma luftföroreningsproblem i regionen, den s.k. Working Party on Air Pollution. Året därefter inrättades en särskild kommitté för miljöfrågor under kommissionen – den s.k. Senior Advisers to ECE Governments on Environmental Problems.

Det stora genombrottet för ett internationellt miljösamarbete på globalt plan och i regioner utanför den dåtida industrialiserade världen skedde likväl 1972, då FN-konferensen om människans miljö möttes i Stockholm.

Vid konferensen togs beslut som ledde till inrättande av FNs miljöprogram (UNEP), som inom FN-systemet med dess olika s.k. fackorgan (FAO, UNESCO, ILO, WHO etc.) skulle verka för att miljöhänsyn tas i dessas operativa programverksamheter. Där antogs även en rad rekommendationer och principer för FN-staternas nationella miljöpolitik och det internationella samarbetet på miljöområdet. Framför allt har Princip 21 kommit att utgöra ett grundläggande *raison d'être* för en rad viktiga mellanstatliga konventioner, protokoll och andra avtal, som tillkommit efter 1972 för att söka komma till rätta med (nationellt) gränsöverskridande föroreningar via atmosfären och havet och sådana som avser skydd av områden utanför nationell jurisdiktion.

Princip 21 förtjänar att återges i sin helhet, då den med stor säkerhet även kommer vara vägledande för det framtida internationella samarbetet. Detta skall senare närmare granskas i denna uppsats.

Staterna har, i överensstämmelse med FNs stadga och folkrättens principer, den suveräna rättigheten att utnyttja sina egna naturtillgångar i enlighet med sin egen miljöpolitik *och ansvaret att tillse att verksamheten inom ramen för deras jurisdiktion eller kontroll icke förorsakar skada på andra länders miljö eller på områden utanför nationell jurisdiktion.*

Den institutionella uppbyggnaden sedan FN-konferensen för att skapa fora för internationellt miljösamarbete och internationell rättslig reglering av mellanstatliga miljöproblem är imponerande. Ett 80-tal konventioner, protokoll eller liknande avtal har förhandlats fram och undertecknats och i flera viktiga fall trätt i kraft.

Många är av global räckvidd såsom 1973 års Washingtonkonvention om handel med utrotningshotade arter av vild flora och fauna (CITES), 1982 års FN-konvention som reglerar havsrätten (inkl. miljöfrågor), 1985 års Wienkonvention till skydd av (det stratosfära) ozonlagret, eller 1986 års Wienkonvention om tidig notifiering av kärnkraftsolyckor.

Flertalet har regional eller subregional täckning. Däribland kan nämnas den serie om regionala havskonventioner, som under UNEPs ledning förhandlats fram mellan berörda strandstater. Sådana täcker för närvarande geografiskt flertalet kust- och havsområden och avser att skydda den marina miljön. I svenskt närområde skyddas såväl Östersjön, Nordsjön som Nordostatlanten av särskilda konventioner, som dock tillkommit utan UNEPs medverkan: 1974 års Helsingforskonvention för Östersjöområdet, Pariskonventionen (1974), Oslokonventionen (1972) samt Bonnavalet (1983) för Nordsjön och Nordostatlanten.

En del avtal reglerar utnyttjande av vatten i floder som berör flera stater (t.ex. Rhen, 1986 eller Niger, 1980), en del miljösamarbete av mer allmänt slag (t.ex. 1974 års konvention om miljösamarbete mellan Nordens länder – Island undantaget). Andra är mycket specifika, som t.ex. flertalet av de närmare 60 direktiv inom miljöområdet, som hittills antagits av EG.

En del konventioner är av ramkaraktär, under vilka de berörda staterna antar principer och metoder för samverkan. Exempel på sådana avtal är den ovan nämnda ozonkonventionen och den för Sverige så viktiga 1979 års Genèvekonvention om långväga, gränsöverskridande luftföroreningar. Till sådana ramkonventioner har fogats särskilda protokoll, som reglerar specifika åtaganden för konventionsparterna. Under ozonkonventionen finns t.ex. 1987 års protokoll som reglerar åtaganden för minskade utsläpp av klorfluorkarboner (freoner). Under luftföroreningskonventionen finns anhängiggjort ett protokoll, som reglerar finansiering av det gemensamma mätprogrammet EMEP (1984), ett om 30-procentig minskning av utsläpp av svavel (1985) och ett som avser kontroll av utsläpp av kväveoxider (1988).

Graden av parternas åtaganden inom skilda konventioner och protokoll varierar också. Under vissa avtal antas endast rekommendationer eller riktlinjer, som är politiskt och moraliskt bindande för de regeringar, som antagit dem. De är dock ej folkrättsligt bindande i så måtto, att de förutsätter ratificering för att en stat skall ha iklätt sig ett rättsligt åtagande gentemot andra stater i en konvention. Den senare arten av åtaganden avseende konkreta substantiella åtgärder är dessvärre ännu tämligen sällsynt.

Den ovanstående katalogarian över internationella avtal inom miljövårdsområdet varken är eller avser att vara uttömmande. Jag hoppas dock att det står klart, att ett omfattande, mer eller mindre folkrättsligt bindande, nätverk upprättats inom loppet av mindre än två årtionden för att reglera det internationella miljösamarbetet. Sverige har anslutit sig till ett 60-tal av de totalt ca 130 multilaterala avtal som finns listade i UNEPs ovan nämnda register.

Till detta multilaterala nätverk av rättsligt bindande avtal finns säkert ett otal bilaterala avtal som reglerar samarbete på olika miljöområden. Så har Sverige t.ex. avtalsreglerat utbyte på miljöområdet med Sovjetunionen, Polen, Östtyskland och Ungern.

Alla konventioner har egna styrelser, i vilka samtliga berörda

parter är medlemmar, och egna sekretariat eller sekretariatsstöd från internationella organisationer, som inrättats för globalt, regionalt eller subregionalt miljösamarbete.

Ingen torde längre ha full överblick över det totala antalet styrelser, kommittéer, expertgrupper och arbetsgrupper av permanent eller mer eller mindre *ad hoc*-karaktär och sekretariat som hittills inrättats som fora för det internationella miljöarbetet. Ett försök att uppskatta Sveriges deltagande i detta samarbete gjordes i proposition 1987/88:85 om miljöpolitiken inför 1990-talet. Därvid konstaterades att "Sverige deltar i ca 100 styrelser, förhandlings-, arbets- och expertgrupper av mer eller mindre permanent karaktär inom olika mellanstatliga organisationer med global, regional eller subregional anslutning samt i skilda konventioner i vilka Sverige är part".

Det institutionella bygget för internationellt miljösamarbete är förvisso omfattande och imponerande med tanke på den relativt korta byggnadstiden. Men är det också funktionellt nog att tjäna som god grund för det internationella samarbete som förestår för att bemästra de problem på miljöområdet som vi nu tror oss stå inför? Denna fråga skall jag försöka belysa i återstoden av denna uppsats.

Behov av och förutsättningar för institutionell förändring och samordning

Generellt sett är alla institutioner i samhällen resultat av tänkesätt, förutsättningar och tillfälligheter som råkar råda vid en institutions tillkomst. Vissa institutioner visar sig sedan vara väl ägnade att inom sig klara anpassning till förändringar i omvärlden, medan andra snabbt blir till monument över den tid då de tillkom.

Den institutionella byggnad för det internationella miljöarbetet som inledningsvis skisserats torde uppvisa exempel på den första såväl som den andra kategorin, även om institutionernas ålder i flertalet fall ännu är för låg för att ge nöjaktiga empiriska belägg för vilka som kommer överleva och vilka som tämligen snabbt försvinner in i historiens dunkel.

Fall I: Konventionen om långväga gränsöverskridande luftföroreningar

Låt oss ta som exempel en institution som kanske har framtiden för sig. Den kommer att knaka i fogarna inför trycket av förändringens vind, som troligen, i ljuset av hittillsvarande erfarenhet, kommer att kunna utveckla sig genom förändring. Jag tänker på 1979 års konvention om långväga gränsöverskridande luftföroreningar. Den föddes som ett resultat av det öst/västliga tövädret under 1970-talet. Formellt var dess tillkomst direkt kopplad till 1975 års Helsingforsavtal om säkerhet och samarbete i Europa, i Sverige oftast benämnt ESK-avtalet. I ESK-avtalet finns bl.a. skrivningar om främjande av samarbete på miljöområdet mellan de europeiska och nordamerikanska staterna.

När Sovjetunionens dåvarande ledare, Bresznev, i ett anförande 1976 aktualiserade detta avsnitt i avtalet med adress till ECE tog bl.a. Sverige initiativet till att ett centralt sådant samarbetsområde borde vara gränsöverskridande luftföroreningar och dessas försurningseffekter.

Detta var en fråga som Sverige hade tagit upp i sin nationalrapport till FN-konferensen om den mänskliga miljön i Stockholm 1972. Rapporten hade då mötts av i det närmaste totalt ointresse från andra industriländer. I OECD hade dock i melantiden ett tekniskt vetenskapligt samarbete mellan de västliga ECE-staterna utvecklats och man ansåg sig där kunna erkänna att problemet med långväga, gränsöverskridande luftföroreningar fanns, liksom att det troligen skulle vara god ekonomi för alla berörda att minska utsläpp av sådana föroreningar.

Den konvention som så gott som samtliga ECE-stater kunde skriva under i Genève hösten 1979 var den första mer påtagliga tillämpningen av den tidigare nämnda Princip 21 från Stockholmskonferensen. Det var dock, med dagens ögon sett, en substansmässigt mycket urvattnad konvention av ramkaraktär, vars huvudsakliga tema var tekniskt vetenskapligt samarbete mellan konventionsparterna för att få överblick över de gränsöverskridande föroreningarnas omfattning, spridningsvägar och effekter på ekosystem, hälsa, tekniska anläggningar och

historiska monument. Försök 1979 att få parterna att i ett internationellt rättsligt sammanhang vidta åtgärder för att minska förorenade utsläpp var dock för tidigt väckt. Det var ej ens möjligt att då i konventionen få in en artikel som kunde förutskicka sådana åtaganden i form av att ramkonventionen skulle kunna tillföras protokoll eller hängavtal för rättslig reglering av utsläppsminskningar.

I dag nio år senare och fem år efter det att konventionen 1983 trädde i kraft finns tre protokoll knutna till konventionen som reglerar finansiering av en omfattande mätverksamhet (EMEP), utsläppsminskningar av svaveldioxid och utsläppskontroll av kväveoxider.

I det sistnämnda protokollet finns därtill åtagande mellan parterna att påbörja förhandlingar om utsläppsminskningar, vars omfattning bl.a. skall bestämmas med utgångspunkt i skilda ekosystems belastningskapacitet (s.k. critical loads). Därmed har man för första gången i ett internationellt rättsligt avtal tagit med en princip, som ställer en prövning av konventionsländernas insatser för utsläppsbegränsningar i relation till konkreta mått på vad naturen tål. Detta sker dessutom på ett område där det i snabb takt utvecklas vetenskaplig konsensus om vid vilka nivåer gränserna ligger för belastningar av svavel- och kväveföreningar på de förhärskande ekosystemen inom konventionens geografiska täckningsområde. Det innebär att de förhandlande regeringarna kommer att utsättas för ett starkt opinionstryck om de inte genom konkreta åtgärder vid källan bringar ner belastningarna till dessa kritiska gränser. Regeringarna måste i så fall stå till svars för att de är beredda att slå ut vissa ekosystem både i eget land och eventuellt också i omvärlden, i strid mot Princip 21. Kriteriet "critical loads" kommer visserligen inte att bidra till att förenkla de internationella förhandlingarna om begränsningar av gränsöverskridande luftföroreningar, men det rättsliga antagandet av detta mätbara kriterium för miljö kvalitet knäsatte en princip av minst lika stor vikt för det internationella miljöarbetet och folkrätten som Princip 21. Det är också troligt att detta principiella genombrott inom ramen för luftföroreningskonventionen kom-

mer att sprida sig till andra konventionsområden.

Man måste dock samtidigt vara medveten om att principens tillämpning av många kan tas till intäkt för att fördröja åtgärder med hänvisning till ofullständig kunskap om var de kritiska belastningsgränserna ligger för speciellt komplexa ekosystem, t.ex. haven. Därför torde det vara av vikt att belastningskriteriet kombineras med teknologiorienterade kriterier – det sedan länge i princip accepterade ”bästa tillgängliga teknik”-kriteriet.

Även om den europeiska luftföroreningskonventionen hittills har visat sig fungera som ett gott ramverk för en rad konkreta nationella åtaganden i internationell samverkan är det uppenbart att den har specifika komplikationer och begränsningar.

En sådan komplikation är ECE-områdets geografiska ”otymplighet” som konventionsområde. Det mest uppenbara är att USAs och Kanadas stora motsättningar i försurningsfrågan har föga omedelbar miljösaklig relevans för den europeiska försurningsproblematiken. Ändå har dessa motsättningar allvarligt försvårat överenskommelser mellan de europeiska länderna, då konventionsstyrelsen i princip endast kan träffa beslut om samtliga konventionsparter är eniga.

De indikationer som tyder på att luftföroreningarna även passerar över Nordpolsområdet, och därmed kanske även ”förbinder” den euroasiatiska kontinenten med den nordamerikanska, kan dock på sikt visa sig väl motivera att konventionen täcker detta område, även om denna möjlighet knappast förutsågs, när konventionen kom till på 70-talet.

Sovjetunionen betraktar emellertid tills vidare endast de gränsöverskridande luftföroreningarna över sin gräns mot väster som relevanta problem inom konventionens ram. För dem är således t.ex. åtagandet om en 30-procentig minskning av svavel-dioxidutsläpp endast en fråga om att genom EMEP kunna bevisa att deras utsläpp till länderna i väst minskat med 30 procent. Sovjetunionen kan med denna i och för sig korrekta tolkning av konventionen slippa undan med relativt begränsade åtgärdsprogram på anläggningar i unionens västliga områden.

För övriga konventionsparter i Europa som ratificerat svavelprotokollet gäller däremot som regel att de totala nationella

svavelutsläppen måste minska med 30 procent för att de skall kunna sägas honorera sina internationella åtaganden. Det är priset för att vara geografiskt liten! Dock bör de "små" på sikt tacka sin lyckliga stjärna för att de under internationellt tryck tvingats till att göra så pass långtgående åtaganden. Möjligen kommer även Sovjetunionen med tiden att i ren självbevarelse-drift inse fördelarna med att betrakta åtagandena inom svaveloxid- och kväveoxidprotokollen som minimiåtaganden och vidta åtgärder långt därutöver för att skydda unionens mark och vatten. Men för en överblickbar framtid utgör denna "orättvisa" ett besvärligt hinder för att nå långtgående överenskommelser inom konventionen.

Luftföroreningskonventionen har hittills hanterats av de pådrivande staterna som en konvention för att söka komma till rätta med försurningsproblemen i regionen. Man kan dock redan nu förutse att en rad andra föroreningar som sprids med luften och som passerar de nationella gränserna kommer att bli föremål för internationell utsläppsreglering. Först på listan torde stå begränsning av utsläpp av kolväten och andra sekundära oxidanter (VOC) som bedömes ha negativa effekter på skog och odlade grödor. Persistenta klorföreningar som PCB och dioxiner samt tungmetaller står också på agendan under de kommande åren.

För att bemästra dessa problem torde ett mycket omfattande mätsystem behöva skapas och kraftigt ökade sekretariatsresurser stå till konventionsstaternas förfogande.

Kommer ett så pass dåligt fungerande organ som ECE att bemästra dessa uppgifter? Kommer medlemsstaterna att vara beredda att göra de avkall på den egna suveräniteten som förutsätts för att ett effektivt mät-/kontrollsystem skall tillåtas operera i regionen? Kommer medlemsstaterna att vara beredda att möjliggöra den teknologiöverföring som förutsätts för att samtliga länder inom regionen skall kunna utnyttja den bästa tillgängliga tekniken i regionen för sina åtgärdsprogram? Och kommer det att finnas politisk beredskap för att underlätta finansiering av åtgärdsprogram även i länder med mycket omfattande luftföroreningsutsläpp kombinerat med svaga ekono-

mier? Idel frågor, som knappast ställdes när konventionen kom till, men som mycket snart kräver konstruktiva svar som ännu ej formulerats. Det ökande opinionstrycket på konventionsparternas regeringar att finna snara och fungerande lösningar på regionens luftföroreningsproblem torde dock vara en pådrivande motor för att finna konstruktiva svar på ovanstående frågor och att bemästra problemen inom konventionens ram.

Betydligt knepigare torde det bli att etablera fungerande samarbetsformer mellan luftföroreningskonventionen och de närmast berörda konventionerna till skydd av den marina miljön i Nordostatlanten och Östersjön. Jag tänker i första hand på den s.k. Pariskonventionen för att hindra föroreningar i den marina miljön från landbaserade källor och Helsingforskonventionen till skydd av Östersjöområdets marina miljö.

Behovet av närmare samverkan mellan styrelserna och kommissionerna för de tre konventionerna är uppenbart. Inom luftföroreningskonventionen studeras effekter av förorenade utsläpp över konventionsstaternas landområden. Behovet av åtgärder för utsläppsminskningar bedöms, åtminstone i princip, med utgångspunkt i de förorenande effekterna över landområdena. I dag ökar insikten om de luftburna föroreningarnas allvarliga effekter på havsområdena. Så t.ex. bedöms den totala kvävebelastningen i Östersjöområdet till ca 30 procent härröra från luftburna kväveföreningar, som därmed bidrar till övergödningensriskerna i detta känsliga havsområde. Liknande belastningar förekommer i Nordsjön.

Varför har man inte sedan länge etablerat det samarbete mellan berörda konventionsstyrelser som så uppenbart skulle vara önskvärt för att bemästra gemensamma problem? Ett tänkbart och troligt skäl är att konventionspartskretsarna är olika i de skilda konventionerna. Visserligen är parterna i de två nämnda marina konventionerna samtliga även medlemmar i luftföroreningskonventionen och i ECE. Men det omvända är långt ifrån fallet. Detta kan till en del förklaras av att de marina konventionerna kom till stånd långt före luftföroreningskonventionen. Respektive konvention baserades på sin tids föreställningar om gränsöverskridande transporter och ekologiska

samband och, ej att förglömma, på de politiska motsättningar mellan staterna i regionen som rådde när konventionerna förhandlades fram.

Skulle länderna i Europa i dag från grunden etablera regimer till skydd mot luft- och vattenburna föroreningar som genom gränsöverskridande flöden belastar ländernas land- och havsområden skulle, med en strikt tillämpning av Princip 21, helt andra samarbetsformer och partssammansättningar etableras än vad som var fallet 1974 då Paris- och Helsingforskonventionerna tillkom och 1979 då luftföroreningskonventionen undertecknades. Vi har ju i dag helt andra kunskaper om långväga transporter av föroreningar och om dessas allvarliga effekter på terrestra och marina ekosystem. Jag är här inte ute för att skriva ”om-historia”. Jag tror inte heller att det vore värt att i dag omförhandla konventionerna i ljuset av ovannämnda kriterier.

Däremot är tiden övermogen för att etablera ett nära samarbete mellan berörda konventionsstyrelser. Annars torde den institutionella uppbyggnaden utvecklas till ett allvarligt hinder för att bemästra de berörda problemen i ECE-regionen. I det här speciella fallet vore det naturligt att presidiet i styrelsen för luftföroreningskonventionen tog initiativ till informella möten med presidierna i Paris- och Helsingforskommissionerna. Förslag i sådan riktning kunde t.ex. läggas av de nordiska länderna i luftföroreningskonventionens styrelse. Dessa är också samtliga medlemmar eller observatörer i de två marina konventionerna.

Sådana informella kontakter mellan styrelserna skulle sedan kunna utvecklas till att väsentligt fler än strandstaterna skulle bli parter i de marina konventionerna i ljuset av dagens kunskap om transportvägar och effekter av luftburna föroreningar och ökande handlingsberedskap för miljöskydd hos regeringarna i regionen. I båda dessa konventioner finns formella möjligheter för andra än strandstaterna att bli parter.

Fall II: Ozonkonventionen och freonprotokollet

Den snabbt ökande insikten både i vetenskapliga och politiska kretsar om ozonlageruttunnning och en snabb höjning av världs-

medeltemperaturen torde medföra ytterligare komplikationer och påfrestningar på den institutionella basen för internationellt miljösamarbete, inklusive arbetet inom ramen för nyssnämnda konventioner för skydd av atmosfär och hav.

Vad avser skyddet av det stratosfära ozonlagret finns skäl att notera ytterligare en succé inom det internationella miljöarbetet av nästan samma dignitet som gäller ECE-konventionen mot luftföroreningar. Här har FNs miljöstyrelse och UNEP och inte minst dess dynamiske chef, Mustafa Tolba, varit pådrivande. Redan under 1970-talet inrättades under UNEP en koordinerandekommitté (CCOL) för att bedöma förändringar i ozonlagret, orsaker härtill och effekter för hälsa och miljö om ökande mängder ultraviolett strålning når jordytan genom uttunnning av ozonlagret. Successivt uppstod ökande vetenskaplig samsyn både om att en förtunningsprocess pågick, att denna utveckling kunde tillskrivas av människor skapade utsläpp av klorfluorkarboner (CFCs eller s.k. freoner) samt att den ökande UVB-strålningen kunde förväntas öka frekvensen av hudcancer och påverka livsprocesserna i de grunda kustområdena. Några länder, däribland USA och Sverige, förbjöd redan i slutet av 70-talet användning av freoner som drivmedel i sprayförpackningar.

Behovet av en internationell rättslig reglering blev dock alltmera uppenbart. I början av 1980-talet gav FNs miljöstyrelse mandat åt en teknisk/naturvetenskaplig/juridisk expertgrupp (som för övrigt möttes för första gången i Stockholm i januari 1982) att utarbeta förslag till en global ramkonvention till skydd av det stratosfära ozonlagret. I takt med alltmer oroande informationer från mätresultat och förfinade modellberäkningar kunde arbetet i gruppen drivas förhållandevis snabbt och en ramkonvention kunde undertecknas i Wien våren 1985 av ca 30 stater.

För att vara en konvention för en sant global problematik kan man naturligtvis hävda att flera stater borde ha anslutit sig från början. Det kanske viktigaste var dock att de undertecknande staterna alla var betydande producenter och förbrukare av freoner. Möjligen har den relativt begränsade skara av länder som

undertecknade ozonkonventionen gjort det lättare att komma fram till ett avtal som också innebär åtaganden att minska och på sikt helt avveckla produktion och användning av freoner och andra halogenerade kolväten.

I alla fall kan man konstatera att innan ramkonventionen trädde i kraft (september 1988) hade de stater som undertecknade konventionen och därtill ytterligare några viktiga länder (t.ex. Japan) lyckats komma överens om ett program för reduktion av produktion och förbrukning av dessa substanser. Det s.k. Montrealprotokollet, som är knutet till Wienkonventionen, kunde undertecknas redan i september 1987. Detta protokoll trädde i kraft den 31 december 1988, sedan länder som sammanlagt svarar för 75 procent av världens produktion av ett antal starkt ozonförstörande klorfluorkarbonföreningar ratificerat protokollet.

De allt mer oroande informationerna om snabb förtunning av ozonlagret, framför allt runt polerna, har fungerat som aktiva pådrivare för att vidga kretsen av parter och att stimulera politisk beredskap för internationella åtaganden att helt avveckla produktion och användning av freoner. Vid det första mötet med Montrealprotokollets parter i maj 1989 gjordes politiska åtaganden om att upphöra med all freonanvändning före 1900-talets utgång. Dessa politiska signaler torde bli rättsligt kodifierade vid parternas nästkommande möte i London 1990.

En annan starkt pådrivande faktor för en snabb avveckling av freonanvändningen är att klorfluorkarbonerna samtidigt är "växthusgaser". Insikten om dessa klorföreningars relativt mycket stora roll för en klimatuppvärmning fanns visserligen i vida vetenskapliga kretsar redan när förhandlingarna om ett freonutsläpps begränsningsprotokoll pågick. Men vid ett möte i Villach i Österrike hösten 1985 redovisade en internationell vetenskaplig expertis scenarier för väsentligt snabbare öknings-takt för jordens klimatuppvärmning än dem som tidigare presenterats. Då hade man i första hand beaktat de ökade koldioxidmängderna i atmosfären och dessas klimateffekter. Scenariot från Villach innebar att metan, lustgas och klorfluorkarboner m.fl. gaser sammantaget har ungefär lika stor inverkan

på klimatförändringar som "växthusgasen" koldioxid. Bland dessa övriga gaser svarar klorfluorkarbonerna, trots den i jämförelse med koldioxid obetydliga utsläppsvolymen till atmosfären, för ca hälften av uppvärmningseffekten.

Budskapet från Villach, som sedan även återkom från en ny konferens i Villach våren 1987, nådde aldrig riktigt fram till förhandlarna av ett freonprotokoll, trots att detta ej var färdigt för undertecknande förrän i september 1987.

Effekten av insikten om freonernas dubbla påverkan på vår globala miljö torde visserligen påskynda en kommande revidering av Montrealprotokollet, men i processen har man förlorat ett antal år som kanske kommer att visa sig ha varit mycket dyrbara.

Jag har nämnt detta exempel av flera skäl. Frågorna är av enorm betydelse för vår framtid. Vi har här ett antal klorföreningar vars produktion och användning till skillnad från de andra "växthusgaserna" relativt lätt kan styras av mänskliga beslut. Med tanke på föroreningarnas långa livslängd i atmosfären och stratosfären är ett snabbt avvecklande av freon användning en fråga av mycket hög dignitet. Kommer den internationella institutionsbyggnaden att klara av att nå dessa snabba beslut?

Det fordras då utan tvivel bättre sammanbindningsbanor mellan de internationella vetenskapliga institutionerna och de mellanstatliga institutioner som byggts upp för att försöka bemästra de stora, nationellt gränsöverskridande miljöproblemen. Vid de aktuella konferenserna tog sig ändå vetenskapsmännen det ovanliga tilltaget före att utfärda rekommendationer till dem som makten hava i nationella och internationella sammanhang.

Det förefaller dock som om varje institution har nog av sin egen plåga. Motiven att hålla förbindelserna öppna till andra institutioner, som hanterar för den egna institutionen potentiellt relevanta problemområden, tycks inte bedömas som tillräckligt starka för att man skall ta på sig besväret att kommunicera över revirgränserna. Jag skall strax i ett avslutande avsnitt beröra några tänkbara skäl till att så är fallet.

Här vill jag dock först nämna att klimatuppvärmningsproblemet snabbt har blivit ett centralt område för det internationella miljöarbetet. Starka krafter är i gång för att bygga upp nya institutionella skapelser runt detta problemområde. Det gäller såväl på det vetenskapliga som på det mellanstatliga området. Man talar redan nu om behovet av en "Law of the atmosphere", ramkonventioner för skydd mot klimatuppvärmning. Tidsaxeln för att utarbeta och sjösätta sådana nya institutioner är den närmaste femårsperioden. Utrednings- och annat förberedelsearbete i detta syfte pågår inom en mellanstatlig panel (IPCC), som tillsatts på initiativ av cheferna för UNEP och World Meteorological Organization, WMO, och som hade sitt första möte i november 1988. Resultatet av panelens arbete skall redovisas senast i september 1990, varefter ett förhandlingsarbete skall påbörjas i syfte att alla stater skall kunna underteckna en konvention om klimatuppvärmning vid en FN-konferens om miljö och utveckling 1992.

Jag vänder mig inte mot alla dessa krafter som vill verka för snabb handling. De har säkerligen goda skäl för detta. Vad jag oroas av är att det skapas nya specialinstitutioner, som i den allmänna brådskan "glömmer" att en rad institutioner redan finns på plats och att alla dessa tenderar att prioritera hävdning av från början givna revir. Det finns goda skäl att anta att sådan revirhävdning sker på bekostnad av beredskap och villighet att låta sig samordnas till nytta för den gemensamma kampen att bevara en för människan gynnsam biosfär.

Inget område torde vara mer överskridande både mellan vetenskapliga discipliner, nationsgränser och samtliga ekosystem. Det är en fråga om global förändring och för att bemästra problemen måste människan sätta sig i Gud Faderns ställe. Risken är stor att vi i processen skapar en lika stor oordning som vissa hävdar att Skaparen åstadkom den sjätte dagen när han skapade Adam och Eva.

Behov av maktförskjutning i nationella och internationella system

När de nationella miljöpolitiska instrumenten successivt inrättades under 1960- och 1970-talen, blev dessas primära funktioner att städa upp efter efterkrigstidens ekonomiska expansionsfest i den industrialiserade världen. De nationella miljöministerier och andra operativa miljöskyddsorgan, som i snabb takt inrättades, först i länderna i den industrialiserade världen och senare i många u-länder, inpassades som regel som sektorsorgan i i övrigt sektoriellt organiserade, nationella administrationer. Utöver städfunktionen skulle miljöadministrationerna även tillse att utsläppen från nationell och internationell ekonomisk aktivitet begränsades i fall då utsläpp kunde antas medföra risker för den naturliga miljön och människors hälsa.

Städgummor har aldrig stått högt i kurs i våra industrialiserade och kommersiella samhällskulturer. När städgummorna nu också hade fått uppgiften att påminna ”stöddiga” företrädare för den ekonomiska aktivitet på vilken vår omedelbara och kortsiktiga välfärd anses vara grundad, om att miljöskydd förutsätter begränsningar och hänsynstagande i den ekonomiska processen, så var det för dessa företrädare och deras beskyddare i statsapparaterna en lätt uppgift att förpassa städgummorna, och deras obehagliga påminnelser om behov av hänsyn till miljön, till deras rätta plats i den sociala, ekonomiska och administrativa hierarkin. Det vill säga långt ner på rangskalan och därmed med mycket blygsamt inflytande på beslutsgången för fortsatt expansion av ekonomi och välfärd.

Det mönster som gällde på nationellt plan blev också vägledande mönster för uppbyggandet av institutioner för det internationella miljöarbetet. En rad miljösektorsorgan skapades inom redan tidigare inrättade organ för ekonomiskt samarbete (t.ex. ECE, OECD, EG) med avsett inget eller blygsamt inflytande på aktiviteten inom andra sektorsorgan för ekonomi, handel och produktion. Ett undantag var UNEP, vars explicita uppdrag var att verka för miljöhänsyn i de operativa FN-organen och i övrigt koordinera miljöfrågornas hantering

inom FN-systemet. De nationella miljöadministrationernas svaga positioner hemmavid bidrog dock till att se till att UNEP varken fick tillräckliga resurser eller makt för att effektivt kunna genomföra sitt oerhörda mandat.

En genomgång av den nationella representationen vid många internationella konventionsstyrelser ger också vid handen att även för miljön mycket viktiga konventionsområden bevakas av representanter för departement och myndigheter i periferin av central nationell ekonomisk och politisk maktutövning.

När vi betraktar de internationella miljöinstitutionernas relativa maktlöshet när det gäller att angripa och bemästra globala, regionala och subregionala problem ser vi i första hand en återspeglning av de nationella miljöadministrationernas relativa brist på inflytande över ekonomi, handel och näringsliv i de egna länderna.

Brundtlandkommissionens kanske viktigaste observation avseende behov av institutionell reform för att gardera en långsiktigt hållbar, ekonomisk och social utveckling är att det politiska ansvaret för den mänskliga miljön måste flyttas över till dem som besitter den politiska och ekonomiska makten att förstöra eller icke förstöra vår miljö. Så är ännu sällan fallet i de nationella och multinationella institutionerna för politisk och ekonomisk maktutövning.

I en rad länder kan förvisso noteras politiska och legala förändringar mot en sådan ordning. Sverige är ett exempel där en rörelse i denna riktning pågår. Den process som igångsatts såväl för nationell som internationell uppföljning av Brundtlandkommissionens rekommendationer kan hjälpa till att påskynda den nationella institutionella omstrukturering som torde vara en nödvändig förutsättning för att konstruktivt hantera de nationella såväl som de internationella miljöproblemen. Dock tror jag att vi måste vara klara över att den institutionella förändring som här avses är av djupgående karaktär. Den kan allvarligt störa hävdvunna och för ekonomisk och social expansion fungerande samhälleliga och politiska system. I sista hand är det en fråga om hur politisk och ekonomisk makt skapas i våra samhällen.

I avsaknad av en överstatlig ledning av världens öden kan nödvändig förändring och förstärkning av de internationella institutionerna för miljöskydd endast ske i takt med förändring och förstärkning av de nationella institutionerna för sådana ändamål. Och sådan förändring måste framför allt ske i de mäktiga staterna i de olika internationella samfunden. Den dag miljöhänsynen ges hög prioritet och därmed företrädare för miljöskydd och naturresursförvaltning får verklig makt i regeringarna i stater som USA, Sovjetunionen, Indien, Kina, Japan, Brasilien och i överstatliga organisationer som EG, finns förutsättningar för att de globala miljöproblemen effektivare än hittills kan tacklas i mellanstatligt styrda internationella organisationer.

Sådana organisationer och institutioner kommer då att omorganiseras på sätt som svarar mot dessa "stormakters" önskemål. Detta kommer inte nödvändigtvis att uppfattas som en framgång av i miljöfrågor progressiva småstater, som Sverige, som inom ramen för nu existerande internationella miljöorganisationer har kunnat spela en relativt större roll än deras specifika vikt i det internationella maktspelet ger vid handen.

Jag har tidigare i denna uppsats hänvisat till behov av bättre internationell samordning och mindre revirhävning mellan de internationella institutioner som redan finns och de nya som kommer att tillskapas för att söka bemästra de nationellt gränsöverskridande miljöproblemen. Detta blir blott en from önskan om inte samma process kan föregripas och genomföras på nationell nivå.

"Co-ordination like charity must begin at home!"

Sådan miljöpolitisk samordning är mycket svår att klara av även i överblickbara och någorlunda välfungerande nationella samhällssystem som det svenska. Jag ställer som en öppen fråga till läsaren om sådan samordning över huvud taget är möjlig i ett globalt eller regionalt miljösamarbete.

Försiktig optimism – trots allt

Själv är jag benägen att se med viss försiktig optimism på framtiden. Flertalet institutioner och andra aktörer på de nationella och internationella scenerna, där spelet om vår framtida miljö avhandlas och kanske avgörs, tenderar visserligen ännu att föredra kortsiktiga beslut för att vinna nästa val eller att maximera insatser inför nästa bolagsstämma. Ökande insikt om miljöproblemens omfattning och hot mot vår överlevnad torde likväl ge vidgat mandat för sådana politiska och ekonomiska krafter som, med Brundtlandkommissionens ord, verkar för att göra ekonomisk och social utveckling bärkraftig och uthållig.

Den institutionella basen är visserligen ännu mycket bräcklig för det långtgående internationella samarbete som måste etableras. Det är emellertid värt att notera att det nätverk som byggts upp under 70- och 80-talen har kommit till i ett klimat där motsättningar, ja ren fiendskap, mellan öst och väst, nord och syd har varit det dominerande draget i världspolitik. I själva verket är det internationella miljöarbetet och därtill skapade institutioner helt utan jämförelse det hittills mest framgångsrika i nationernas försök att etablera någon form av fungerande mellanstatlig ordning i den internationella anarkin.

FNs säkerhetsråd har hittills visat få prov på att kunna förhindra att konflikter mellan enskilda FN-medlemsstater utvecklas till krig. Inför hot om ozonlageruttunnning, snabb klimatuppvärmning, havsförstöring och markförsurning är nationerna i samma båt, vare sig de är stora eller små, starka eller svaga. En ökad och spridd insikt om detta faktum är ett kraftigt incitament till internationellt samarbete för att möta och försöka undanröja dessa hot.

Det är till och med tänkbart att just miljöfrågorna kan bli instrument för en på alla områden nödvändig vitalisering av FN och en förstärkning av världssamfundets institutioners makt.

I en sådan process kommer mycket av den hittills skapade institutionella ramen för det internationella miljöarbetet att behöva modifieras, vidgas och förstärkas. Men utsikterna för

Lars Björkbom

att så kan komma att ske är, enligt min mening, relativt ljusa. Det är dock i och för sig inte svårt att skissera alternativa, betydligt mer pessimistiska och kanske mer realistiska scenarier för framtiden.

¹ Senaste sammanställning maj 1989.

Miljön och den ekonomiska tillväxten

God teori, dvs. klart ställda frågor, för sitt ändamål lämpade analytiska begrepp samt tankereda, är en nödvändig förutsättning för en realistisk bild av möjligheterna att i längden föra en framgångsrik miljöpolitik. En tillräcklig sådan är den naturligtvis dock inte, bl.a. därför att det på alltför många hithörande områden saknas tillfredsställande kunskaper om fakta och betydelsefulla samband. Ibland går det inte ens att sätta upp någorlunda preciserade mål. I åtskilliga sammanhang är det även i andra fall svårt att veta vilka medel som kan vara ändamålsenliga utan att ha oönskade biverkningar.

Kunskapsluckorna är till en del ursäktliga. På många områden finns nämligen även för vetenskapen en av osäkerheter präglad gråzon med hypoteser, som ena dagen ser ut att kunna verifieras, andra dagen tycks falsifierade. På några områden är ovissheten total eller nästintill total, detta särskilt när man försöker skilja kortsiktiga samband från långsiktiga sådana. Utöver teori behövs alltså i dessa fall mycket grundforskning och omfattande utredningsverksamhet. Det brådskar, ty även om härvidlag nu görs mer än förut, har dyrbar tid gått förlorad.

Till en annan del är kunskapsluckorna inte ursäktliga utan en följd av underlåtenhetssynder. Mycket borde ha kunnat observeras och annat har visserligen observerats men det har inte satts in mycket sökarljus på orsakerna.

Det förhållandet att det således är mycket som vi borde veta mer om betyder ingalunda att det saknas möjligheter till en

redan i dag mer aktiv och framgångsrik miljöpolitik än den som hittills blivit förd. Ett centralt problemkomplex, som då aktualiseras, gäller relationerna mellan ekonomisk tillväxt och miljö.

Ekonomisk tillväxt betyder ökning av kapaciteten att tillverka varor och att tillhandahålla sådant som brukar innefattas i begreppet "tjänster". Så länge denna kapacitet är i stort sett fullt utnyttjad, betyder en sådan ökning detsamma som en ökning av "nationalprodukten". Närmare bestämt täcker man med detta begrepp dels produktionen av varor och tjänster i näringslivet, dels den statliga och kommunala tjänsteproduktionen. Varken ekonomisk tillväxt eller ökning av nationalprodukten per capita kan enligt dessa allmänt vedertagna definitioner, som styr insamlingen av statistiska uppgifter, ensamma säga någonting om "levnadsstandarden", än mindre vara ett täckande mått på "välfärden". Med dessa båda sistnämnda begrepp måste man, utöver materiella nyttigheter samt privata och offentliga tjänster, avse mycket annat som människor värdesätter, bl.a. sådant som de innefattar i begreppet miljö. I annat fall tvingas man, för att nämna ett något drastiskt exempel, på logiska grunder att acceptera ett uttalande att levnadsstandarden och välfärden blivit mycket bättre än i dag så snart nationalprodukten per capita stigit kraftigt. Alltså även om miljön samtidigt överlag blivit katastrofalt hälsovådlig.

Ett historiskt perspektiv

Mot den här bakgrunden är det skäl att börja med att erinra om i allt väsentligt obestridda förlopp i det förflutna för att först därefter gå in på sådant där det finns utrymme, ibland ett betydande sådant, för olika tolkningar, åsikter och slutsatser. Dessa historiska fakta är det många som inte tänker på eller inser innebörden av när ekonomisk tillväxt och miljö diskuteras. Jag håller mig till förhållandena i ett industriland som Sverige och i huvudsak till den yttre, fysiska miljön. Det finns tillräckligt mycket att säga härom för att motivera att de globala aspekterna och de särskilt komplicerade problemen i u-länderna samt våra egna arbetsmiljöfrågor i stort sett lämnas utanför.

I den ekonomiska tillväxt som började bli snabb för ungefär 150 år sedan var omvandlingen, dvs. tillkomsten av mycket nytt genom företagaverksamhet, teknik och naturvetenskap och därmed avvecklingar av "gammalt", det mest betydelsefulla inslaget. Detta är viktigt att tänka på inte bara när man vill förstå drivkrafter och sammanhang utan också när man intresserar sig för tillväxtens inverkan på miljön. Ser man förloppet i första hand som en ökning av produktionskapacitet och råvaruförbrukning, missar man åtskilligt av det mest intressanta och betydelsefulla.

Förloppets inverkan på miljön var redan från början omfattande. Längre dominerade inslag som var gynnsamma för miljön. Ibland var detta någonting som man medvetet eftersträvade, men i regel var det fråga om välkomna bieffekter av sådant som samtidigt höjde den materiella levnadsstandarden. Det var alltså inte i första hand så att en del av de ökade resurser som tillväxten skapade blev använda till att begränsa takten i miljöskadorna och till miljöförbättringar. Intressantare och viktigare är att en myckenhet ny teknik och en mängd nya produkter medförde en begränsning av sedan länge betydande, ibland elakartade, miljöskador. Ofta blev det miljöförbättringar redan genom att tidigare verksamheter med miljöskadlig teknik blev avvecklade av företagsekonomiska skäl. Det skulle inte vara svårt, men alltför utrymmeskrävande, att räkna upp exempel på de många inslag i omvandlingen som innebar miljöförbättring. Var och en som tänker efter och frigör sig från eventuella förutfattade föreställningar om att all ekonomisk tillväxt är en medalj med en ofrånkomlig frånsida kan med elementära kunskaper i ekonomisk historia själv hitta åtskilliga sådana. Låt mig hjälpa på traven med två lärrika exempel.

I tätorterna bidrog elektrifieringen, som spelade stor roll för den ekonomiska tillväxten, samtidigt till att göra såväl boendemiljön som den yttre miljön bättre. Kol- och vattenkraftverken blev till en början ett mindre, och dessutom lokalt begränsat, ont. På landsbygden var utbredningen av det slags "öppna landskap" som efter hand allmänt uppfattats som en miljöförbättring en följd av krafter som medförde ekonomisk tillväxt.

Ett nedslitet och lågproduktivt jordbruk följdes av ett ekologiskt bättre balanserat och mer produktivt sådant. Det var först långt senare, närmare bestämt i våra dagar, som den ekonomiska tillväxten på detta område började försämra landsbygds miljön och få ekologiskt äventyrliga följder.

Samtidigt som många inslag i den ekonomiska tillväxten således förbättrade miljön, fanns det redan från början skadliga sådana. Dessa sammanhänge främst med produktionen i många nya eller utvidgade fabriker och var till en början i huvudsak lokala. Om man ser det hela i stort, vägde de emellertid länge förhållandevis lätt. Med tanke på den låga materiella standarden blev de dessutom i stort sett accepterade som ett pris värt att betala, särskilt som kunskaperna om somliga miljöskadors långsiktiga följder var ringa.

Tack vare att den ekonomiska tillväxtens innebörd var en omvandlingsprocess blev människors levnadsvillkor mycket bättre på ganska kort tid, inte endast materiellt utan även immateriellt.

Ännu större aktuellt intresse än insikten att den ekonomiska tillväxtens nettoeffekt länge var miljöförbättrande har dock en annan observation. När tillväxten fortsatte, blev det så småningom fler och mer omfattande, dvs. inte endast lokala, skador på miljön. Till en början parallellt med många alltså gynnsamma verkningar. Med tiden blev skadorna mer utbredda och framträdande för att under senare årtionden bli dominerande på vissa områden. Av många började de då ses som ett alltför högt pris för en fortsatt höjning av den materiella standarden, i varje fall i samma takt som dittills. Denna har, menar man, nu blivit så hög att miljövärdena bör ges förhållandevis större vikt än tidigare. Detta så mycket hellre som vissa skador enligt senare tids upptäckter eller farhågor fått en karaktär som inte endast upplevs som särskilt mycket miljöstörande, ibland livshotande, utan även kan befaras försämra de framtida förutsättningarna för den materiella standarden.

Det som vi kan kalla det första historiska förloppet och det som sedan började hända har naturligtvis redan som sådant sitt rent historiska intresse. Men framför allt väcker det frågan

huruvida, och i så fall i vilken utsträckning, den nämnda tyngdpunktsförskjutningen i miljöpåverkan hängde samman med någonting anmärkningsvärt nytt i tillväxtens innehåll och innebörd. Var det i så fall fråga om något som man måste förstå för att få ett realistiskt grepp om dagens problem och miljöpolitikens alternativ? Kanske berodde den på någonting som då var mer eller mindre oundvikligt och eventuellt fortfarande är det? I så fall måste vi naturligtvis fråga oss huruvida vi fortsättningsvis bör eftersträva tillväxt. Om det inte var så, gäller det i stället att försöka tillse att en framtida tillväxt inte får de många skadliga miljöeffekter som nu länge varit omfattande.

Teorins uppgift

En första förutsättning för ett genomtänkt ställningstagande inför framtidsperspektiven är naturligtvis att man har en riktig bild av de avgörande orsakerna bakom förskjutningen av tyngdpunkten i tillväxtens miljöpåverkan. Så länge man håller sig till sammanhangen från tidpunkterna för beslut inom företag och kommuner samt av folk i allmänhet fram till miljöpåverkan, kan man med hjälp av verklighetsförankrad teori komma ett långt stycke på väg utan att hamna i några stora svårigheter. När det gäller beslut – eller uteblivna sådana – på det politiska planet, uppkommer däremot stora sådana, när man vill förklara varför de fattats respektive inte fattats. Det finns alltså tillförlitlig teori beträffande viktiga orsakssamband, men vi har inte mycket säker kunskap om vad som väglett politikern och andras ställningstaganden och så länge inneburit betydande passivitet på det miljöpolitiska området.

I det följande skall jag begränsa mig till att så kortfattat som möjligt redogöra för den teori som behövs för att underlätta förståelsen av förhållandet mellan ekonomisk tillväxt och miljö. Förutom i bredd skiljer sig denna redogörelse från den som finns i Lars Bergmans uppsats i huvudsak såtillvida som jag knyter mer uttryckligt an till frågor kring den ekonomiska *tillväxten*.

Kostnader i form av förbrukning av råvaror och energi samt

de arbetskraftskostnader som är förenade med produktionen blir normalt täckta av producenterna och återspeglade i produkternas priser. Detta är däremot inte fallet med de kostnader som uppoffringar av miljövärden innebär. De företagsekonomiska, inklusive många kommunalekonomiska, kostnadsberäkningarna brukar sluta vid skorstenarna, avloppstrummorna och andra utsläppsställen. Detta betyder att de kostnader som består av skador på värdesatt miljö inte kommer med i bilden. Följderna härav kan lätt sammanfattas:

1. Eftersom miljöskadande teknik i regel är billigare för producenterna än mindre skadlig eller inte alls miljöskadande sådan, i varje fall enligt vanliga företagsekonomiska till någorlunda överblickbar tid begränsade kalkyler, brukar den bli vald. Till undantagen hör vissa av de fall där man vill, och kan, förlänga blickfälten utan att hamna i det alldeles ovissa. Vidare sådana där hänsyn till opinionen anses väga mycket tungt – och man råkar ha god råd att välja det dyrare alternativet.
2. Produktionens avfallsprodukter blir sällan omhändertagna på det mest miljövänliga sättet.
3. Intresset för att satsa pengar på försök att utveckla ny, miljövänligare teknik för produktion och avfallshantering blir inte så stort.

Undantagen har i båda de sistnämnda fallen samma förklaringar som i det förstnämnda. De blir förhållandevis sällsynta om kostnaderna, t.ex. för arbetskraften, utsätts för ett starkt tryck uppåt, något som kan ses som ett uttryck för strävanden att öka den materiella delen av levnadsstandarden. Om lönsamheten då pressas hårt, blir det en koncentration till den i förhållande till sin effektivitet billigaste men alltså ofta miljöskadande tekniken. Detta är ett exempel på hur strävanden efter höjd materiell standard redan som sådana, även när målen inte nås, kan minska sannolikheten av att miljövänlig teknik blir använd.

4. Eftersom många produkters priser inte återspeglar samtliga framställningskostnader och kostnader för avfallsproduktens hantering, blir efterfrågan på, och därmed produktionen av, sådant som direkt och indirekt är miljöskadligt förhållandevis stor.

Den ekonomiska tillväxten får alltså av alla dessa skäl inslag av miljöskador som följd av vad som händer i *produktionen*.

Vad som gäller produktionen och hanteringen av dess avfall gäller i många fall även *användningen* av produkterna. På många områden medför den miljöskador. Biltrafiken är det mest belysande exemplet. Men detta slags kostnader konfronteras användarna inte med. I varje fall inte i proportion till deras varierande storlek. I regel får inte heller hanteringen av den olika mängd miljöskadande skrot och sopor som *förbrukningen* av produkterna i fråga lämnar efter sig något uttryck i motsvarande kostnadsolikheter för användarna. Även detta medför inslag av miljöskador i den ekonomiska tillväxten.

Denna grundläggande teori ger den omedelbara förklaringen till det som i fråga om miljöpåverkan efter hand började sätta sin prägel på den ekonomiska tillväxten. Härav följer en bestämd slutsats. Antag att kostnads kalkylerna hade varit fullständigare. Då skulle den ekonomiska tillväxt i vilken med åren kommit att ingå ojämförligt många fler produktionsmetoder och produkter än tidigare inte ha medfört samma förskjutning som nu av tyngdpunkten mot miljöskadande produktionsmetoder och produkter. Detta är vad teorin säger oss.

Två omständigheter talar alltså emot sannolikheten av att fortsatt ekonomisk tillväxt måste vara förenad med oacceptabla miljöskador. För det första: Den tidigaste, snabba tillväxten hade som sagt inte denna följd. För det andra: Det som sedan hände hade samband med undantag från det funktionssätt som karakteriserar marknadshushållningen i andra sammanhang. Dessa undantag kan inte gärna på förhand förmodas vara omöjliga att komma bättre till rätta med än hittills.

Miljöpolitik i teori och praktik

De konstateranden som det historiska perspektivet möjliggjort utesluter naturligtvis inte risken för att det skall bli så ohjälpliga miljökador framöver att man har anledning överväga att avstå från en ekonomisk tillväxt som åtminstone länge än skulle kunna förbättra de materiella inslagen i levnadsstandarden. Frågan hur det härvidlag förhåller sig kan preciseras på följande sätt: Kan stegen från ett klarläggande av de möjligheter som *teorin* anvisar till ändamålsenlig miljöpolitik i *praktiken* tänkas, och väntas, bli tagna? Blir dessa anvisningar säkert följda mer än hittills, när kunskaperna om många faktiska förhållanden blivit bättre än tidigare? Om så visar sig vara fallet, vågar vi räkna med att de medel som då väljs i praktiken verkligen får avsedd framgång utan alltför stora, oönskade biverkningar? Åt dessa frågor skall jag ägna huvuddelen av min fortsatta framställning. Trots att våra kunskaper om väsentliga fakta alltjämt är besvärande otillräckliga på många områden, behöver svaren dessbättre inte bli tämligen intetsägande.

Innan svaren söks är det skäl att fästa uppmärksamheten på ett par inte ovanliga, ologiska eller verklighetsfrämmande problemformuleringar. Utan dessa tillrättalägganden leds tankarna lätt fel och man bäddar för förhastade miljöpolitiska slutsatser, bl.a. för val av mindre effektiva medel än som i verkligheten kan stå till förfogande.

Eftersom miljövärden är ett inslag i levnadsstandarden, i detta begrepps enda hållbara mening, duger det inte att säga att ekonomiska argument, med den tyngd som sådana brukar ges, måste vägas mot miljöpolitiska mål. Ekonomi handlar nämligen inte bara om de materiella och andra av begreppet nationalprodukt täckta inslagen i levnadsstandarden, utan om hushållning med knappa resurser över huvud taget, alltså också om hushållning med miljövärden. Det är därför inte heller logiskt att åberopa ekonomiska argument för ett upprätthållande av industrins ”internationella konkurrenskraft”.

Om man i det aktuella sammanhanget vill ge uttryck åt en prioritering av de materiella och andra värden som kan vinnas

med hjälp av de utlandsvalutor som industrin intjänar, dvs. huvudsakligen genom import, bör detta sägas rent ut. Om man, när man betonar vikten av att upprätthålla konkurrenskraften, menar någonting annat än detta, bör också det tydligt framgå. Att t.ex. på kort tid betydligt höja de miljöpolitiska ambitionerna kan medföra särskilda komplikationer för sysselsättningspolitiken, i synnerhet regionalt. Kanske kan det även på andra vägar bli oönskade verkningar på inkomst- och förmögenhetsfördelningen? I båda fallen bör man då i klartext peka på detta slags målkonflikter, i stället för att få det att låta som om ett upprätthållande av den internationella konkurrenskraften är ett argument med särskild, just ekonomisk, tyngd i förhållande till argument för en bättre miljö. Något sådant argument är det alltså inte.

I anslutning till att man aktualiserar de här exemplifierade, möjliga komplikationerna, kan man lämpligen också uppmärksamma frågan i vilken utsträckning målkonflikterna i fråga kan förmodas föreligga även på något längre sikt. Efter någon tid blir de kanske mindre framträdande och mindre svårhanterliga än på kort sikt? I så fall kan detta vara ett argument för tidsbegränsade subventioner så att miljöpolitiska mål inte behöver överges därför att det kan dröja innan man lyckas något så när lösa de andra ekonomisk-politiska problemen. Frågan är värd att ställas, men man bör då också göra klart för sig att sannolikheten för att målkonflikterna blir långvariga inte är oberoende av vilka miljöpolitiska medel man väljer. Att år efter år ha förhållandevis låg miljöpolitisk ambitionsnivå med hänvisning till att det skulle komma i varaktig konflikt med de andra här exemplifierade målen kan inte vara rationellt.

En på sina håll inte alldeles ovanlig föreställning är att betydande miljöpolitiska mål skulle kunna nås med hjälp av en minskning av företagsvinsterna, i varje fall av de s.k. övervinster man ibland talar om. Visst kan punktvis, och för en tid, miljöförbättringar uppnås med hjälp av ianspråktaga företagsvinster. Vidare kan somliga företag, som skadar miljön på ett oacceptabelt sätt, slås ut tidigare än annars. Men även den

enklaste eftertanke med ledning av lätt tillgänglig information gör det alldeles klart att den stora allmänheten inte kan få några nämnvärda och bestående miljöförbättringar gratis med hjälp av överlag minskade företagsvinster.

Hur mycket det kommer att kosta i form av uppoffring av annars möjliga materiella inslag i den ekonomiska tillväxten att någorlunda snabbt komma till rätta med de oacceptabla miljöskadorna går det inte att ha någon bestämd uppfattning om. Inte ens en helt klar bestämning av de väsentliga miljöpolitiska målen, något som i brist på tillfredsställande kunskaper om fakta ibland kan vara svårt nog, är till mycket hjälp. Vilka kostnaderna i längden skulle bli är ännu svårare att beräkna. Säkert är endast att även här kan valet av miljöpolitiska medel bli betydelsefullt. Vissa sådana medel gör sannolikt kostnaderna onödigt höga, medan andra kan göra dem lägre än de just nu ser ut att behöva bli.

Med de här påpekandena, som syftat till att avslöja skenbart ekonomiska argument och att förebygga vissa missförstånd, har vägen beretts för en bedömning av ett antal miljöpolitiska alternativ, inte bara i teorin utan också i praktiken.

Till att börja med: Hur är det med argumentet att snabb ekonomisk tillväxt skapar resurser för miljöförbättrande åtgärder, som inte skulle finnas lika tillgängliga vid låg tillväxt eller stagnation? Bör i en miljöpolitik ingå en målmedveten stimulans av den ekonomiska tillväxten? Svaret är att inte ens tillsammans med omfattande miljöförbättrande resursanvändning vore detta någonting att sätta sin lit till. Om så pass lite annat miljöpolitiskt görs som varit fallet i synnerhet fram till för några årtionden sedan, men även i det fall att så pass mycket, eller mer, görs i fortsättningen som sedan dess, skulle man få ett Sisyfosarbete. Den ökade resurstillgången skulle sant nog kunna tänkas leda till bättre miljö på än det ena än det andra området. Men man skulle inte få en miljöförbättrande nettoeffekt, förmodligen inte ens en betydande broms på miljöförsämringen, så länge man inte bättre än hittills kommit till rätta med de ofullständiga kostnadskalkyler som teorin fäster uppmärksamheten på.

Om man, å andra sidan, i stället för att lita till den ekonomiska tillväxtens resursökning, tvärtom hävdar att det enda någorlunda tillförlitliga miljöpolitiska medlet är en långsam tillväxt, ja kanske ett tillväxtstopp, står man också på lös grund. Ett sådant val skulle innebära att man missar många chanser att, såsom fallet var under de första bortemot hundra åren av ekonomisk tillväxt tack vare en fortlöpande omvandling av produktionsteknik och produktionsstruktur, uppnå många miljöförbättringar så att säga på köpet. Försök att i en stagnerande ekonomi åstadkomma en liknande omvandlingsprocess, som skulle resultera i miljövänligare produktion och produkter än nu, skulle med största sannolikhet få ringa framgång. De skulle bl.a. möta ett politiskt särskilt svårhanterligt motstånd från alla dem som i detta fall skulle få de materiella inslagen i sin standard försämrade, alltså inte endast långsammare ökade än annars. Vidare skulle de skapa mer svårbemästrade konflikter med sådana mål för den ekonomiska politiken som full systerställning, balanserad utrikeshandel och, inte minst, med dem som avser inkomst- och förmögenhetsfördelningen.

Beslut att avstå från ekonomisk tillväxt i tanken att därmed svåra miljöproblem skulle lösas tämligen automatiskt och nya sådana i betydande utsträckning förebyggas, kan därför vara en nödfallsutväg bara om teorins miljöpolitiska anvisningar trots ambitiösa försök visat sig vara omöjliga att tillämpa i praktiken eller avslöjats som ohjälpligt verkningslösa. Frågan är om detta verkligen kan befaras bli den erfarenhet vi har att emotse. Ingenting talar för att svaret bör vara så nedslående. Tvärtom finns det skäl att tro att även de praktiska användningsmöjligheterna är stora, låt vara att man inte alltid kan vänta sig snabba resultat. På denna punkt kan jag hänvisa till Lars Bergmans uppsats och därför inskränka mig till ett par korta kommentarer och egna slutsatser. Erkännas skall att dessa på några punkter mer återspeglar min övertygelse än redovisar vad som är obestridligt.

Av de miljöpolitiska medel som skulle kunna tänkas har i huvudsak endast det slag prövats i nämnvärd skala som ur teoretisk synvinkel framstår som det näst bästa, nämligen *di-*

rekta regleringar. Därmed menas framför allt koncessioner, där det anges hur stora utsläpp av miljöskadande slag som från fall till fall kan accepteras. Upp till den gränsen är de tillåtna. Vid överträdelser kan straffrättsligt ansvar bli aktuellt. Det kan också vara fråga om frivilliga, ibland dock i realiteten påtvingade, överenskommelser som resultat av kontakter mellan företag och myndigheter. Denna direkta regleringsmetod har sedan några årtionden lett till betydande resultat och kan väntas göra så även framöver. Obestriddigt är emellertid att många miljöskadeproblem har förblivit olösta och ibland förvärrats samtidigt som nya uppkommit eller upptäckts.

Frågan är därför om denna teoretiskt sett nästbästa metod inte med fördel skulle kunna kombineras med, kanske rent av ersättas av, den som den grundläggande teorin anvisar som den bästa, nämligen *indirekta regleringar* med hjälp av s.k. utsläppsavgifter eller därmed besläktade medel. Man kan här tala om *ekonomiska styrmedel*. När "räkningar", som motsvarar skadorna på värdesatta miljöförhållanden, får sin inverkan på producenter och produktanvändare, talar allt i teorin för att det inte saknas möjligheter att förena fortsatt ekonomisk tillväxt med hejdad miljöförsämring, snart nog även att åstadkomma miljöförbättring. Hur stora möjligheterna är, är naturligtvis dock en fråga som inte med säkerhet kan besvaras på förhand. Därtill är kunskapsluckorna på åtskilliga områden fortfarande alltför betydande.

Den för dagen viktigaste frågan, på vilken svar snart nog skulle kunna fås, är hur det från fall till fall ställer sig när teorins anvisningar skall tillämpas i praktisk politik. Hur skall de rätta räkningarna kunna ställas ut grundade på tillräckligt goda informationer? Hur skall de kunna nå rätt adressater? Vidare, hur skulle statsmakterna, som i vart fall till en början får in mycket pengar, reagera? Ett annat ekonomiskt styrmedel kan vara ett system med köp- och säljbara s.k. utsläppsrättigheter. Ett tredje subventioner och andra former av producentstöd, som kan underlätta användning av redan tillgänglig, miljövänlig teknik och även stimulera till framtagning av ny sådan. Kombinationer av dessa tre medel kan också tänkas.

De två teoretiskt väl underbyggda styrmedlen, utsläppsavgifter samt köp- och säljbara utsläppsrättigheter, har i två betydelsefulla avseenden klara fördelar framför direkta regleringar. Deras miljöförbättring kan redan vid i dag tillgängliga tekniska alternativ uppnås till lägre kapital- och arbetskraftskostnader än vad fallet vanligen är med direkta regleringar. Kanske blir de omedelbara gynnsamma miljöeffekterna i vissa fall visserligen mindre än de som kan tänkas uppnåddas med denna senare metod, men i gengäld vinner de ekonomiska styrmedlen klart i längden. Detta beror framför allt på att de ger mer stimulans till utveckling av ny, miljövänligare teknik. Denna nya teknik kan på inte så få områden mycket väl leda till att man undgår, eller väsentligt nedbringa, miljökador till lägre kostnader i form av uppoffring av annars möjlig materiell standard än vad som behöver betalas i dag.

De områden där de nämnda ekonomiska styrmedlen redan nu skulle kunna användas är inte vare sig få eller små. Där borde de omgående prövas. På andra områden är det långt ifrån säkert, i vissa fall osannolikt eller till och med uteslutet, att de låter sig användas i praktiken. Ett hinder kan ligga redan däri att man måste veta ungefär vart man vill komma. Det villkoret kan uppfyllas i de flesta fall men tydligt nog inte i alla. Hindret i fråga möter även de direkta regleringarna. På vissa områden saknas tillräckliga tekniska och organisatoriska förutsättningar att utföra och registrera de mätningar av från miljösynpunkt beaktansvärda och någorlunda preciserbara utsläpp som skulle behövas. I dessa fall har direkta regleringar en fördel. På en del av dessa områden behöver dock inte möjligheterna i fråga vara uteslutna för överskådlig framtid utan bara vid dagens kunskaper och mätteknik. Med tanke härpå låter det sig sägas, om man vill vara snäll, att felet hittills inte i första hand legat i att de teoretiskt bäst underbyggda styrmedlen kommit till så ringa användning. I varje fall ligger det i hög grad även i att man inte ägnat mer intresse åt att försöka sätta sig in i deras aktuella och, framför allt, potentiella möjligheter. I stället för att utan närmare eftertanke utgå ifrån att de direkta regleringarna alltid är mer ändamålsenliga eller i vart fall de enda praktiskt möjliga.

Vid sidan av de två närbesläktade styrmedlen, utsläppsavgifter samt köp- och säljbara utsläppsrättigheter, bör även ett annat sådant nämnas, nämligen ekonomiska bidrag av olika slag. Det kan komma i fråga inte bara för att klara temporära målkonflikter av ovan berört slag, utan också för att mer direkt underlätta ett uppnående av miljöpolitiska mål. Naturligtvis kan "morötter" av detta slag tänkas stimulera till, och göra det företagsekonomiskt lättare, att vidta miljöförbättrande åtgärder. Varken teori eller hittillsvarande erfarenheter gör det dock troligt att mycket skulle vara att vinna med detta styrmedel, i varje fall inte jämfört med de båda andra. Från teoretisk synpunkt har det inte alls samma förtjänster som de medel som bygger på att alla kostnader skall täckas av producenterna själva och därmed förr eller senare av dem som köper och använder deras produkter. Det är alltså viktigt att skilja mellan bidrag som avser att klara temporära målkonflikter och därigenom i vissa situationer underlätta miljöpolitiska åtgärder och sådana som mer direkt och långsiktigt syftar till att förbättra miljön. De förra kan, under vissa förutsättningar, ha mer som talar för sig än de senare.

Ett framtidsperspektiv?

Några funderingar föranledda av vad som så smått börjat hända på senare år kan måhända försvara sin plats som avslutning och tankeväckare.

Har folk nu börjat ta mycket sådant som har med miljön att göra i egna händer? Främst genom att hellre vilja ha produkter vilkas produktion och/eller användning är miljövänlig även om de är dyrare än likvärdiga eller rent av funktionellt bättre men miljöskadliga sådana? Detta vore onekligen något snopet, men rimligtvis inte för den skull ovälkommet, för politiker och andra som efter hand fått de miljöpolitiska ambitionerna men inte fått så värst mycket utträttat i förhållande till miljöproblemets omfattning och allvar. En smula genant skulle en sådan här, på allmänhetens initiativ baserad efterfrågeinriktning, också vara för de ekonomer som enligt förhärskande teori ser inte bara

konsumenter utan också företag som ”reagenter” på pris- och kostnadssignaler, inte som aktiva aktörer med egna initiativ, baserade på nya kunskaper och synsätt. Bland företagsledning- ar skulle det föranleda reaktioner till fördel för miljön som man förut inte sett mycket av. Redan nu kan man observera hur rätt många börjat använda en varas miljövänlighet som ett argu- ment i reklam och marknadsföring. Framgång härvidlag, som inte visar sig vara tillfällig, kommer på rent affärsmässiga grun- der att stimulera till ansträngningar av annorlunda slag och styrka än hittills att utveckla produktionsteknik och produkter som svarar mot allmänhetens nya, och åtminstone ibland i handling omsatta, värderingar.

Naturligtvis kan man inte gärna ännu ha någon välgrundad uppfattning om vad det här, för de flesta nog ganska över- raskande nya inslaget i utvecklingen, dvs. den stora allmän- hetens egen ”miljöpolitik”, skulle kunna leda till. En svala, eller ens ett par sådana, gör ju inte någon sommar. Mycket kommer att bero på vilket slags informationer som reaktioner- na i fråga nu bygger på och i fortsättningen kommer att bygga på. Desinformation, oavsiktlig mestadels men ibland kanske avsiktlig, kan tänkas snedvrída somliga förlopp. Men korrekt, eller åtminstone väsentligen korrekt, information kan väntas påskynda en utveckling av det nu aktualiserade slaget. Den kombination av ekonomisk tillväxt och miljöförbättring som i stort sett, i varje fall i Sverige, utmärkte industrialiseringens första skede skulle kanske från och med nu börja få en mot- svarighet – efter ett långt mellanspel med miljöförsämrande tillväxt.

Att det skulle kunna bli ett förlopp som onödiggör en höjd ambitionsnivå i statsmakternas miljöpolitik vore dock optimis- tiskt i överkant och högst riskabelt. Dels vore det äventyrligt att räkna med att det kan bli en ”folkrörelse” av det ifrågavarande slaget på tillräckligt bred front, dels kan ju inte alla produktion- och produktområden nås. I varje fall direkt kan bara konsumentprodukter beröras, inte producentkapitalvaror. Den sammanfattande slutsatsen bör därför bli: Vad som kan väntas ge bra resultat är en kombination av allmänhetens här nämnda

”styrmedel”, betydligt vidgad användning av utsläppsavgifter och köp- och säljbara utsläppsrättigheter och, i de fall där dessa styrmedel inte med nämnvärd utsikt till framgång kan användas, direkta regleringar av det hittills vanliga slaget. Kanske kan de ”uppifrån” hanterade medlen med allt vad de kräver dels i fråga om beslut inom ramen för det politiska spelet med dess intressekonflikter och ofta kortsiktiga mål, dels av en administrativ apparat i praktiken inte ensamma bli tillräckligt framgångsrika. Kanske måste de få ett komplement och stöd ”underifrån” i form av konsumentstyrda marknadskrafter.

Miljöfrågorna ur en svensk företagsledares synvinkel

Miljöproblemet är i dag ett frågekomplex av högsta dignitet i vårt land. Det finns dock skäl att erinra om att miljöfrågorna befunnit sig i blickpunkten endast under en relativt kort period.

Den första väckarklockan blev för många Rachel Carsons bok *Tyst vår* från 1962. Men ännu dröjde det ett antal år, innan miljön hamnade i debattens fokus. Med detta tidsperspektiv står det klart, att inte så få av de miljöproblem vi i dag har att hantera åtminstone delvis är resultat av försyndelser begångna långt innan miljömedvetande och miljökunskaper börjat utvecklas på bred front.

Ännu i dag är våra kunskaper begränsade. Vi har svårt att gradera olika miljöproblem med avseende på farlighet. Problemen är komplexa och våra kunskaper om orsakssamband är ofta bristfälliga. Det är därför nödvändigt att vi ökar våra ansträngningar att skaffa oss fördjupade kunskaper om orsaker, verkningar och olika typer av samband.

De större kunskaperna bör vi utnyttja till att bygga upp en *helhetssyn* på miljöproblemen. På en sådan grund har vi sedan möjligheter att göra nödvändiga prioriteringar och därmed öka effektiviteten av våra miljöförbättrande åtgärder.

Det är alltså svårt att gradera miljöhoten. Icke desto mindre har jag uppfattningen att just *ett* miljöproblem snarast måste komma att betraktas som överordnat. Det gäller då den s.k. växthuseffekten orsakad av koldioxidutsläpp genom förbränning av fossila bränslen. Resultatet blir att jordens värmebalans

påverkas och att storskaliga klimatförändringar sker. En successiv global temperaturstegring leder således till dramatiskt förändrade förutsättningar för människans existens.

Kanske är det också så att om vi inte förmår nedbringa koldioxidutsläppen och därmed motverka växthuseffekten så spelar det inte så stor roll, vad vi lyckas med på andra miljöområden – då är så att säga loppet ändå kört.

Enligt min mening är det dock fullt möjligt att klara av även de verkligt svåra miljöproblemen. Jag skall i slutet av kapitlet återkomma till vad jag anser vara grundförutsättningar för ett framgångsrikt miljöarbete.

Dessförinnan vill jag emellertid behandla det som från mina utgångspunkter utgör ännu ett av de verkligt allvarliga problemen: hotet mot våra växande skogar. Skogsdöden i Europa illustrerar såväl miljöproblemets komplexitet som behovet av att tillämpa ett internationellt synsätt. Här har vi nämligen att göra med ett i bokstavlig bemärkelse gränslöst miljöhot.

Problemens art och orsaker

Europas skogar hotas i dag av en farsot. Betydande delar av skogsbeståndet på den europeiska kontinenten, i Storbritannien och i Skandinavien uppvisar skador i form av bl.a. kronutglesning, tidig lövfällning och skador på barren – för att nämna bara några av symptomen.

Dessa skador upptäcktes mot slutet av 1970-talet på enstaka platser i den europeiska kontinentens skogar. Mera systematiska undersökningar visade snart, att det vid 1980-talets början inte längre rörde sig om enstaka träd eller bestånd. Bilden av en storskalig försämring av den europeiska skogens hälsa har blivit tydligare för varje år. Skador har, i varierande omfattning, rapporterats från praktiskt taget vartenda land i Europa. Siffrorna varierar och någon fullständig bild finns inte, men minst 6 miljoner hektar skog är mer eller mindre allvarligt skadad. Området från södra Alperna i söder till södra delen av Skandinavien i norr tycks vara drabbat.

Trots att det finns många olikheter i skadebilden och osäker-

heter om orsakssambanden, finns i dag ändå en god samstämmighet i uppfattningen att luftföroreningarna är en starkt bidragande orsak till de europeiska skogsskadorna – även om väderleksförhållanden kan vara en utlösande faktor. De stora forskningsprojekt som arbetar med dessa frågor har presenterat flera sannolika orsakssamband:

- *gashypotesen* innebär att gaser av svaveldioxid och kväveoxider i luften samt deras syror, ozon och partiklar orsakar direkta skador på blad och barr; enkelt uttryckt är det trädens ”andningsorgan” som skadas.
- *försurningshypotesen* pekar på att nedfallet av sura ämnen sänker markens pH-värde, vilket leder till att giftiga metaller frigörs samt att utlakning av viktiga näringsämnen sker.
- *kvävemättnadshypotesen* bygger på tanken att en ökad deposition av kväve leder till att träden inte kan tillgodogöra sig allt kväve; resultatet blir utlakning och brist på andra näringsämnen än kväve i marken.
- *stresshypotesen* utgör summan av alla de faktorer som stressar trädet; till de ovan nämnda tillkommer då även klimatfaktorn – långvarig torka under vegetationsperioden, snabba temperaturväxlingar vintertid och perioder med kraftig blåst.

Tidigare har hotet främst bedömts komma från markens successiva försurning. I dag har hotbilden ytterligare förstärkts genom nya kunskaper om påverkan av reaktiva gaser, huvudsakligen ozon, som bildas under medverkan av kväveoxider. Från skogens synpunkt håller därmed kväveföreningarna på att ta över rollen som vår värsta luftförorening – inte för att problemen med svavelutsläppen är lösta utan för att kväveutsläppen framstår som allvarligare än man trott och utgör ett mer komplicerat problem.

Av vad vi nu vet, kan några allmänna slutsatser dras. Det är inte troligt att den döda skogen i Östeuropas bergstrakter och andra områden med biologiskt sett helt omöjliga luftföroreningsnivåer någonsin får sin motsvarighet i Sverige. Hos oss är trots allt luftföroreningsnivåerna mångfalt lägre. Vad avser

skogsbeståndet i Sverige gäller i stället den smygande lömska påverkan som vi inte kan registrera med ögonen och som kanske inte heller visar sig i skogsskadeinventeringarnas medeltal. Denna påverkan dödar inte träden men ger successivt sämre växtbetingelser och risk för lägre tillväxt. Den årliga tillväxten i svenska skogar motsvarar en två meter hög trave från Stockholm till Antarktis. Några procent sänkt tillväxt motsvarar således mycket stora avverkningsvolymmer.

Vi skall dessutom ha i minnet att de svenska skogarna lever i ett kärvare klimat än de kontinentala och att träden här är närmare gränseh för sin yttersta utbredning. Detta är mer uttalat ju längre norrut vi kommer. Det finns därmed en risk för att toleransen mot luftföroreningar är lägre i den svenska skogen än i kontinentens skogar. Vi måste noggrant följa alla indikationer på att så skulle vara fallet.

Den andra slutsatsen är att vi inom vissa geografiska områden ligger betydligt över de nivåer av främst svavelutsläpp men på sina håll också kväveutsläpp som forskarna anser vara biologiskt acceptabla på lång sikt.

Industrins svavel- och kväveutsläpp till luften

Utsläpp av svavel- och kväveoxider förekommer för vår del i huvudsak från två slags verksamheter, nämligen energiproduktion och viss industriproduktion. Båda typer förekommer inom industrin men jag skall här begränsa min framställning till i första hand de specifika s.k. processutsläppen.

Processutsläppen härrör från vissa steg i produktionsprocessen hos ett antal branscher. Mest aktuella i detta sammanhang är

- pappersmasseindustri
- kemisk industri
- järn-, stål- och metallverk
- gruvindustri.

Inom massaindustrin förekommer utsläppen som svaveldioxid,

svavelväte och andra svavelföreningar från bl.a. kokeri, soda-panna och mesaugn. Här vidtas fortlöpande åtgärder för att minska utsläppen genom t.ex. förbättrad styrning av sodapanor och rening av gaserna från kokeri och mesaugn. Detta har också medverkat till att svavelutsläppen i den samlade massa- och pappersindustrin har minskat från drygt 100 000 ton under 1975 till ca 18 000 ton år 1987 och minskningen väntas fortsätta.

Inom den kemiska industrin härrör de största svavelutsläppen från raffinaderierna. De ligger dock i dag betydligt lägre än vad koncessionsbesluten medger, delvis beroende på att man raffinerar mycken lågsvavlig Nordsjöolja. En annan svavelkälla är svavelsyraproduktion. Utsläppen från denna produktion har minskats undan för undan genom ombyggnader av processerna till s.k. dubbelkontaktmetod. Kväveoxidutsläpp uppkommer vid framställning av kvävegödsel. Olika tekniska metoder att åstadkomma en minskning prövas i Landskrona. Den kemiska industrins svavelutsläpp har mellan 1980 och 1985 minskat från 44 000 ton till 28 000 ton.

Beträffande järn-, stål- och metallverk kommer svavelutsläpp från bl.a. sinterverk, legeringsmetallverk, koksverk och framställning av koppar, zink m.fl. metaller ur sulfidmalmer. Den senare verksamheten svarar för de största utsläppen, men betydade investeringar har gjorts för att minska dem ner till ca 60 procent. Ytterligare insatser torde dock behövas. Koksverket i Luleå har minskat utsläppen under hela 1980-talet. Sinterverket i Oxelösund är för närvarande föremål för omprövning av koncessionsvillkoren och en nedläggning på grund av nya miljökrav kan väl inte uteslutas.

Kväveutsläpp förekommer i både metalltillverkande och metallbearbetande industri vid syrabetning av metaller.

Industrins utsläpp är dock små jämfört med transportsektorns, som svarar för ca 70 procent av de totala emissionerna av kväveoxider. Genom att katalytisk avgasrening blivit obligatorisk från och med 1989 års bilmodeller, kommer utsläppen av kväveoxider, kolväten och kolmonoxid att minska snabbt och kring år 2000 vara nere på samma nivå som i slutet av 1950-talet. Här får man dock reservera sig för att en ökning av

fordonsparken kan medföra att utsläppsminskningarna inte blir av den omfattning man hoppas.

Som framgått har svensk industri för egen del gjort långtgående insatser för att minska de skadliga utsläppen. Men eftersom det rör sig om ett gränsöverskridande problem, måste man fråga sig om och hur den europeiska industrin samverkar mot det som borde vara ett gemensamt mål.

Det är uppenbart att problemen inte kan lösas av varje land för sig. Detta insågs redan innan skogsskadorna hade visat sig och FN:s "Economic Commission for Europe" (ECE) började 1977 förhandlingar angående en "konvention om långväga, gränsöverskridande luftföroreningar". Denna konvention undertecknades år 1979 av 35 stater, men det dröjde ända till 1983 innan tillräckligt många länder hade ratificerat konventionen så att den kunde träda i kraft.

Inom konventionen har sedermera fattats beslut om att alla länder skall reducera sina svavelutsläpp med 30 procent under perioden 1980–1993. Någon motsvarande målsättning beträffande kväve har man dessvärre ännu inte lyckats komma överens om. Som ett första steg har dock ett 20-tal länder i Europa och Nordamerika nyligen kommit överens om att utsläppen av kväveoxider vid utgången av år 1994 inte skall överskrida 1987 års utsläpp. I dag anser åtskilliga forskare att utsläppen av svavel- och kväveoxider på längre sikt måste minskas med 80 procent.

Oron för framtiden

I den svenska skogsindustrin delar vi allmänhetens oro för luftföroreningarnas effekt på skogen. Trots allt kan vi dock i stort konstatera att den svenska skogen ännu är frisk och växer bättre än någonsin. Den har utvecklats på ett enastående sätt under 1900-talet. God skogsvård och klok skogshushållning har resulterat i att skogstillgången är större än någonsin tidigare. Ökningen fortsätter ännu långt in på 2000-talet enligt Lantbruksuniversitetets senaste prognoser. Tillgången på skog är en nyckelfaktor för skogsindustrins utveckling och därmed för svensk

ekonomi. Förutsättningarna för framtiden borde således från råvarusynpunkt vara goda.

Det är ändå naturligt att skogsindustrin med stor oro ser på utvecklingen i Europa, eftersom också den svenska skogen är i fara. Vi är under påverkan och håller långsamt på att få ett förändrat kemiskt klimat. Försurade sjöar, som vi temporärt försöker rädda genom kalkning, är talande bevis för detta. I sydligaste Sverige kan vi också registrera oroande förändringar i markens kemiska sammansättning. Träd och trädgrupper med stressymptom är ytterligare varningssignaler inom samma områden. Stora värden står på spel och hotet måste avväjas.

Enligt min mening *kan* vi också avväja hotet mot svensk skog. Detta förutsätter dock effektiva och meningsfulla insatser. Av stor betydelse vid valet av åtgärder är en god förståelse för hur det skogliga systemet fungerar och hur hotbilden egentligen ser ut beträffande såväl det storskaliga påverkansmönstret som den betydelsefulla tidsfaktorn.

Vad måste göras och när?

Såsom verksam i industrin finner jag det angeläget att understryka det ansvar denna samhällssektor har när det gäller att fortsättningsvis minska luftföroreningarna. För att göra de rätta avvägningarna när det gäller val av åtgärder och tidsperspektivet för dessa krävs emellertid en saklig information om miljötillståndet.

För skogsnäringen har det varit synnerligen angeläget att göra en syntes av befintliga kunskaper om utsläpp, effekter och åtgärder för att kunna bedöma riskerna i stort för skogsresursernas utveckling. Det är i dag inte möjligt att lägga hela detta komplexa pussel till en tydlig bild med full förståelse, men våra kunskaper är fullt tillräckliga för seriösa vetenskapliga och politiska bedömningar.

Kritiska belastningsgränser

Enligt vetenskapliga bedömningar, om än osäkra, ligger den

tolerabla genomsnittsbelastningen vid högst 2–5 kg svavel per hektar och år. I sydvästra Skandinavien är depositionen för närvarande betydligt högre eller ca 20 kg per hektar och år. När det gäller kvävedepositionen räknar man med att 8–15 kg per hektar och år kan mottas av skogssystemet utan att markens långsiktiga produktionsförmåga äventyras. Över denna toleransnivå ligger i dag stora delar av sydligaste Götaland.

Längre norrut kan man med tillfredsställelse konstatera, att mycket stora arealer redan i dag ligger väl under 10 kg kväve per hektar och år.

En tidsfaktor med i spelet

Påverkan är av olika grad i Europas länder och i olika delar av det långa Sverige. Det betyder att depositionen ackumuleras med olika hastighet och att det finns en tidsfaktor med i spelet. Hur lång tid har vi då på oss att få ner utsläppen?

Från de bedömningar av de biologiskt acceptabla gränserna som jag nämnt tidigare kan man konstatera, att den tid vi har på oss är olika lång i olika delar av landet. Hotet ligger logiskt nog närmare i sydligaste Götaland, där belastningen är hög och vindarna från kontinenten och Storbritannien träffar oss.

En försiktig bedömning av den storskaliga genomsnittliga påverkan på skogarna inom olika regioner resulterar i att vi beträffande kvävebegränsningarna kanske har 20 år på oss i sydligaste Götaland och lite längre tid i övriga Götaland och södra Svealand. Emellertid finns det dock redan i dag, särskilt i sydligaste Sverige men även i Mellansverige och längre norrut, begränsade lokala områden som ligger högt över de kritiska gränserna. Där är tidsfristen kortare och vi kan redan i dag se skadade träd. Det är tydliga varningssignaler.

God skogsskötsel en förutsättning

För skogsnäringen själv har det naturligtvis också varit viktigt att överväga, om en ändrad skogsskötsel vore verkningsfull. Det måste dock kraftigt understrykas att hotet mot skogarna

långsiktigt inte kan lösas genom en alternativ skogsskötsel. Lösningen är minskade utsläpp. Rätt skogsskötsel kan dock under en övergångsperiod vara ett motverkande medel. Kort sagt handlar det då om god skogsvård på välkänt manér, som stärker trädens allmänna motståndskraft och vitalitet.

Av speciellt intresse är den pågående vidareutvecklingen av skogsgödslingen. Denna ger i dag betydande bidrag till virkesförsörjningen. En ny gödslingsstrategi med nya substanser ger både ökad tillväxt och en neutraliserande och balanserande markreaktion. Skogsgödslingen håller därmed på att utvecklas till en åtgärd, som offensivt och verksamt motverkar den pågående urlakningen och markförsurningen. Skogsgödsling på detta sätt och på rätt ställe bör positivt påverka trädens vitalitet och motståndskraft mot olika påfrestningar. Skogsgödsling med just detta syfte sker i ökad omfattning i Sverige. Den är i dag också en viktig del i flera centraleuropeiska länders åtgärdsprogram. Mot den här bakgrunden är det dystert att se hur svenska miljögrupper engagerar sig mot skogsgödsling med olika utomparlamentariska metoder.

En internationell dialog på industrinivå

Jag vill poängtera att luftföroreningarna är ett gränsöverskridande problem. Orsaken är att förorenade rökgaser från stora förbränningsanläggningar och vissa industriella processer med hjälp av höga skorstenar sprids till högre luftlager och sedan över långa avstånd, innan de når ned till jordytan igen. Detta förlopp kan följas relativt väl. Därför vet vi t.ex. att de skandinaviska länderna får ta emot stora såväl kväve- som svavelmängder utifrån i förhållande till sina egna utsläpp.

Hur agerar man och påverkar varandra i Europa i detta samspel av politik, vetenskap, teknik och ekonomi? Ett första svar på denna fråga måste vara att den europeiska industrin har reagerat mycket olika på kravet om väsentligt strängare utsläppsbegränsningar och behovet att med tekniska metoder rena utsläppen. De skandinaviska länderna, som på grund av sin geologi tidigt drabbades av sjöförsurningen, visade också tidigt

ambitioner att vidta åtgärder för att minska svavelutsläppen. Det skall dock inte förnekas att företagsekonomiska realiteter, samt det förhållandet att mycket av svaveldepositionen härrör från utländska källor begränsade viljan till långtgående åtaganden också i Skandinavien.

Situationen förändrades när risken för skogsskador blev uppenbar. En väsentlig del av basen för den nationella ekonomin råkade i fara. Samtidigt började Skandinavien få gehör för och hjälp i sina ansträngningar från kontinentens länder.

Företrädare för svensk industri har under åtskilliga år engagerat sig i arbetet att påverka andra länder att öka insatserna för detta miljöarbete. Så har skett i internationella industriorganisationer som Internationella Handelskammaren, industriella organisationer inom EG, vid kontakter mellan europeiska företagsledare och tillsammans med företrädare för den svenska regeringen och svenska myndigheter.

Inte minst den svenska skogsindustrin har kraftfullt engagerat sig med information och opinionsbildning kring avvärjandet av hotet mot skogarna och man har samarbetat intimt med bl.a. miljövårdsorganisationerna. Det gäller inte minst opinionsbildningen i utlandet genom deltagande i svenska delegationer till utlandet. Detta samarbete mellan den offentliga och den privata sektorn har säkert haft betydelse för trovärdigheten i vårt internationella miljöengagemang.

Från miljöproblem till miljöstrategier

De kommande decennierna måste effektivt utnyttjas för en successiv och planmässig minskning av såväl svavel- som kväveemissionerna till acceptabla nivåer. Det är synnerligen angeläget att arbetet med att avvärja hotet mot skogarna nu mer än tidigare får en regional differentiering med hänsyn till såväl de grundläggande geografiska skillnaderna i påverkansmönster som tidsfaktorn. En sådan regional anpassning är nödvändig för att insatserna skall vara meningsfulla men framför allt för att effektiva avvärjningsåtgärder skall kunna inriktas mot de områden, där hotet verkligen finns och där tidsfristen är kortast.

För svensk del torde det i särklass viktigaste målet nu vara att få till stånd internationella överenskommelser om planmässig reduktion också av kväveutsläppen. En snabb introduktion av katalysatorförsedda bilar och utveckling av reningsteknik för dieselfordon torde här vara av avgörande betydelse.

Vi har inom landet många kvarstående och angelägna miljöproblem att lösa. Enligt min mening är dock hotet mot skogen ett av de allvarligaste och åtgärder för att avvärja detta måste därför ges högsta prioritet av såväl industrin som våra politiker.

Efterlyses: saklighet

På miljöns område är det rent allmänt av största vikt, att vi kan "se skogen för bara trä'n". Vi löper i ljuset av ständigt uppblussande nya miljökatastrofer – verkliga eller förmenta – risken att suboptimera, dvs. agera kortsiktigt och ineffektivt. Den risken förstärks onekligen av dels massmedias förmåga att skrämja, dels våra politikers bruk av olika miljöfrågor för att röstmaximera. Men på miljöområdet är det viktigare än på många andra fält att agera rationellt, långsiktigt och effektivt. Då miljöfrågor lätt får en stark emotionell laddning, är det av särskilt stor betydelse att opinionsbildarna, antingen vid skrivmaskin eller i talarstol, tar sitt ansvar med saklighet och balans.

Som verksam i skogsnäringen kan jag inte undkomma intrycket, att man i den offentliga debatten alltför ofta inriktat sig på verksamheter som har en svagare opinionsmässig ställning. Med kännedom om min egen branschs enligt min mening framgångsrika miljöarbete är sådant naturligtvis irriterande. Men det kan man väl stå ut med. Allvarligare är att populistiska utspel tar kraft från det viktiga arbetet att klara de *verkliga* miljöproblemen.

Helhetssyn och prioriteringar

I stället borde vi söka oss fram till en på saklighet och kunskap grundad helhetssyn på miljöproblemen. Med utgångspunkt i en sådan har vi bättre förutsättningar att fatta riktiga beslut inför

framtiden. Då kan vi nämligen, efter att ha värderat farlighet, tidsperspektiv och internationella samband, prioritera mellan olika åtgärder. Först då kan vi vara något så när säkra på att de medel som avsätts för miljöarbete satsas där de får den största effekten.

En helhetssyn innebär bl.a. att vi i industrin inte får se snävt företagsekonomiskt på miljöproblemen. Vi måste ta vår del av ansvaret. Vi har också positiva resultat att se tillbaka på: industrins utsläpp av föroreningar har kraftigt minskat – för många typer av föroreningar har det sedan 1970 skett reduktioner med 65–95 procent. Insatserna har krävt och kräver betydande ekonomiska uppoffringar.

Våra politiska beslutsfattare kan gärna också få erkänna industrins både deklarerade strävan och faktiska framgångar i att förbättra miljön – i stället för att som alltför ofta är fallet utnämna industrin till känslolös miljömarodör utan ett spår av ansvar eller moral. Vi i industrin är också medborgare. Vi har också barn att bekymra oss om och vi tar vårt miljöansvar – även när det kostar pengar.

En helhetssyn innebär naturligtvis att vi i praktisk handling arbetar internationellt. Självfallet skall Sverige, som hittills, medverka till internationella överenskommelser för att minska skadliga utsläpp. Men vi bör även kunna ställa oss frågan om var en reningsinsats gör mest nytta.

För att minska nedfallet av skadliga ämnen inom våra gränser är det måhända en mycket effektiv åtgärd att satsa på reningsanläggningar i t.ex. Polen. Ett sätt vore kanske att lämna ”mjuka” lån för sådana insatser. Samtidigt stimulerar vi exporten av svensk miljöteknik.

Vidare måste vår svenska, något egensinniga, energipolitik sättas in i ett internationellt sammanhang. Jag är t.ex. av den åsikten att en kärnkraftsavveckling förutsätter byggande av ny elproduktionskapacitet. Såvitt jag förstår blir det då frågan om storskalig förbränning av fossila bränslen. Därmed adderar vi till utsläppen av svaveldioxid och kväveoxider, vilket är allvarligt nog. Men vi skapar också ännu större utsläpp av koldioxid och medverkar således till växthuseffekten. I ett sådant per-

spektiv kan varken svensk miljö- eller energipolitik inge långsiktigt förtroende.

Det är alltså nödvändigt att vi förmår enas om en helhetssyn på våra miljöproblem. Det kommer under alla omständigheter att fordras betydande belopp för att lösa problemen och det är då viktigt att prioriteringar verkställs. Vi får inte glömma att det också finns andra angelägna samhällsproblem, som måste lösas. Prioriteringar är också nödvändiga för att åtgärderna skall kunna gå hand i hand med bibehållandet av ett lönsamt och internationellt konkurrenskraftigt näringsliv. I annat fall kastar vi ut barnet med badvattnet.

Rätten till miljö – en ekonomisk analys¹

Under 1960-talet påbörjades debatten om ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken. Marknadsekoniskt inriktade ekonomer motsatte sig kvantitativa regleringar och argumenterade för miljöavgifter. Tanken var att företag och konsumenter som smutsar ner och förstör miljö måste inkludera miljökostnader i sin kalkyl – i annat fall utnyttjas inte resurserna på ett samhällsekoniskt effektivt sätt (Dahmén 1965, 1968). Motståndarna hävdade att företagen inte skulle tillåtas köpa sig fria från sitt miljöansvar; miljöfrågan gällde ekologisk balans, moral och kunskap och var som sådan för allvarlig för att överlåtas åt ekonomer.

I dag är opinionsläget delvis ett annat. De politiska partierna för med varierande styrka fram avgifter som miljöpolitiska styrinstrument. De flesta förefaller övertygade om att åtminstone företagen skall betala för de miljöskador de förorsakar. Internationellt förordas också ”the Polluter Pays Principle” (PPP), dvs. att skadevällaren skall betala. Miljöavgifter kan därför förefalla internationellt accepterade.

Principen att skadevällaren skall betala (PPP) har också en moralisk och rättslig dimension – den som smutsar ner skall ”göra rätt för sig”. Med ”rätt” avses ungefär att allmänheten har rätt till ren miljö och/eller att miljön inte får förstöras. I de fall någon smutsar ner eller förstör, bör rättsliga sanktioner i form av viten, skadestånd eller straff tillämpas. I den internationella debatten är det många som förordar strikt skade-

ståndsansvar för miljöskador, dvs. att PPP skall gälla oberoende av om vårdslöshet förelegat eller ej.

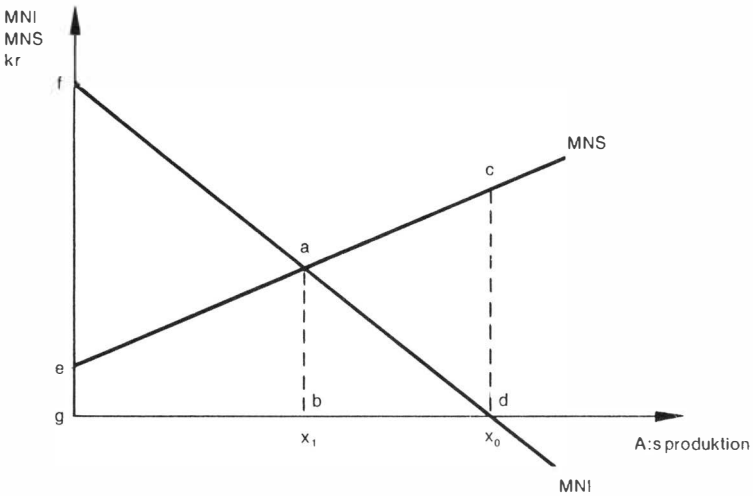
PPP är emellertid ingen självklar ekonomisk (eller moralisk) princip. I den rättseconomiska litteraturen analyseras möjligheterna att komma till rätta med miljöproblemen med avgifter, skadestånd och straff. I detta kapitel skall vi presentera några grundläggande rättseconomiska resultat beträffande möjligheterna att genom rättsregler och skadestånd komma till rätta med miljöproblemen.²

Kapitlet är indelat i tre huvudavsnitt. Det första inleds med en diskussion kring PPPs ekonomiska konsekvenser. Därefter diskuteras betydelsen av väldefinierade rättigheter och skyldigheter. I det andra huvudavsnittet behandlas risk och osäkerhet. Först diskuteras ansvarsplaceringen i kontraktsförhållanden och genom försäkringar. Därefter utvärderas det strikta ansvarets möjligheter och begränsningar. Det tredje huvudavsnittet, som är mer policy-inriktat, behandlar statens ansvar för rättsregler, försäkringar och moralbildning. Kapitlet avslutas med en kort sammanfattning.

Internalisering av externa effekter

Principen att skadevållaren betalar

Länge betraktade många ekonomer PPP som en självklar princip. Så småningom har emellertid Ronald Coase's (1960) synpunkter blivit allmänt accepterade. Han hävdade att det från samhällseconomisk synpunkt kan vara egalt om PPP gäller eller inte. Om kontrakt kan slutas utan transaktionskostnader, kommer det – oberoende av hur rättsordningen fördelar betalningsansvaret mellan parterna – att medföra en internalisering av den externa effekten. Detta "teorem" kan enkelt demonstreras i ett diagram. Antag att endast två parter, A och B, är berörda av ett miljöutsläpp. A är ett företag som smutsar ner ett vattendrag, vilket nedströms förorsakar skada för B. Det marginella nettoutbytet för A av ytterligare utsläppt kvantitet (X) representeras av den nedåtlutande kurvan MNI i figuren.



Om företaget vinstmaximerar utan hänsyn till B väljer A utsläppet X_0 . A:s utsläpp förorsakar en marginell skada för B motsvarande linjen MNS i figuren. Det samhällsekonomiskt effektiva utsläppet, dvs. det utsläpp som maximerar den sammanlagda vinsten för A och B är X_1 .

Coase påpekade att A:s val av X_0 förutsatte att parterna inte har några möjligheter att sinsemellan reglera den externa effekten. I realiteten kommer knappast B att stillatigande åse hur A smutsar ner. B är villig att (som mest) betala ett belopp motsvarande ytan $acdb$ för att A skall minska sin produktion till X_1 . A kan acceptera att minska produktionen till X_1 under förutsättning att han får en kompensation motsvarande minst adb . Vid produktion till vänster om X_1 kräver A på marginalen större kompensation än B är villig att betala, varför det inte är aktuellt att inskränka produktionen under den samhällsekonomiskt effektiva nivån X_1 .

Ovan antog vi att B måste betala A för att förmå denne att minska utsläppet, dvs. att offret måste betala, en "Victim Pays Principle" (VPP) föreligger. Antag nu i stället att B har rätten

på sin sida, dvs. att ingen nedsmutsning tillåts – såvida inte B går med på det. I detta fall tvingas förorenaren A att betala B för att få genomföra utsläpp. A är villig att betala upp till beloppet abgf för att få genomföra produktionen X_1 . B kräver minst abge. Avslut i förhandlingarna sker vid den effektiva produktionen X_1 . Hur mycket mer än abge som A betalar B är en obestämd förhandlingsfråga.

Den effektiva produktionen X_1 uppnås alltså oberoende av om A eller B har rätten på sin sida. VPP och PPP är med andra ord likvärdiga från effektivitetssynpunkt. Däremot har olika rättsregler olika fördelningsmässiga konsekvenser – har A rätt att smutsa ner, betalar B till A, medan A betalar B om B har rätt till ren miljö. Dessa resultat förutsätter att rättsläget är klarlagt och att parterna kan förhandla utan transaktionskostnader.³

Rättslig reglering

Ett miljöproblem uppkommer ofta genom att en verksamhet, som tidigare kunnat ske utan olägenhet, får en sådan omfattning att den medför skador – så länge utsläppen var små var vattnet i vårt exempel en kollektiv nyttighet som obegränsat kunde utnyttjas av alla. Men i och med att knappheten uppkommer uppstår stridigheter om vem som har rätt till vattnet. A kan t.ex. åberopa att denne av hävd har rätt att bedriva sin verksamhet utan inskränkningar. B å sin sida kan anföra ekologiska och moraliska skäl för rätten till ren miljö. Stridigheter av det här slaget kan pågå i det oändliga, bl.a. därför att rättigheterna har stor fördelningsmässig betydelse. Avtal som effektivt reglerar miljöskadan kommer därför kanske inte till stånd.

För att undvika sådana situationer kan det vara av gemensamt intresse att en oberoende part (en domstol eller statsmakten) fastställer och upprätthåller rättsordningen. Det kan exempelvis ske genom att B stämmer A och kräver denne på ersättning för uppkommen skada. Domstolen avgör om B har rätt till ersättning och eventuellt också ersättningsbeloppets storlek.

Äganderätten till fastigheten som ägs av A respektive B ut-

görs av ett knippe av rättigheter och skyldigheter, t.ex. rätten att avverka skog, nyttja vattnet för fiske och bevattning, skyldighet att upplåta marken för genomfart och bärplockning etc. Om exempelvis B vinner målet kompletteras de rättigheter som tillfaller fastighetsägaren B. Samtidigt kompletteras fastighetsägaren A:s skyldigheter i det fall intrång i B:s rätt sker.⁴

Även när innehållet i äganderätten är klarlagd kan det vara svårt för parterna att sluta avtal eller kräva ersättning. B kan t.ex. representera ett stort antal sommargäster eller en annan nation. Transaktionskostnaderna är därför stora, varför den negativa externa effekten består. En möjlig åtgärd är då att bygga upp institutioner för förhandlingar eller att inrätta rättsliga institut som underlättar för enskilda eller grupper att internalisera de negativa externa effekterna. En sådan möjlighet kan vara att utöka skadeståndsrätten genom exempelvis införandet av miljöorganisationers eller "samfälligheters" rätt att föra skadeståndstalan (se Haraldsson, 1988). På det internationella planet pågår det en intensiv uppbyggnad av institutioner för förhandlingar (se Lars Björkboms kapitel i denna bok).

En annan möjlighet är att på mer centralistiskt vis (i likhet med den svenska miljöskyddslagen) föreskriva en koncessionsgivning baserad på en vägning mellan olika samhällsintressen. För att koncessionsmyndigheten skall kunna fastställa den optimala nivån krävs att den är välinformerad om effekterna för de inblandade parterna, vilket motsvarar kunskap om MNI och MNS i figuren.⁵ Den fördelningsmässiga effekten av myndighetsbeslutet beror dels på hur stora utsläpp som tillåts och dels på om kompensationer utgår eller ej. Utgår inga kompensationer, vilket är normalfallet i Sverige, gör B i vårt exempel en vinst och A en förlust, jämfört med obegränsat utsläpp.

Risk och ansvar

Ansvar och försäkring

När de ekonomiska konsekvenserna är kända är internaliseringsproblemen relativt små. Miljöproblemen är emellertid ofta

förknippade med osäkerheten om vilka konsekvenserna kan bli. En ekonomisk analys av miljöproblem kräver därför hänsynstagande till risk och osäkerhet. För att få en bild av hur risktagande påverkar analysen studerar vi först ansvarsplaceringen mellan två parter (A och B) som kan förhandla utan transaktionskostnader. Denna "ideala" situation jämförs sedan med skadestånd i situationer där förhandlingar inte kommer till stånd.

Vi utgår från ett i skadeståndslitteraturen klassiskt exempel. I industrialismens barndom uppstod problem med tåg som spred gnistor och vållade bränder på kringliggande mark. Hur kommer då rationella vinstmaximerande parter, järnvägsbolaget (A) och markägaren (B), att placera ansvaret sig emellan i en situation där förhandlingar är möjliga? Båda förutsätts vara insatta i de risker och de potentiella skador verksamheten medför. De vet dessutom hur risker och skador påverkas av försiktighetsåtgärder. Vidare gäller att A av hävd har rätt att sprida gnistor omkring sig. Båda parter är riskneutrala.⁶ Linjen MNI i figuren på sid 175 åskådliggör som tidigare A:s marginella intäkt av verksamheten (gnistbildning), medan linje MNS nu åskådliggör den matematiskt förväntade skadan i form av potentiella bränder.

Som i utsläppsexemplet ovan kommer B att vara villig att kompensera A för minskad gnistbildning. Erbjuden kompensation vägs mot kostnaderna att minska gnistutsläppet. Så länge intäkterna av att förebygga skador är större än kostnaderna kommer A att få ersättning. B kommer också att vara motiverad att vidta försiktighetsåtgärder, t.ex. att inte odla brännbara grödor utmed järnvägen. Om PPP i stället gäller får A betala B för att denne skall minska odlingarna runt spåret. På samma sätt som ovan resulterar avtalet i en optimal begränsning av bränderna.

Ett antagande om riskneutrala parter är rimligt i det fall den eventuella kostnaden utgör en liten del av den drabbades budget. Ett kostnadsansvar för bränder kan emellertid innebära en katastrof för B. Därför är riskaversion kanske ett mer realistiskt antagande. Den ekonomiska effekten av riskaversion beror på

om den ansvarige kan försäkra sig eller inte.⁷ Fördelen med försäkring är att den osäkra förlusten ersätts med en säker kostnad – försäkringspremien. Men i och med att försäkringen täcker skaderisken minskar försäkringstagarens intresse av att vidta skyddsåtgärder, s.k. ”moral hazard”. Därför blir det i försäkringsbolagets intresse att reglera B:s skyddsåtgärder. Det sker bl.a. genom restriktioner i försäkringsvillkoren. Det kan också ske genom premievariationer, t.ex. beroende på vilka grödor som odlas. Självrisk och bonus har liknande funktion.

Teoretiskt kan man tänka sig att försäkringsbolag i konkurrens med varandra erbjuder försäkringstagarna premier som varierar helt i enlighet med vidtagna försiktighetsåtgärder och åtföljande förväntade skadekostnader. Premien inkluderar kostnader för skadeutbetalningar och försäkringsbolagets kostnader för administration.⁸ Försäkringstagarna väger försiktighetsmått mot försäkringskostnad. Notera att i detta fall fungerar försäkringspremien som ett pris eller en ideal avgift för att delta i den farliga verksamheten – försäkringen eliminerar inte bara effekten av riskaversion, utan styr också försiktighetsåtgärderna i optimala banor.

Försäkringsbolagen med expertis i att aktuariskt beräkna skadorna och konsekvenserna av försiktighetsåtgärder kan sägas vara marknadens motsvarighet till myndigheter som fastställer avgifter för miljöfarlig verksamhet. Verklighetens försäkringsbolag är naturligtvis inte perfekta. Men det finns möjligheter att differentiera premier och självrisiker med hänsyn till teknik, verksamhetens omfattning och ersättningskrav, exempelvis för bränder. För traditionellt försäkringsbara risker har försäkringsbolagen långvarig erfarenhet. Svårare är det med miljöfarlig verksamhet vars risker varken försäkringsbolag eller myndigheter kan bedöma.

Strikt ansvar

Vad som ovan sagts gäller ansvar och ersättning mellan grannar som kan sluta avtal mellan sig. Ersättningsregler när parterna inte reglerat ansvaret mellan sig regleras inom den ”utomobili-

gatoriska” skadeståndsrätten.⁹ Det motsvarar alltså situationen när transaktionskostnaderna förhindrar en avtalslösning, vilket är mer realistiskt och intressant i miljösammanhang. Vi ändrar därför nu vårt exempel något.

Järnvägen går nu förbi ett stort antal fastighetsägares marker, vilka av olika skäl är förhindrade att förhandla med järnvägen. När bränder inträffar uppkommer därför en tvist om vem som skall vara ansvarig. I så fall kan en extern konfliktlösningsspart (en domstol) vara behövlig.

När frågan först blev aktuell i svensk rätt gällde en vållanderegeln, dvs. att A skall kompensera B om A varit vårdslös. Vad som skall avses härmed är en komplicerad fråga, men låt oss anta att gränsen för vårdslöshet ligger just vid den nivå parterna skulle avtala, om de kunnat avtala utan kostnader. En sådan skadeståndsregel kommer att motivera A att vidta denna akt-samhet (varken mer eller mindre) för att undvika ansvar. Med vetskap härom inser B att järnvägen kommer att slippa ansvar, varför B normalt måste betala för bränder. Vållanderegeln innebär alltså VPP, såvida inte A varit oaktsam. Eftersom B betalar kommer denne att vidta skyddsåtgärder som är ekonomiskt motiverade, givet optimalt beteende av A. På detta sätt styrs båda till optimala kontrollåtgärder.

Problemet med skadeståndsrättslig reglering är, som vid annan extern reglering, myndighetens informationsbehov. För att vållanderegeln skall leda till optimala utsläpp, måste domstolen känna till den optimala utsläppsnivån för A och döma därefter. En intressant fråga är om strikt ansvar skulle ge bättre resultat i de fall domstolen saknar perfekt information om optimala försiktighetsåtgärder.

Strikt ansvar i sin enklaste form innebär att A alltid betalar för uppkomna bränder utmed järnvägen, oberoende av medvållande av B, dvs. att PPP gäller utan inskränkning. Avgörande för det strikta ansvarets effektivitet är B:s möjlighet att påverka skadornas omfattning. Är det så att B:s beteende inte alls eller obetydligt påverkar olycksrisken, styr strikt ansvar A mot optimalt beteende – kostnaderna åvilar ju den som orsakar skadan. Strikt ansvar är också en samhällsekonomiskt fördel-

aktig regel om B:s beteende kan kontrolleras med säkerhetsföreskrifter eller genom medansvar. Antag t.ex. att det är optimalt att B förvarar brännbara föremål minst 30 meter från järnvägsspåret. Om lagen då (i enlighet med lagen från år 1886 angående ansvarighet till följd av järnvägs drift) säger att A är strikt ansvarig såvida B inte varit vårdslös, vilket i sin tur innebär att B går fri från ansvar om brännbara föremål förvaras minst 30 meter från spåret, styr det B till optimalt agerande. Genom att placera allt brännbart på minst detta avstånd undviker B ansvar och A betalar alla skador. Genom att A betalar och B:s beteende är optimalt, kommer också A att styras till optimalt beteende.

Vid vållande är det i normalfallet B som står risken för skadorna, medan det vid strikt ansvar blir A som står risken. De fördelningsmässiga konsekvenserna är därför olika.¹⁰ En annan skillnad är att vållande inte ger transaktioner mellan A och B medan strikt ansvar ger upphov till transaktioner. Transaktionerna i sig innebär kostnader. En ytterligare skillnad är att B vid vållande vanligtvis måste styrka A:s ansvar, medan det vid strikt ansvar är A som skall styrka B:s vårdslöshet.

Om den ansvarige har riskaversion så påverkar det också effektiviteten av olika skadeståndsregler. Om A är riskneutral medan B har riskaversion och saknar försäkringsmöjlighet så talar det för strikt ansvar.

Skadeståndets begränsningar

I exemplet ovan antog vi att markägaren B kunde påverka skadegörelsen genom val av odlingsavstånd från spåret. Hur påverkas då det strikta skadeståndets effektivitet om det är flera av B:s åtgärder som inverkar på säkerheten? Jo, om B för att undvika ansvar måste vidta alla försiktighetsmått som är optimala så blir både A:s och B:s beteende optimalt – B tvingas till det för att undgå betalningsansvar och A maximerar sin vinst givet optimalt beteende av B. Det innebär emellertid att domstolen måste göra en totalbedömning av lämpligt jordbruk vid fara för bränder från tåg, vilket innebär stora informationskrav.¹¹

När det är två parter inblandade kan det vara svårt att fastställa det kausala sambandet. Problemet blir stort när många parter påverkar olycksrisken. Vem skall vara ansvarig för gnistutsläppen? Skall det vara lokföraren, eldaren, företaget som installerade ett undermåligt gnistskydd på skorstenen eller järnvägsbolaget? Skadeståndets effektivitet beror i detta fall på om parterna kan övervältra ansvaret mellan sig genom kontrakt eller inte. Om transaktionskostnaderna parterna emellan är obefintliga spelar det, i enlighet med Coase's "teorem", ingen roll vem ansvaret läggs på. Sinsemellan kommer parterna att fördela ansvaret på ett effektivt sätt.

Kan parterna däremot inte påverka varandra alls, hamnar vi i en extrem situation där endast den betalningsansvarige tar hänsyn. För att förmå dem som inte är betalningsansvariga kan skadestånd eventuellt kombineras med säkerhetsföreskrifter, administrativa avgifter och andra regleringar.

En förutsättning i analysen av skadestånd är att skadevållaren kan identifieras och att skadestånd betalas utan uppbördsproblem. Om den ansvarige inte upptäcks alla gånger minskar skadeståndets preventiva förmåga. Är upptäcktsrisken liten blir den förväntade skadeståndskostnaden liten. Detta kan eventuellt korrigeras med större belopp. Antag t.ex. att en av hundra ertappas. I så fall krävs en hundra gånger så stor sanktion för att uppnå samma förväntade kostnad. Behovet av stora straff medför att den straffades förmåga att betala snabbt uttöms, varför frihetsberövande med lidande och andra välfärdsluster kanske tillämpas. Kan upptäcktsrisken ökas genom polisiära insatser, minskar behovet av straff, men samtidigt föranleder det polisiära kostnader. Vi är därmed inne på en ekonomisk analys av straff som alternativ till avgifter och skadestånd (se Skogh, 1982).

En fördel med straff är att riskkomponenter och överträdelser av säkerhetsföreskrifter kan straffbeläggas, oberoende av om skada uppkommer eller ej. Exempelvis i trafiken straffbeläggs överträdelse av bestämmelser om hastigheter, körkort, besiktning och promille. Genom relativt små straff, i första hand böter, kan individerna styras till lagligt beteende. Vid

olyckor, och där det kan fastställas att de straffrättsliga gränserna överträtts, tillämpas ofta både skadestånd och straff.

Försäkring löser i vissa fall problemet med att den skadeståndsansvarige saknar resurser att betala, men privat försäkring kan inte täcka alla risker. För att försäkringsbolagen skall acceptera en risk, krävs att den är någorlunda kalkylerbar. För stora katastrofer begränsas dessutom försäkringsbeloppen till summor långt mindre än möjliga skadeståndskrav. När det gäller s.k. utvecklingsskador som beror på ny teknologi och andra omständigheter som försäkringsgivarna inte kan bedöma, vägras ibland försäkring. Försäkringsbolagen avstår också som regel från skador som sträcker sig långt över tiden. Självförsäkring är heller inte alltid tillämpbar, inte ens för stora företag. Vid t.ex. atomskador och andra stora katastrofer kan det största företag komma på fallrepet.

Ett annat problem är att skadeståndsansvaret begränsas till företagets begränsade ansvar. För att slippa undan skadeståndsansvar kan verksamheter organiseras i små företagsenheter med begränsat ansvar, eller lokaliseras på orter med gynnsam lagstiftning.

De stora och riktigt svåra miljöproblemen har sitt upphov i bristande kunskap om vem som förorsakar skador för vem. Faran av att släppa ut giftiga ämnen beror t.ex. på vilka ämnen som släpps ut av andra. Problemet försvåras av att utsläppen kan verka under lång tid. Utsläpp för tio år sedan kan t.ex. i kombination med utsläpp som sker i dag medföra skador om tjugo år. Offren är ofta framtida generationer. Även om man vet vem som skadar vem är möjligheterna att använda ekonomiska sanktioner begränsade, speciellt på det internationella planet.

Oljeutsläpp – ett exempel

År 1967 förliste tankfartyget Torrey Canyon i Engelska kanalen och släppte ut 120 000 ton råolja. Detta och liknande utsläpp ledde till protester och upprördhet bland dem som drabbades och bland miljövänner. En kulmen nåddes år 1978 då tankern

Amoco Cadiz bröts i två delar och släppte ut 220 000 ton olja. Våren 1989 förliste en tanker utanför Alaskas kust. Vilka åtgärder har då vidtagits för att lösa problemen med de stora oljeutsläppen?¹²

För det första kan vi notera att sjöfartens utveckling fram till 1967 hade lett till en ny situation. Tankfartygen var större än någonsin och rättsläget var oklart till en början – vem hade rätt till ersättning för vad, av vem, och vilken rättsordning skulle gälla?

De oklara rättsförhållandena och hotet om nya katastrofer bidrog snabbt till ett internationellt samarbete mellan olika kuststater. Redan år 1969 undertecknades den första "International Convention on Civil Liability for Oil Pollution Damage". Konventionen innehöll bl.a. följande punkter:

1. Strikt ansvar för oljeskador.
2. Ansvaret faller på fartygets ägare.
3. För oljefrakter krävs obligatorisk försäkring.

Anledningen till att stater ensidigt kunde komma överens om ett strikt ansvar för sjöfarten, beror naturligtvis på att de hade ett gemensamt intresse av att erhålla ersättning för den uppkomna skadegörelsen. En vållanderegeln hade varit mindre fördelaktig för staterna, eftersom ersättning endast utgår för de fall det kunde styrkas att fartyget framförts eller skötts oaktsamt. Det strikta ansvaret var också möjligt att införa, eftersom staterna genom sitt gemensamma agerande kunde utestänga den oljetrafik som inte accepterade regeln.

Det strikta ansvaret är också ändamålsenligt från ekonomisk synpunkt. För det första råder det vid denna typ av katastrofer ingen tveksamhet om varifrån skadan kommer. Det finns enbart en skadevållare. För det andra kan offren, dvs. kuststaterna där oljan driver i land, inte göra mycket för att förhindra utsläppen.¹³ För det tredje föreligger det någorlunda klart definerade offer, åtminstone beträffande rengöringskostnaderna. För det fjärde kan den ansvariga parten teckna försäkring.

Det är inte självklart att ansvaret skall läggas på fartygens

ägare. Kunde man inte likaväl lagt det på kapten eller på det rederi som chartrar ett fartyg? En motivering för att lägga ansvaret på företagens ägare är att det åligger ägaren att kontrollera vad som försiggår på fartyget, samt att ägaren har möjlighet att påverka rederi och besättning. En annan motivering är att ägaren har resurser att betala skadeståndet. Det är dock ett klen argument vid stora olyckor. Om t.ex. ägarens enda skepp sjunker finns ingenting kvar om det är oförsäkrat. Även om ägaren har flera fartyg kan ett haveri kraftigt minska företagens solvens, varför skadestånd kanske inte kan betalas. Detta problem föranleder en obligatorisk försäkring.

Oljesjöfarten löste försäkringsfrågan genom att bilda ömse-sidiga pooler, s.k. "Protection and Indemnity Clubs". De första poolerna täckte skadeståndsansvar för staters rengöringskostnader. Senare har systemet byggts ut för att också täcka krav från kustbefolkningen.

I och med att "klubbarna" betalar för skadorna uppkommer problem med "moral hazard", dvs att de enskilda medlemmarnas motiv att förhindra skador avtar. Därför blir det en angelägenhet att genom medlemskontroll, restriktioner på oljetrafiken och genom premiedifferentieringar begränsa utsläppen. Så har också skett. De frivilliga regleringarna har kombinerats med mellanstatliga konventioner om säkerhetsföreskrifter av olika slag.

En effekt av dessa åtgärder har varit att utbetalda ersättningar efter hand blivit större. Samtidigt har nedsmutsningen via katastrofer minskat (Bongaerts & Bièvre, 1987, s. 146 och 150). Skadestånden täcker emellertid inte alla skador. Den olja som löses upp i haven eller sjunker till botten ger inte upphov till kompensationskrav. Ett problem med skadestånd är att de som sedermera kommer att drabbas inte kan ställa några krav.

För att komma till rätta med detta krävs ytterligare åtgärder, t.ex. större skadestånd eller avgifter och säkerhetsföreskrifter kombinerade med straff vid överträdelser. Detta låter sig enkelt sägas. Men problemet har ingen enkel lösning, kanske framför allt därför att framtida generation inte har någon egentlig representation i politiken. Även politiker kan förväntas se snävt

till de dagsaktuella frågorna, medan de oföddas krav kommer i andra hand.¹⁴

Statens ansvar

Äganderätt och institutioner för förhandlingar

Klassiska, och allmänt accepterade, uppgifter för staten är för det första att fastställa och upprätthålla rättsordning och rätts-säkerhet, för det andra att ansvara för kollektiva risker och utforma allmänna försäkringssystem, speciellt på områden där privata försäkringar inte är tillfyllest och, för det tredje, att stå för den moralbildning som befrämjar samhällets fortbestånd. Dessa funktioner har sin klara tillämpning också vad beträffar miljön.

Ett miljöproblem uppkommer ofta genom att en tillgång som tidigare kunnat utnyttjas fritt utan skada för annan blir knapp. Knappheten kan vara förorsakad av ekonomisk tillväxt, ny teknologi eller nya upptäckter. Följden blir en konflikt om rätten till vattnet, marken, luften, etern etc. För att bilägga dessa konflikter behövs ofta en extern oavhängig makt – staten – som definierar rättigheter och upprätthåller rättsordningen.

Uppgiften att definiera och övervaka rätten till miljön skiljer sig inte från uppgiften att etablera och upprätthålla enskild äganderätt till exempelvis fastigheter, värdepapper eller patent. I äganderätt ingår knippen av rättigheter och skyldigheter, bl.a. att ersätta skador när intrång sker i andras rätt. Rätten till miljön är därför kompletteringar till äganderätten. Rättigheter motsvaras av skyldigheter och kan därför inte separeras från vem som skall ha ansvar för miljön, inklusive rätten till ersättning vid skador.

Om staten kombinerar äganderätten med kontraktsfrihet och möjligheter att erhålla ersättning vid intrång i rättigheter så inordnas miljööverväganden i det marknadsekonomiska systemet – så långt transaktionskostnaderna nu tillåter. Det finns i detta fall ingen konflikt mellan marknadsekonomi och miljö.¹⁵

Frågan om rätten till miljön skiljer sig heller inte från andra

äganderettsfrågor vad gäller statens roll. Det finns ett långsiktigt intresse av fasta spelregler och full ersättning vid intrång i etablerade rättigheter. Trots det kan statsmakten på grund av statsfinansiella eller kortsiktiga politiska skäl inskränka i rättigheter utan att kompensation utgår. Av samma skäl kan långsiktiga miljöfrågor av vital betydelse för kommande generationer bli styvmoderligt behandlade i den kortsiktiga dagspolitiken. Av den anledningen är det också relevant att diskutera om inte rätten till miljö, lika väl som äganderätten, skall ha grundlagsskydd (jfr Westerlunds diskussion i denna bok).

Kollektiva risker

Extern påverkan från ett fåtal som bara berör ett fåtal kan eventuellt regleras genom kontrakt eller genom kvantitativ styrning och skadestånd. Men för miljöpåverkan som gäller många individer, ofta i flera länder, och med konsekvenser som sträcker sig in i framtiden finns det inga perfekta styrmedel. Tyvärr karaktäriseras de stora miljöproblemen just av dessa förhållanden.

Hur skall vi då handskas ekonomiskt med framtida och kanske större olyckor än oljeutsläppet från Torrey Canyon, giftutsläppet i Bophal och radioaktiviteten från Tjernobyl? Administrativa avgifter för utsläpp, kvantitativa regleringar, säkerhetsföreskrifter och skadestånd kan göra en del, men inte allt. Avgifter förutsätter att skadorna eller lämpliga standards kan uppskattas i förväg och att beloppen kan indrivas. Rättsläget kommer att förbli oklart i ett internationellt perspektiv. I den mån stora skadestånd kan indrivas kommer detta att försätta företag i konkurs. Privata försäkringar täcker inte alla risker, speciellt inte de riktigt stora förlusterna och de risker som är svåra att uppskatta – och därmed mest angelägna – att få kunskap om.

Dessa ofullständigheter medför att många människor kommer att drabbas, mer eller mindre slumpmässigt, av stora förluster. För att minska verkningarna härav kan mycket göras genom en kollektiv spridning av riskerna – i första hand genom

uppbyggandet av socialförsäkringssystem som täcker kostnader för sjukdom och inkomstbortfall. I detta avseende ligger vi relativt långt framme i Sverige.¹⁶ Mer finns dock att göra. Ett steg i denna riktning är den kommande miljöskadeförsäkringen som skall täcka förluster till följd av miljöskada som inte täcks på annat sätt.

Skadeståndets tillämpbarhet

Tilltron till skadestånd bland inflytelserika jurister och politiker har varit svag i Sverige. Speciellt för personskador har man antagit att skadeståndens preventiva förmåga är av mindre betydelse. För kompensation till de skadelidande poängterades vikten av ett snabbt, generellt och billigt ersättningssystem (Hellner, 1985). Resultatet blev ett relativt heltäckande kollektivförsäkringssystem för de stora folkgrupperna.¹⁷

Enskilda eller kollektiva försäkringar behövs onekligen mot de stora miljörisker som vi inte kan skydda oss mot på annat sätt. Samtidigt finns det emellertid all anledning att utnyttja de möjligheter skadeståndet ger. Ett första steg i en skadeståndsprocess är att rättsläget klargörs, vilket i sig är betydelsefullt. Får t.ex. jordbruket sprida bekämpningsmedel som hamnar i villaträdgårdar? Vem ansvarar för nedgrävda gifttunnor? Vilka risker är det rimligt att allmänheten skall acceptera som "ortsvanliga"? etc.

När företag fått koncession kan normalt inte koncessionen dras in (utan att staten blir skadeståndsskyldig). Tanken tycks vara att det koncessionsmyndigheten bestämt normalt är förenligt med allmänintresset. Som vi sett i figuren blir regleringen optimal om myndigheterna i sin koncessionsgivning tagit hänsyn till alla intressen och omständigheter, inklusive alla möjliga framtida olyckor. I realiteten finns det dock inga allvisa koncessionsmyndigheter. Därför kan det vara motiverat med skadestånd när skador uppkommer, vilka den koncessionsgivande myndigheten rimligtvis inte tagit med i sin bedömning.

Därmed inte sagt att skadeståndsrätten på ett avgörande sätt kan lösa de stora miljöproblemen. På sina håll finns det en

överdriven tro på skadeståndet som styrmedel. Erfarenheten i USA med mer eller mindre godtyckliga avgöranden, höga processkostnader och i vissa fall mycket stora skadestånd, inklusive en försäkringsindustri som inte mäktar försäkra riskerna, är inte uppmuntrande.

Moralbildning

De ekonomiska styrmedlen har sina gränser. Det gäller också det administrativa och politiska systemet. Ett problem är att politikernas mandat är begränsade i tiden. Det medför att de måste ta kortsiktiga hänsyn trots att långsiktighet är ett kollektivt intresse. I makroekonomisk analys kallas problemet med att det finns en kortsiktig (politisk) rationalitet som skiljer sig från en långsiktig rationalitet ibland för "tidskonsistensproblemet". Politiker som t.ex. har den långsiktiga målsättningen att hålla inflationen nere kan trots det driva en expansiv politik som driver på inflationen. Inom spelteorin studeras också skillnaden mellan privat och kollektiv rationalitet (se Axelrod, 1987 och Mälers kapitel i denna bok). Det finns t.ex. ett kollektivt intresse av att vi inte stjälar eller förstör naturen, samtidigt som det kan ligga i envars egenintresse att ta ifrån andra eller smutsa ner. Effekten härav kan bli att alla stjälar eller förstör, eller att politiker och administratörer (lika väl som enskilda individer och företag) försummar att ta hänsyn till långsiktiga miljöintressen.

Detta s.k. "fångarnas dilemma" har ingen enkel lösning, speciellt om rättsregler och sanktionshot inte kan förhindra den privata rationalitetens logik. Problemen har medfört ett ökat intresse bland ekonomer och spelteoretiker för inlärd (och möjligen nedärvda) normer om ärlighet, sparsamhet, renlighet etc. Det förefaller vara nödvändigt med normer av detta slag för att samhällen skall överleva. Hur dessa bildas och styr människor är emellertid en fråga utanför den ekonomiska forskningens domäner.

Det ligger normalt i statens uppgift att bygga upp och upprätthålla den samhällsbevarande moralen. Tidigare gällde det

gudsfruktan, nit, redlighet och lojalitet med kungamakten. Nu predikas och undervisas framför allt demokratins normer. Moralbildningen kring miljön har inte behandlats med samma allvar och systematik från statsmakternas sida. Miljöopinionen som försöker etablera en "ekologisk" moral med renlighet, arters överlevnad och sparsamhet som honnörsbegrepp är vildvuxen och inte riktigt etablerad. Miljöpartiets inträde i riksdagen ändrar inte detta intryck.

En risk är att politikerna försöker exploatera denna opinion för andra syften. Mer konstruktivt vore att leda opinionsbildningen i rationella banor. Allmänhetens okontrollerade rädsla och pressens sensationsmakeri kan ge olyckliga och godtyckliga resultat. Inläring om fakta och relativa risker kan förhindra viss onödig rädsla, samtidigt som medvetenhet om de stora reella problemen skapas. Det borde kunna förbättra förutsättningarna för en kollektivt rationell miljöpolitik i framtiden.

Ovan angavs att PPP var analog med VPP från effektivitetssynpunkt. Frågan om vem som skall betala vem beskrivs som en fördelningsfråga. PPP kontra VPP har emellertid också en moralisk dimension. Att skadevållaren betalar innebär ju att den som smutsat ner skall göra "rätt" för sig. Det kan ligga ett inlärningsmässigt betydelsefullt moment i att inpränta att det straffar sig att smutsa ner. Det förklarar varför skadeståndsmål med enbart symboliska ersättningskrav kan vara betydelsefulla. På analogt sätt kan straff ha en moralbildande och stigmatiserande verkan (Ekelöf, 1942). Det "allmänna rättsmedvetandet" tar också en stor plats i juridiska överväganden. Om moralbildning är viktigt talar det alltså för skadestånd.¹⁸

Sammanfattning

Nya upptäckter, ny teknik och ekonomisk tillväxt skapar konflikter om hur de nya möjligheterna skall utnyttjas utan att vissa blir skadelidande. Speciella problem uppkommer om verksamheten är farlig. Osäkerheten och risker gör det svårt att förutse konsekvenserna och när olyckor sker kan vissa drabbas mycket hårt. En primär uppgift för stater och internationella organisa-

tioner är därför att klargöra rättsförhållandena och att upprätta institutionella ramar som underlättar överenskommelser mellan de berörda.

Under förutsättning att rättigheter och skyldigheter är klarlagda och att parterna kan sluta avtal mellan sig, innan olyckor inträffar, spelar det från effektivitetssynpunkt ingen roll vem som har rätten på sin sida. Rättighetsfördelningen är däremot av fördelningsmässig betydelse. Saknar parterna möjlighet att reglera förhållandet mellan sig kan det bli aktuellt med en domstol som efter inträffad skada placerar ansvaret mellan parterna. Vållanderegeln respektive strikt ansvar har varierande fördelnings- och effektivitetsegenskaper, bl.a. beroende på parternas möjligheter att förutse och begränsa skadan. Ett strikt ansvar kan också ha en pedagogisk eller moralisk innebörd.

Strikt ansvar är fördelaktigt från ekonomisk synpunkt om

- det är en ensam skadevållare som förorsakat skadan;
- det kausala sambandet är relativt klart;
- offret inte bidrar till olycksrisken eller skadans omfattning. Medverkar offret måste effekten vara relativt liten eller kontrollerbar genom medansvar, säkerhetsföreskrifter, avgifter etc.;
- skadevållaren har förmåga att betala ersättning och/eller har möjlighet att försäkra risken;
- offret eller offren är identifierbara och kan föra talan mot skadevållaren.

Ett fall som diskuteras ovan där dessa villkor i stort är uppfyllda är oljekatastrofer.

Skadestånd är emellertid inget universalmedel. Skadeståndet är mindre tillämpligt om

- det är många som bidrar till miljöskadan;
- det är svårt att identifiera offren och/eller de saknar möjlighet att föra sin talan;
- den ansvarige inte kan betala eller försäkra sig.

De stora miljöproblemen har tyvärr dessa karaktäristika. Skadan av ett visst miljöutsläpp beror t.ex. ofta på andra utsläpp. Offren kan befinna sig i andra länder. Kanske vet de inte att de är skadelidande. Offren kan också utgöras av framtida generationer.

Det hindrar emellertid inte att det kan vara lämpligt att bygga ut skadeståndsrätten och försäkringssystemen. En viktig uppgift är att bygga ut de enskilda och kollektiva försäkringarna så att de täcker förluster i samband med de miljökatastrofer som förefaller oundvikliga i framtiden. Större skadestånd än vad som i dag är praxis i Sverige och utökade möjligheter att föra skadeståndstalan bör kunna skapa större möjligheter för enskilda och grupper som drabbas av miljöskadlig verksamhet att själva ta initiativet till problemens lösning.

Referenser

- Axelrod, R. (1987) *Från konflikt till samverkan*. SNS Förlag.
- Bengtsson, B. (1988) "När skall förorenaren betala?" *Nordisk Administrativ Tidsskrift*. Nr 2, s. 162–176.
- Bongaerts, J. och de Biève, A. (1987) "Insurance for Civil Liability for Marine Oil Pollution Damages." *The Geneva Paper of Risk and Insurance*. Vol 12, nr 43, s. 145–157.
- Coase, R. (1960) "The Problem of Social Costs." *The Journal of Law and Economics*, s. 1–44.
- Dahmén, E. (1965) *Planerar vi för den ekonomiska utveckling som vi verkligen vill ha? I "Svensk ekonomisk tillväxt"*. Finansdepartementet.
- Dahmén, E. (1968) *Sätt pris på miljön*. SNS förlag.
- Daly, G. (1974) "The Coase Theorem: Assumptions, Applications and Ambiguities". *Economic Inquiry*, s. 203–213.
- Demsetz, H. (1972) "When does the Rule of Liability Matter?" *The Journal of Legal Studies*, s. 13–28.
- Ekelöf, P.O. (1942) *Straffet, Skadeståndet och Vitet*. Uppsala.
- Gravelle, H. (1987) "Accidents, Taxes, Liability Rules and Insurance." *The Geneva Paper on Risk and Insurance*. Vol 12, nr 43, s. 115–131.

- Hellner, J. (1985) *Skadeståndsrätt*. Juristförlaget Stockholm. Uppl. 4.
- Haraldsson, I. (1988) "Äganderättsbaserade partsförhandlingar – Ett sätt att lösa lantbrukets miljöfrågor?" Timbro. Stencil.
- Shavell, S. (1987) "The Economics of Accident Law." *Harvard University Press*.
- Skogh, G. (1977) *Priser, Skadestånd och Straff*. Liber.
- Skogh, G. (1982) "Public Insurance and Accident Prevention." *The International Review of Law and Economics*. Vol. 2, (s. 67–80).
- Skogh, G. (red) (1987) "*Liability, Insurance and Safety Regulation*"
Temanummer av *The Geneva Paper on Risk and Insurance*. Vol 12, nr 43.

Noter

¹ Värdefulla synpunkter har lämnats av Bertil Bengtsson och Carl Martin Roos.

² För en svensk introduktion till den rättsekonomiska analysen av skadestånd och straff, se Skogh (1977). Ett temanummer av *Geneva Papers on Risk and Insurance* behandlar "Liability, Insurance and Safety Regulation", se Skogh (1987). En utmärkt lärobok om skadeståndets ekonomi är Shavell (1987). Den svenska miljölagstiftningen och tillämpbarheten av administrativa avgifter och kvantitativa regleringar analyseras i Staffan Westerlunds kapitel i denna bok.

³ Coase beskrev bilaterala förhållanden som i en värld med fullständig konkurrens, vilket är motsägelsefullt, se mer härom i Daly (1974). Coase's antagande om negligierbara transaktionskostnader kan tyckas starkt, men fick stor betydelse för synen på externa effekter och deras avhängighet av transaktionskostnaderna. Mycket av den efterföljande litteraturen har behandlat vilka typer av institutionella arrangemang – administrativa regleringar, avgifter och ekonomiska sanktioner – som kan vara lämpliga när transaktionskostnaderna är stora.

⁴ Rätten till nyttjandet av vattnet inklusive rätten att genom kontrakt överlåta denna rätt samt rätten till kompensation vid intrång i denna rätt benämns i den anglosaxiska ekonomiska litteraturen för "property rights". Detta ägandebegrepp är både vidare och smalare än det svenska äganderättsbegreppet. Exempelvis sägs en svensk lantbrukare äga sin gård utan att kontraktsfriheten för den skull är fullständig – han kan inte sälja gården till vem som helst eller till det pris parterna bestämmer. Han får också tåla en hel del inskränkningar i rättigheterna utan ersättning. Sätillvida är det svenska ägandebegreppet snävare. Rätten till vattnet avser å andra sidan enbart en delrättighet av vad vi brukar inkludera i äganderätten.

⁵ Informationen är dock alltid bristfällig, bl.a. därför att de inblandade parterna är intresserade av att framställa situationen till egen fördel (se mer härom i Bergmans kapitel).

⁶ Med "riskneutralitet" menas att parterna betraktar en kostnad eller intäkt som inträffar med viss sannolikhet som likvärdig med det matematiskt förväntade värdet. En kostnad på 100 kronor som inträffar med sannolikheten 1/100 värderas då som likvärdig med en säker kostnad på 1 krona. Ett försäkringsbolag som försäkrar ett stort antal risker av detta slag måste för att täcka sina förväntade skadeutbetalningar ha en premieintäkt på minst 1 krona. Vid "riskaversion" avstår individen hellre 1 krona med säkerhet än han tar risken att behöva betala 100 kronor med sannolikheten 1/100. Förekomsten av riskaversion gör det möjligt för försäkringsassociationer att gå med vinst. Kunden är ju villig att betala mer än riskpremien för försäkringen.

⁷ Försäkring kan också ske utanför försäkringsbolag. Ett företag som utsätts för risker kan sprida dessa internt om företaget är tillräckligt stort. Spridningen kan också ske externt via ägarnas aktieportföljer. Sker de inträffade förlusterna med viss regelbundenhet kan företaget beräkna framtida kostnader ungefär på samma sätt som försäkringsbolagen kalkylerar sina premier. Det är därför inte ovanligt att företagen "självförsäkrar". När företaget kan sprida riskerna och kalkylera förväntade kostnader kan de också agera som en riskneutral part.

⁸ Följs inte försäkringsvillkoren utblir ersättning. Är försäkringsbolaget kapabelt att identifiera orsakerna till skadan, kan de bestraffa avtalsbrott, vilket normalt medför att avtalet hålls.

⁹ "Tort" i engelsk terminologi.

¹⁰ På lång sikt gör dock övervaltringsmöjligheterna att fördelningseffekterna är oklara. Järnvägen kommer t.ex. att övervältra kostnaderna mer eller mindre på sina kunder och jordbruket på konsumenterna, se mer härom i Bergmans kapitel.

¹¹ En förutsättning är naturligtvis också att domstolen med sin skälighetsbedömning eftersträvar effektivt resursutnyttjande, vilket inte alls behöver vara fallet.

¹² Se vidare om regleringen av oljeutsläppen i Bongaerts och Bièvre, 1987.

¹³ För att förhindra slöseri från offer som kompenseras finns bestämmelser om att offret har skyldighet att begränsa olyckans konsekvenser.

¹⁴ Ett annat problem är att mycket olja kommer från andra källor, t.ex. från rengöringen av fartygens tankar. Skadestånd eller straff vid upptäckta utsläpp fungerar mindre bra, eftersom upptäcktsrisken är liten. Ett krav om att tankarna skall rengöras inne i hamn är också ineffektivt, eftersom det lätt kan

kringgås utan kostnader. Här bör det emellertid finnas andra typer av styrmedel. En möjlighet är att avgiftsbelägga fartygstransporterna och sedan återbetala till fartyg som renar tankarna i hamn. Ett sådant system fungerar på samma sätt som panten på tomflaskor, vilket av allt att döma fungerar väl.

¹⁵ Konflikten uppkommer när rättigheterna inte tillåts vara överlåtbara (jfr Bergmans kapitel) eller rätten till skadestånd kringskärs när sådana borde kunna tillämpas (jfr Westerlunds diskussion om "access to justice").

¹⁶ Se Bengtsson, 1988.

¹⁷ Argumentet för kollektiva försäkringar har varit att man inte slumpmässigt skall drabbas av olyckor och att skadestandsprocessen är dyr, långdragen och ineffektiv både från preventions- och ersättningssynpunkt. Motståndarna däremot har argumenterat för skadestånd från preventionssynpunkt.

¹⁸ Administrativt fastställda avgifter saknar till skillnad från skadestånd synbara moraliska implikationer. Kvantitativa regleringar genom förhandlingar mellan myndigheter och företag kan inge osäkerhet om rättsläget och om moralen hos myndigheter och industri.

Svensk miljölagstiftning i ett internationellt perspektiv

I denna uppsats jämförs svensk miljölagstiftning med vad som kan antas bli eller redan är gällande i västra Europa och USA. Utgångspunkten är regeltyper och kravnivåer som redan är etablerade i åtminstone något land i det området. Det blir därmed ett försiktigt perspektiv. De verkliga frontlinjesamhällena, pionjärerna, av år 1989 kan ha kommit längre än de länder med vilka jag nu jämför.

Man kan göra jämförande rättsvetenskapliga analyser på flera sätt. Jag har här valt några övergripande företeelser och "frågor", eller vad engelsmännen på ett bättre sätt kallar "issues", såsom miljö kvalitet, produktkontroll, den enskildes rätt etc.

Allmänt sett behandlar jag sådana slags krav som olika miljöpåverkare kan utsättas för eller påverkas av inom olika rättsordningar. Vad en industri eller en tillverkare m.fl. råkar ut för i respektive land, beror dock på summan av de regler och de genomförandesystem som finns och systemen är ofta olika varandra. Inte minst detta gör att jämförelsen av endast en viss systemkomponent i flera länder (ett visst slags regel) kan leda till fel slutsatser. Man kan vanligen inte utgå från en bestämd regel, exempelvis en utsläppsnorm, och jämföra denna *systemkomponent* med grannlandets motsvarighet. Det kan finnas andra regler, exempelvis sådana som säger att det inte räcker med att följa en utsläppsnorm om området är särskilt starkt förorenat.

Läsaren kommer också att upptäcka betydelsen av att uppmärksamma inte bara reglerna om *krav*, utan också hur kraven *faktiskt genomförs*.

Många miljöeffekter har blivit mycket storskaliga och rör vitala förhållanden såsom risken för ozonskiktet, för klimatförändringar genom växthuseffekten, för kusthaven, för omfattande skogsområden och för den genetiska mångfalden i naturen. Befolkningsökningen är en annan realitet. Skärpningar i miljökraven världen över är därför att vänta.

Detta borde egentligen leda till att en jämförande analys utgår från vad som gäller i de länder som kan sägas ligga i frontlinjen på miljöområdet.¹ Ty sannolikt är det som dessa länder kräver, vad som blir vanliga krav inom en överskådlig framtid.

Dock har jag en avsevärt lägre ambitionsnivå vad gäller jämförelsematerial. När det gäller förorenande verksamheter har jag begränsat mig till vissa lagstiftningstekniker som sedan länge använts i USA (kvalitetsnormer). Dessa jämför jag med den lagstiftningsteknik som Sverige och många andra länder använder mot föroreningar, nämligen principen att dämpa omgivningseffekter med tekniskt och ekonomiskt tillgängliga åtgärder, samt i övrigt släppa fram nästan vad som helst.

Beträffande kemikaliekontroll har jag utgått från ungefärlig amerikansk och EG-standard. Beträffande krav på beslutsunderlag och allmänhetens medverkan har jag utgått från amerikansk och europeisk standard, konkretiserade i deras respektive regler eller rekommendationer (USA respektive EG och ECE).

Gemensamt för detta jämförelsematerial är att dess kärnor motsvarar vad som har varit i bruk på sina håll i mer än 15 år.

Beträffande den enskildes rätt har jag försökt syntetisera olika tendenser i Europa, men jag har naturligtvis sneglat åt USAs håll till. Här är prognosen om utvecklingen osäkrare – de europeiska kulturerna är sinsemellan olika, känslan för demokrati olika och benägenheten att låta vissa maktcentra dominera är här på flera håll större än i USA.

I avslutningen återkommer jag till valet av jämförelsematerial.

Tillbakablick

År 1941 infördes vattenföroreningsregler i vattenlagen för industri och för kloakvatten. Med en försiktig början tvingades en del industrier in till förprovning av utsläpp. Redan långt dessförinnan hade föreslagits ett koncessionssystem för att industri och andra förorenare skulle få en rätt att påverka omgivningen under vissa villkor, men det var först genom miljöskyddslagen 1969 som ett sådant system egentligen kom till stånd.

Den ambitionsnivå som miljöskyddslagen ställde upp 1969 för industriellt avloppsvatten var i stort sett samma som gällde sedan 1 jan. 1942. Den innebar och innebär än i dag för *normalfallen* att man, inom ramen för vad ett branschtypiskt företag av aktuellt slag skulle klara av ekonomiskt, skall utnyttja de bästa tillgängliga tekniska möjligheterna för att minimera negativ omgivningspåverkan. Endast under förutsättning i det enskilda fallet att det blir utrett att så långt gående åtgärder är onödiga, kan det prutas på kraven.

I miljöskyddslagen framhävdes dock tydligare än i vattenlagen att redan risken för en olägenhet var tillräcklig för att utlösa krav på försiktighetsmått (populärt ofta kallade "omvänd bevisbörda"). Utövaren av en verksamhet har en utredningsskyldighet och är den som är skyldig att bekosta de försiktighetsmått som lagen kräver.

Miljöskyddslagens förarbeten framhäver vidare tydligt principen att till grund för kraven lägga normala, genomsnittliga företagens förutsättningar² och inte den aktuella företagarens när kraven fastställs.

En speciell typ av försiktighetsmått som var inbyggd i vattenlagens regler men redaktionellt placerad i en särskild paragraf i miljöskyddslagen, är att man skall välja den plats som är bäst från störningssynpunkt inom ramen för skäligen kostnader och med hänsyn till möjligheten att ändå uppnå ändamålet med verksamheten.

Under vissa förutsättningar kan en verksamhet helt förbjudas. Det skall då vara "olägenhet av väsentlig betydelse" som inte uppvägs av en "dokumenterad nyttoövertikt". Inga siffer-

värden eller andra preciserande normer finns för vad som menas med detta.

Dessa regler gällde från 1969 men byggde på principer från 1941. 1973 kom lagen om hälso- och miljöfarliga varor. Den byggde på samma ”omvända bevisbörda” som miljöskyddslagen och den hade kravregler som vad gäller ambitionsnivå i mycket liknade miljöskyddslagens.

Egentligen inledde miljöskyddslagen och avslutade lagen om hälso- och miljöfarliga varor den hittills mest omvälvande perioden för svensk miljölagstiftning. Under den perioden ansågs i Sverige att den svenska lagstiftningen var och skulle kunna fungera väl som en förebild för hela världen. Ganska snart utvecklades en veritabel mytbildning om detta, främst naturligtvis i Sverige men så småningom relativt spridd i världen. I den mån myten fortfarande lever, är det nog mest i begränsade kretsar i Sverige och främst sådana kretsar som ”var med då”.

Vad gäller den typiska miljölagstiftningen (avseende vatten- och luftvård, kemikalier etc.) har nämligen inget väsentligt skett efter 1973.

I Sverige, vill säga. Utomlands har däremot desto mera skett, och det är bl.a. sådant som denna uppsats kommer att beröra.

Huvudfrågor

Jag kommer att ha följande utgångspunkter för min genomgång:

- Kopplingen mellan miljöförhållanden (tillstånd i miljön) och olika krav.
- Ambitionsnivån vad gäller omfattning av kostnader m.m. för skyddsåtgärder.
- Olika intressentgruppers rättsliga positioner.

Miljöförhållanden som utgångspunkt

När en nationell miljöpolitik skall formuleras, kan man bl.a. välja mellan

- att lägga miljöförhållanden som grund för krav
- att frikoppla från miljöförhållandena och ställa krav enligt en eller annan standard.

Om miljöförhållanden anses viktiga och om därför miljöpolitiken syftar till att uppnå och/eller behålla vissa miljöförhållanden, och om man *därför* vill ge en rättsverkan (bindande verkan) åt dessa eftersträvanden, kan man utfärda vad som kallas *kvalitetsnormer*. Om man däremot inte vill ge dem rättsverkan, utfärdar man *riktvärden* (målsättningsvärden etc.).

Ett land som utfärdar kvalitetsnormer, och som på olika sätt försöker se till att dessa också fungerar som bindande normer, ger intryck av att lägga stor vikt vid att miljövärden verkligen kopplas till ett eller flera eftersträvade miljömål.

Ambitionsnivån som grund för krav

En utvärdering av miljökrav kan också göras utifrån de personers och företags perspektiv som skall vidta försiktighetsmått och som kan drabbas av förbud för en verksamhet.

Det som vanligen har den största betydelsen för dessa intressenter är kostnaderna, hur betungande de är etc. För länder där lagstiftarna inte gör annat än att kräva olika typer av försiktighet, hänsyn etc. (och kanske hoppas eller tror att detta ensamt skall räcka till för att miljön skall skyddas tillräckligt), kan man säga att lagstiftarnas ambitionsnivå begränsats till frågan om hur tunga hänsynskrav som skall gälla.

Fördelningen av rättigheter och andra befogenheter

Anta att flera olika rättsordningar har samma slags krav på försiktighetsmått eller miljöskydd. Anta vidare följande:

1. I det ena landet låter man företagen själva avgöra vad lagen kräver av dem.
2. I det andra landet överlåter man prövningarna till en domstol.

3. Även i det tredje landet har man domstolsprövning men därutöver även regler som ger motstående intressenter ekonomiska förutsättningar att hävda sina rättigheter.
4. I det fjärde landet har man samma som i det tredje men därutöver bestämmelser som säger att inget beslut som kan påverka miljön får fattas, utan att man dessförinnan har utrett dels effekterna av ett sådant beslut, dels rimliga alternativa handlingsätt för att nå motsvarande resultat.

Det är mycket sannolikt att det blir delvis olika faktiska utfall av kravreglerna i de fyra olika länderna, alltså trots förutsättningen att själva kravreglerna är helt lika varandra. Det är nämligen så att olika *genomförandefaktorer* har praktisk betydelse. Därför låter jag sådana ingå i analysen av svensk miljövard i ett internationellt perspektiv.

Typiskt för Sverige

Svensk miljövard har hittills utgått från bl.a. följande:

- Ingen egentlig allmän produktkontroll.³
- Inga rättsligt *fastlagda* precisa miljömål.
- Envar har rätt att utöva den verksamhet han vill, förutsatt att platsen är den bästa rimliga, att bästa försiktighetsmått inom ramen för tillgänglig teknik och branschekonomiska förutsättningar vidtas samt förutsatt att de återstående verkningarna inte är mycket svåra (lagen anger inte vad som menas med det sistnämnda).
- Inga generella krav finns på att samtliga typer av miljöeffekter utreds i förväg, eller på att olika rimliga alternativ till det man tänker göra först har undersökts.
- Få, vanligen inga, möjligheter finns för närboende att gå till domstol för att få omfattningen av miljöskyddet prövad.
- Inga bestämmelser finns i grundlagen om rätten till god miljö.
- Inga bestämmelser finns i annan lag om rätten till god miljö.
- Inga generella bestämmelser finns om att den som förorenar

skall betala för detta annat än i form av skadestånd; i princip är det alltså gratis att förorena förutsatt att man vidtagit lagstadgade försiktighetsmått (en utredning behandlar f.n. dessa frågor).

Produktkontroll

När en industri tillståndsprövas, får inte tillståndsmyndigheten ifrågasätta den produkt som företagaren tänker tillverka. Inte heller kemikalielagstiftningen har någon klar regel som möjliggör att man hindrar en viss tillverkning. Dock skall man egentligen enligt lagen om kemiska produkter byta ut en produkt mot en annan mindre skadlig, om utbytet kan ske utan oskäliga kostnader (substitutionsprincipen). Detta krav har emellertid inte fått någon reell effekt i Sverige.

För vissa kategorier är kraven dock hårdare och liknar något slag av produktkontroll, nämligen för bl.a. bekämpningsmedel samt för sådana ämnen som är särskilt reglerade (exempelvis kadmium, PCB m.fl.).

Jag känner inte till tillräckligt om produktkontrollen utomlands men törs ändå anta att det inte heller där förekommer särskilt längre gående kontroll. Två viktiga modifieringar måste jag dock göra. Båda anknyter till frågor om utredningar och beslutsunderlag.

Kemikalier får inte släppas ut på amerikanska marknaden eller EG-marknaden utan att dessförinnan s.k. notifikation skett (ett slags anmälningsskyldighet inklusive skyldighet att dokumentera vissa saker om kemikalien). Sedan skiljer det sig mellan EG och USA beträffande myndigheters möjligheter att stoppa ämnets introduktion och jag går inte in närmare på detta utan konstaterar bara att Sverige ännu inte har något i den riktningen. Det sägs dock att frågan är under utredning (den är dessutom förberedd i lagen om kemiska produkter).

Många länder – men inte Sverige – har olika typer av krav på miljökonsekvensbedömningar (Environmental Impact Assessment, EIA) före viktigare beslut. Sverige har inget sådant (jag återkommer till detta på sid. 209 ff). Vad gäller krav på be-

slutsunderlag på produktområdet (utanför läkemedel och vissa andra kategorier) finns bara en begränsad tillståndsplikt (för bekämpningsmedel och några ytterligare kategorier).

Till detta vill jag nämna som min uppfattning att den administrativa organisation för kemikaliekontroll som finns i Sverige är obetydlig i förhållande till de uppgifter som gällande lagstiftning aktualiserar. Jag bortser då här från sådant som transportreglerna, brandskyddet etc. och håller mig till det centrala i kemikaliekontrollen. Den löpande tillsynen utövas av miljö- och hälsoskyddsnämnderna. Eller snarare *skall* utövas. För det är mycket ovanligt med tillsynsbeslut på den nivån. Å andra sidan griper sällan länsstyrelser in som tillsynsmyndigheter om inte den lokala myndigheten börjat ett ärende. Återstår de centrala myndigheterna där tidigare produktkontrollbyrån, numera kemikalieinspektionen och naturvårdsverket, har haft och har obetydliga resurser i förhållande till sina uppgifter.

Av detta tillsammans med konstruktionen av kemikaliekontrollreglerna följer att det svenska näringslivet allmänt sett inte kan känna av särskilt mycket av svensk kemikalielagstiftning, främst kanske bortseende från kraven på produktinformation (märkning m.m.) och skyldighet att lämna uppgifter till produktregistret. Det följer också att svenska företag har färre problem än många av deras likar inom EG och i USA när det gäller krav på dokumentation, samt praktiskt taget inga problem alls vad gäller risker för att ett ämne totalförbjuds innan något allvarligt har hänt.⁴

Sverige har för närvarande inte heller någon sådan lagstadgad produktansvarighet som medför några betydande skadeståndsrisker. Till detta kommer att svenska domstolar dömer ut mycket låga skadestånd vid personskador, vilket ger svenska företag en jämfört med likar i vissa andra länder trygg ställning ekonomiskt, även vid fall av vårdslös spridning av farliga ämnen.

Miljömål och ambitionsnivåer

Att utgå från miljöns tålighet

Numera talar många i Sverige om att sätta krav utifrån ”vad naturen tål”. Däremot har sådant tal inte lett till några regler. För vissa regioner såsom Laholmsbukten (vatten) och Hisingen (luft) diskuteras miljömål som kan eller kommer att kunna återges med olika siffror (för kvävehalt, för stofthalt, för svaveloxidhalt, för kväveoxidhalt m.m.). Men med gällande lagstiftning är det omöjligt att uppnå dessa mål, om uppnåendet skulle kräva längre gående åtgärder än vad gällande kravregler i miljöskyddslagen anger. Vad svensk lagstiftning saknar är alltså ett lagstöd för att kräva åtgärder ända tills dess att ett visst miljömål har uppnåtts.

I stället bygger miljöskyddslagen på att alla presumtiva förorenare skall vidta sådana miljömässigt motiverade åtgärder, som är de bästa inom ramen för det branschekonomiskt sett normalt ekonomiskt möjliga. Möjligheterna till ett helt förbud är små; om tillstånd en gång har getts för verksamheten praktiskt taget obefintliga.

Svårigheter vid jämförelser

Om en jämförelse mellan kraven på svenska och utländska företag skall vara meningsfull, bör man noga precisera jämförelserna.

Ett sätt för detta är att jämföra prestandakraven på olika anläggningar utifrån utsläpp eller liknande (per ton produkt, per enhet rökgaser etc.). Vissa länder fixerar detta i siffror. Det blir alltså generella regler innebärande att ett visst slags anläggning skall klara vissa prestanda.⁵ Andra länder, och där är Sverige ett gott exempel, bygger däremot kraven på en bedömning utifrån de tekniska och ekonomiska förutsättningarna i varje enskilt fall.⁶ Att det finns dessa två sätt för att bestämma prestandakrav gör jämförelser lite besvärliga. Men genomsnittligt sett och med hänsyn till svenska erfarenheter blir dock skillnaden praktiskt sett inte alltid så stor, beroende på att

man i vart fall i Sverige inte följer principen om individuell bedömning fullt ut i praktiken, utan handlar som om det funnes temporärt standardiserade prestandanormer. Men då talar man kanske hellre om ”praxis”.

Ett annat sätt att jämföra krav är att göra en undersökning av ett antal olika men likvärdiga föroreningskällor i olika länder och studera de *faktiska* kraven på dessa. Då kan resultatet bli annorlunda än om man utgår från hur kraven ser ut på papperet. Resultatet påverkas nämligen av hur olika *genomförandefaktorer* har inverkat. Det kan nämligen mycket väl hända att ett visst land på papperet har lite lägre krav än ett annat, men å andra sidan *genomdriver* dessa med stort eftertryck genom tillsyn etc., medan ett annat land på papperet har högre krav som dock ofta inte efterlevs därför att tillsynen är dålig.

Sverige har åtminstone för närvarande en dålig tillsyn.⁷ I Sverige har det varit relativt vanligt att tillståndsvillkor enligt miljöskyddslagen antingen inte följs eller också är så utformade, att de inte går att kontrollera. Det är vidare inte ovanligt att tillsynsmyndigheter låter företag fortsätta en tid med olagliga utsläpp, trots att det inte finns någon enda lagregel som ger myndigheterna denna befogenhet. Detta betyder att företag vanligen har kunnat fortsätta sin verksamhet under betydande tid även om de släpper ut mer än de enligt regler och villkor får göra.

Den uppbyggnad som just nu (1989) pågår av tillsynen inom *miljöskyddslagens* ram kan komma att ändra på detta. Emellertid skedde en liknande, om än betydligt mindre, satsning i samband med lagändringarna 1981 och detta ledde inte till några mera omfattande förändringar i praktiken, i vart fall inte under de första åren därefter.⁸

Ett tredje sätt att jämföra olika länders miljökrav är att ta hänsyn till respektive lands helhet med hänsyn till regel- och plansystemet. Och då finner man att svenska företagare i vissa hänseenden har en betydligt mera förmånlig situation än företagare i en del andra länder. Vad det bl.a. handlar om är skillnaden mellan å ena sidan system med kvalitetsnormer, å andra sidan system utan sådana normer. Jag vill illustrera vad detta är

med hjälp av kärnan i den amerikanska luftvårdslagstiftningen, som den utvecklades under 1970-talet.

Särskilt om kvalitetsnormer

I USA infördes 1970 de regler som, låt vara med betydande ändringar, fortfarande utgör kärnan i den federala luftvårdslagstiftningen. Nya föroreningskällor måste uppfylla New Source Performance Standards (skillnaden mellan sådana och miljöskyddslagens krav för nya anläggningar i normalfallen är inte avsevärd). *Därutöver* gäller luftkvalitetsnormer, innebärande att inte ens om alla föroreningskällor klarar högsta möjliga reningsgrad, så får något nytt tillkomma som ytterligare förorenar den luften med samma slags förorening. Ett tak alltså för föroreningarna.

Liknande regler finns på vattensidan men det förefaller som om man hittills har lyckats något bättre på luftsidan än på vattensidan med att vända på föroreningsutvecklingen.

Principen är alltså mycket enkel. Med utgångspunkt från olika miljömål (i vid mening) sätts kvalitetsnormer. Inget beslut får sedan fattas som leder till att sådana normer kränks respektive blir svårare att uppnå.

Och om inte förr så i detta perspektiv ser vi hur vanskligt det är att jämföra ”kraven” i ett land med kvalitetsnormer med ”kraven” i ett land utan sådana normer. I ett land med kvalitetsnormer (förutsatt att det finns andra regler som ser till att dessa också efterlevs) kan miljökraven bli hur hårda som helst på en ny anläggning, nämligen beroende på var anläggningen skall placeras. Om den skall in i ett område där kvalitetsnormerna inte uppfylls, måste ju i princip verksamheten vara så tekniskt avancerad att den inte alls ökar föroreningsgraden. Men om samma verksamhet i stället skall in i ett område där kvalitetsnormerna är uppfyllda, räcker det med att efterleva New Source Performance Standards (eller motsvarande), förutsatt att man därigenom inte släpper ut så mycket så att kvalitetstaket bryts igenom.

Av detta följer bl.a. att jämförelser mellan Sverige och länder

med kvalitetsnormer kan bli systematiskt missvisande, helt enkelt därför att det i Sverige praktiskt taget aldrig kan inträffa att kraven för en ny verksamhet sätts högre än standarden enligt 5§ miljöskyddslagen.⁹ I länder med kvalitetsnormer kan det däremot hända att man inte alls får utöva den verksamhet man tänkt sig, därför att det inte "finns plats" för den. Och då finns det bara två sätt att bereda sig plats. Den ena är att förbättra sin teknik så att det inte blir några utsläpp av aktuell typ. Den andra är att köpa sig plats – och även det kostar ju pengar.

Inte alla länder möjliggör köp av plats, men det har i Sverige uppmärksammats mycket att man i USA har ett slags marknad för vad man i Sverige förefaller älska att kalla "utsläpps rättigheter". Den marknaden har såvitt jag förstår uppstått som en konsekvens av en lagstiftning med kvalitetsnormer i kombination med det politiska önskemålet att inte ha "idiotstopp" för nyetablering i svårt förorenade områden. Det kanske intressantaste skedet i den utvecklingen var 1977–1978.¹⁰

Betydelsen av genomföranderegler

Det är inte bara USA som använder kvalitetsnormer. I själva verket är den lagstiftningsansatsen ganska vanlig. Men jag är mycket mån om att påpeka att *ingen* lagstiftning som endast har vissa *kravregler* bara därför är *effektiv*.¹¹ Det normala är att ett antal andra regler också behövs, regler som alla reglerar *genomförandet* av de centrala kravreglerna.

Den amerikanska luftvårdslagen hade under mitten av 1970-talet genomföranderegler som föreföll vara relativt effektiva. Det var just denna effektivitet som gjorde att man, när man 1977 insåg att inte alla områden skulle klara luftkvalitetsnormerna, förstod att det inte fanns några möjligheter att med lagen oförändrad undvika idiotstopp i de svårt förorenade områdena.

Minns alltså detta när ni studerar olika länder med kvalitetsnormer. Lagar utan goda genomföranderegler, men med kvalitetsnormer, behöver inte leda till mer än politiska utsagor om olika miljömål som inte kopplas till genomförandeinstrument.

Emellertid kan vi säga en allmängiltig sak om länder som saknar kvalitetsnormer och det är att i de länderna får företagare ibland eller alltid utöva den verksamhet de önskar, förutsatt standardåtgärder, oavsett vilka miljöeffekter de förorsakar. Sådant är i huvudsak läget i Sverige. *Typiskt sett* är alltså svenska företagare ekonomiskt gynnade jämfört med sådana konkurrenter som verkar i ett land där man upprätthåller kvalitetsnormer.

Olika kringregler

Som jag tidigare angett har de olika kringreglerna en stor betydelse för den faktiska situationen för företagare och enskilda. En mycket tydlig skillnad mellan å ena sidan Sverige, å andra sidan ett antal andra länder, gäller lättheten att få tillstånd att sätta i gång en verksamhet.

För svensk del är själva tillståndsplikten enligt olika lagar omfattande.¹² Eftersom många olika lagar kan aktualiseras på en och samma sak, och eftersom de flesta lagar är illa utformade vad gäller samordning,¹³ kan det i och för sig bli krångligt att få alla nödvändiga tillstånd för mera komplicerade verksamheter. Detta gör att det inte säkert går att generellt säga det ena eller det andra om tidsåtgången i olika länder. Däremot finns en annan, systematisk skillnad och den gäller kraven på beslutsunderlag.

Beslutsunderlag

Sedan 1970 krävs i USA att federala beslut som kan leda till betydande miljöeffekter måste föregås av en "Environmental Impact Statement" (EIS) – en miljökonsekvensbedömning.

En sådan skall innehålla redovisning av miljöeffekterna av det som beslutet skall avse men också – och detta har ansetts särskilt viktigt – av olika rimliga alternativa sätt att nå samma syfte. Också nollalternativet (att inget alls göra) skall redovisas. Innan EIS-proceduren är färdig måste en offentlig granskning av beslutsunderlaget ha skett samt därefter en granskning av

detsamma på federal myndighetsnivå. Domstolar kan där pröva huruvida en EIS uppfyller lagens krav.

Med tiden spreds detta slags instrument till delstater och en del andra länder samt till internationella organisationer, och så sent som 1988 utfärdade EG direktiv om vad man i Europa kallar "Environmental Impact Assessment" (EIA). I allt väsentligt är EIS och EIA samma sak på det sättet att kravet på redovisningar av alternativ är en grundsten, samtidigt som det saknar betydelse vilken eller vilka lagar i landet i fråga som gäller för ett visst projekt.

För att läsarna skall förstå det följande, vill jag understryka att när jag fortsättningsvis talar om miljökonsekvensbedömningar, *avser jag därmed motsvarigheten till EIA* och som jag nyss nämnt ingår i sådana vad som ovan angetts för EIS.

Detta har vi inte i Sverige. I Sverige finns inget *krav* på att de sammanlagda verkningarna av ett företag eller ett beslut har kartlagts innan beslut om företaget fattas. Det finns heller inget krav på att man skall samla alla tänkbara effekter – oavsett under vilken lag de sedan faller – i något dokument eller någon procedur. Det finns inga krav på att utreda alternativa sätt att nå det syfte som avses med en ansökan, ett företag eller ett förslag i övrigt. Det finns inga krav på att allmänheten skall få insyn i beslutsunderlag angående möjliga alternativ, ofta inte heller när det gäller några miljöeffekter över huvud taget.

Vad som gäller är i stället de olika lagarnas egna regler om beslutsunderlaget. De som går längst där är vattenlagen och miljöskyddslagen, men ingen av dessa går längre än till att kräva av den som söker ett tillstånd att denna redovisar de miljöeffekter av företaget som faller under respektive lag. Eller uttryckt på ett annat sätt; det är kravreglerna i varje lag som bestämmer, och då på ett indirekt sätt, vad som måste vara utrett innan beslut fattas.

Men ingen av dessa två lagar säger något om att välja bästa rimliga alternativa sätt att nå ett visst ändamål i en vidare mening, bara om bästa rimliga sätt att genomföra sådant som just företagaren syftar till. De säger bara att man skall välja bästa rimliga plats (miljöskyddslagen), att man skall utföra

företaget på minst skadliga sätt¹⁴ och att olägenheterna inte utan vidare får vara alltför stora respektive alltför stora i förhållande till nyttan av verksamheten.

Detta betyder i sin tur att företagare och andra exploatörer har lägre krav på sig i Sverige än i USA och vissa andra länder, försettningsvis också än i EG, när det gäller sådant som att redovisa miljöeffekter och alternativ samt att låta närboende och allmänheten komma in tidigt i ärendena och tillföra beslutsunderlaget fakta och synpunkter. Det betyder naturligtvis motsatsvis att enskilda i Sverige har färre rättsliga befogenheter i samband med olika tillståndsärenden än i en del andra länder (jag återkommer till detta nedan).

För att mera ingående analysera konsekvenserna av detta krävs dels betydligt bättre fakta om andra rättsordningar än vad jag har tillgång till, dels att man bryter ner analysen så att man försöker beakta betydelsen av den dåliga samordning som den svenska lagstiftningen har i jämförelse med de förseningsrisker som kan finnas i rättsordningar där överprövningar kan ske vid domstolar respektive där det finns krav på miljökonsekvensbedömningar (EIA).

Men generellt sett kan antagligen följande slås fast.

1. Företagare som kan få tillstånd utan föregående miljökonsekvensbedömningar har därigenom en principiell fördel gentemot de företagare som inte kan få ett för sig positivt beslut utan en sådan procedur.
2. Enskilda som bor i ett land där verksamheter kan tillåtas utan att dessas verkningar har utretts, har i princip ett sämre läge än enskilda i ett land som har rätt att kräva att beslutsfattarna känner till dels miljöeffekterna av det tilltänkta projektet, dels huruvida det skulle vara möjligt att nå syftet bakom projektet på något annat, mindre ingripande sätt.
3. Företagare som verkar i ett land med krånglig, motsägelsefull och splittrad lagstiftning drabbas typiskt sett av stora kostnader och mycken tidsåtgång i förhållande till företagare

i land där lagstiftningen är enhetlig och där tillståndsprovningarna är väl anpassade till varandra.

4. Företagare, som kan få tillstånd som utesluter domstolsprovningar, har typiskt sett fördelar jämfört med företagare som kan råka ut för att ett givet tillstånd kan överprövas vid domstol. Fördelarna för den förstnämnda kategorin blir större om tillståndsprovningarna är politiska provningar och inte rättsliga, men detta är i viss mån avhängigt av dels det politiska klimatet i landet, dels huvuvida det finns möjligheter för lokala eller centrala politiska veton. Den svenska tillståndsprovningen enligt 4 kap. naturresurslagen (tidigare 136 a § byggnadslagen) är ett exempel på det sistnämnda.¹⁵
5. Å andra sidan finns det andra slags konsekvenser av system med politiska bedömningar, nämligen att förutsebarheten kan vara ganska låg varvid också risken för olika behandlingar är hög. Vad som hände månaderna före 1988 års val i Sverige ger en antydning. Plötsligt blev vissa ärenden expressbehandlade i regeringen (såsom Aspa bruk). Plötsligt blev man mycket hård i tillämpningen av lokaliseringsregeln (Composit Marin). Men året dessförinnan tillät regeringen en avfallstipp inne på företagets eget industriområde på stranden av Ålands hav (Forsmark),¹⁶ samtidigt som det inte skulle falla myndigheter eller regeringen in att låta industrierna ha egna soptippar på industriområdena. Sådan godtycklig tillämpning av miljöskyddslagens regler kan snedvrida konkurrenssituationer både inom landet och i förhållande till utländska konkurrenter.¹⁷
6. För enskilda är konsekvenserna av politiska bedömningar spegelbilden av konsekvenserna för företagen. I korta loppet medför sådana att en del tillstånd vägras, andra meddelas, i situationer som inte passar de enskilda. I långa loppet medför detta med stor sannolikhet en politisk eller kulturell reaktion bland folk i allmänhet, som också kommer att rikta sig mot förorenare som kollektiv. I takt med ökat kommu-

nalt ensambestämmande i allt fler frågor, kan detta leda till ytterligare svårförutsebara svårigheter för företag samt en ytterligare konkurrenssnedvridning, denna gång beroende på vilken kommun man vill utöva sin verksamhet i.

Public participation

Jag väljer här medvetet en internationell term som på svenska ibland något oegentligt kallas medborgarinflytande (egentligen avses medborgardeltagande i beslutsprocedurer). EIS- och EIA-procedurerna inkluderar ett sådant moment som något viktigt.¹⁸ Den svenska planproceduren har också detta moment och är det för svensk del renaste exemplet på allmänhetens deltagande, även om reglerna därom ofta kringgås.¹⁹

Tillståndsprövningen enligt miljöskyddslagen hos koncessionsnämnden har i praktiken vanligen fungerat med fulla möjligheter för allmänhetens deltagande. Däremot har tillståndsprövningarna hos länsstyrelserna betydligt oftare skett utan offentliga förhandlingar och på sätt som i praktiken, om än inte i teorin, gjort det svårt för allmänheten att delta i proceduren.

Tillståndsprövningen enligt vattenlagen ger talerätt för sakägare men inte för allmänheten som sådan, men i praktiken om än inte särskilt mycket i teorin kan allmänheten delta ganska väl i sådana mål inför vattendomstol.

Särskilt intressanta är olika prövningar enligt kärntekniklagen och strålskyddslagen. Sverige uppges vara ett av tre kärnkraftsländer i västerlandet som inte kräver någon form av allmänhetens deltagande i tillståndsproceduren. Inte ens grannar eller andra som direkt, såsom sakägare eller parter i förvaltningsrättslig mening, kan beröras av en prövning har några formella uttalade rättigheter i dessa slags ärenden. Låt vara att i teorin sådana beslut skall kunna överklagas som vilka förvaltningsbeslut som helst, men jag har praktiska erfarenheter av en total handfallenhet på strålskyddsinstitutet inför ett sådant perspektiv.²⁰

Regeringsprövningar enligt olika lagar är ett särskilt kapitel. Inför ett beslut enligt 4 kap. naturresurslagen krävs ett yttrande

från koncessionsnämnden, och denna håller dessförinnan samma slags förhandling inför det beslutet som i ett tillståndsbeslut enligt miljöskyddslagen. Detta betyder att åtminstone sådana frågor som faller under miljöskyddslagen kan behandlas också av och inför allmänheten inför regeringsbeslutet. Vad däremot gäller andra frågor, beror det på koncessionsnämndens välvilja huruvida sådana tas upp eller inte.

Regeringsprövningar i besvärssärenden enligt olika lagar, liksom i underställningsärenden, utesluter i princip allmänheten från medverkan. Dock står det naturligtvis ansvarigt statsråd fritt att höra vem det vill, men nuvarande praxis i miljödepartementet – som måhända är personrelaterad – är att så mycket som möjligt undvika kontakter med allmänhet och direkt berörda enskilda i ärendena.

Det framstår som helt klart att Sverige generellt sett ligger efter många andra länder när det gäller allmänhetens deltagande i beslutsprocedurer, samt att tendenserna utomlands går mot ökat sådant deltagande, inte minskat. Som vanligt finns naturligtvis också länder som begränsar inflytandet ungefär lika hårt som i Sverige eller hårdare, men jag har haft svårt att hitta länder utanför östblocket som systematiskt har ännu hårdare begränsningar än Sverige.²¹

Access to justice

Jag väljer också här medvetet en internationell term. Denna gång betecknar den möjligheten att få en rättslig prövning av saker och ting.

Jag skiljer nu mellan å ena sidan skadeståndsfrågor, å andra sidan frågor om förutsättningar och krav för att få utöva miljöstörande verksamheter och jag börjar med de senare.

På miljöområdet i Sverige finns inte mycket av möjligheter att gå till domstol eller att på annat sätt i en god process eller procedur få frågan om sina rättigheter eller företagares skyldigheter prövade. Särskilt intressanta är prövningarna enligt miljöskyddslagen och naturresurslagen. Tillstånd enligt dessa lagar utesluter möjligheten att kräva ytterligare försiktighetsmått

eller förbud vid domstol. Vidare kan inte tillståndsgivningen enligt någon av dessa lagar överklagas till domstol.

Vissa förändringar kommer att ske till följd av den motvilliga inledningen till anpassningen till Europakonventionens krav på möjlighet att få olika typer av frågor prövade i domstol. Men det kommer antagligen att dröja länge, innan domstolar och rättsliga prövningar kommer att spela en mera framträdande roll i den svenska miljövärden.²²

Dock tror jag att utvecklingen i någon mån kommer att påskyndas inom miljöområdet om Sverige närmar sig EG. För den gissningen har jag utgått från antagandet att EG kommer att förvänta sig, eller kräva, att Sverige inte har regler som i alltför hög grad gör det lättare att bedriva miljöstörande verksamheter i Sverige än vad det är att bedriva sådana i EG-stater. Och enligt min mening är det typiskt sett (med det menar jag att det normalt är så, men undantagssituationer finns) en konkurrensfördel för en företagare att verka i ett system där de som drabbas av hans verksamhet inte kan få sin sak prövad av domstolar eller på andra, likvärdiga sätt.

Vad gäller skadeståndsfrågor är däremot domstolsvägen alltid öppen i Sverige. Det som skiljer gentemot en del andra länder är här i stället den svenska praxisen när det gäller att värdera skador. Dessutom, men det behöver inte vara en skillnad mot andra länder,²³ innebär det stora risker ekonomiskt att stämma till domstol och begära ersättning.

Miljön och mänskliga rättigheter

Rätten till miljön

Det föregående handlade om möjligheter att få rättslig prövning av olika frågor. En annan fråga gäller rättens *inhåll*.

Som jag redan nämnt finns inte i svensk grundlagstiftning någon som helst garanti för enskilda till en rimligt god miljö. Miljön nämns över huvud taget inte på det sättet i rättighetskapitlet. I en del länder, inte minst inom EG, finns eller förväntas däremot antingen i konstitution eller lag något slag av erkän-

nande av mänskliga miljö rättigheter. Men dessutom skall vi minnas att ett land med bindande kvalitetsnormer i praktiken har regler till vilka den enskilde bör kunna hänvisa, hävdande att sämre miljö än så är han inte skyldig att tåla till följd av olika tillståndsbeslut eller liknande. Inte heller sådana slags regler finns för svensk del.

Jag har inte kunnat följa EG-utvecklingen särskilt noggrant ännu, men har förstått att det inom EG kommer att gälla en princip att varje land i grundlag eller lag skall ge något slag av grundläggande rätt till miljön. Om detta är riktigt och förverkligas, kan vi ana ett krav som senare kommer att ställas också på Sverige från EG-håll; nämligen om Sverige på allvar kommer att närma sig EG.

Äganderättsfrågor

Det brukar ofta nämnas ett helt annat slags fråga när man talar om mänskliga rättigheter, grundlagsskydd och miljöfrågor och den rör äganderättsskyddet. Detta nämns i rättighetskapitlet i regeringsformen.

Sammanfattningsvis innebär det svenska äganderättsskyddet följande:

- Mark eller annan egendom eller särskilda rättigheter får inte förfogas över av någon annan än ägaren utom med stöd av avtal eller i lag som dessutom skall innehålla regler om ersättning för förlusten.²⁴ Detta är de typiska expropriationssituationerna, där äganderättens skydd ytterst är ekonomiskt. I sina grova drag är detta västeuropeisk standard.²⁵
- Däremot får markanvändning *begränsas*, utan att den ovan nämnda regeln anses lägga hinder i vägen, så länge begränsningen inte kombineras med att annan helt eller delvis förfogar över marken på ett expropriationsliknande sätt. Om då begränsningen syftar till att bevara eller behålla något på den begränsade marken, utgår ersättning om begränsningen innebär avsevärt försvarande av pågående, laglig markanvändning. Om däremot begränsningen syftar till att förhindra

någon olägenhet *utanför* det begränsade området, utgår ingen ersättning. Åtminstone vad gäller det sistnämnda, ansluter reglerna till västeuropeisk och amerikansk normal standard.²⁶

Den kritiska skiljelinjen mellan olika rättighetskomplex, vad gäller mänskliga rättigheter, går för inte bara svensk del utan också många andra länders vid frågan huruvida en olägenhet kan drabba annat än förorenarens egen anläggning och mark.

I sin enkla logik innebär ju skydd för hälsa och egendom inte bara att ägaren skall ha rätt till sin egendom inklusive att använda denna, utan också att ägaren skall ha rätt att slippa att andra använder hans egendom utan hans medgivande.²⁷

En typisk förorenande verksamhet kräver mer mark än ägarens egen för att utsläppen inte skall bli alltför koncentrerade. Det är bara att göra tankeexperimentet att varje industri endast fick använda sin egen mark för samtliga sina föroreningar – vad som skämtsamt har kallats ”the Polluters Choke Principle”. Men eftersom vatten fungerar som lösnings- och transportmedel för en mängd olika ämnen, finns normalt ändå risken för att föroreningar slipper ut utanför fastighets- eller anläggningsgränsen. *Alltså innebär förorenande verksamhet i princip att annans egendom utnyttjas.*

För svensk del har man flyttat omgivningsgränserna från fastighetsgränsen in till anläggningsgränsen. Allt som når utanför en anläggning eller ett verksamhetsområde anses nå ”omgivningen” och därmed påverka andra intressen än markägarnas egna. Det kan diskuteras renheten i principerna här, men å andra sidan är diskussionen mest akademisk, eftersom så snart föroreningar når utanför en anläggning så föreligger spridningsrisker.

Andra tankebanor kan från början ha legat bakom att man i många västländer inte sett några avgörande rättighetsproblem när det gäller att begränsa markägares användning av mark på omgivningsstörande sätt.

Det kan ha varit hälsoskäl. Det kan ha varit en allmän tanke om att många intressenter, många ”tredje män”, kan drabbas och att det därför är statens uppgift att hindra skadegörande

verksamheter. Intressant är dock att konstatera att det inte finns några stora logiska problem med att kombinera ett starkt skydd för äganderätten med en även hårdhänt miljöpolitik utan ersättningsrätt för den som hindras störa andra. I själva verket är det fullt logiskt just utifrån ett äganderättsperspektiv. Om man därtill lägger individernas hälsa och säkerhet, förstärks intrycket av att det går att förena.

The Polluter Pays Principle

Principen att förorenaren skall stå för de kostnader han orsakar anses vara allmänt omfattad i Västeuropa och väl även på flera andra håll. Jag har inte gått djupare in på olika definitioner av principen och har alltså inte undersökt i vilken omfattning den anses begränsad till att det är förorenaren som skall betala vad det kostar att begränsa föroreningarna, respektive om den också innefattar att förorenaren skall stå för samtliga kostnader (och då inte bara skadestånd till enskilda) som verksamheten orsakar.

Jag har heller inget underlag för närmare jämförelser med andra länder; jag käner inte tillräckligt om hur olika ekonomiska styrmedel egentligen används där för närvarande. Därför blir den följande genomgången översiktlig och principiell.

När det gäller att stå för skyddskostnader, är principen relativt väl genomförd i Sverige.

När det gäller att stå för skador för enskilda är den väl genomförd (om vi bortser från domstolarnas snåla beräkningar av skadebeloppen) i miljöskadelagen som gäller för de flesta störningstyper som hör samman med användning av fast egendom. Där är skadeståndsansvaret strikt och obegränsat, men täcker i normalfallen bara sådana skador som är särskilt omfattande eller speciella.

Vad gäller skador till följd av radioaktivitet är däremot principen inte särskilt väl genomförd. Atomansvarighetslagen gäller bara för atomolyckor och har dessutom beloppsbegränsning. Å andra sidan är skadeståndsansvaret strikt samt måste täckas med försäkring. Motsvarande lagstiftning i andra kärn-

kraftsländer är likartad, men det uppges att åtminstone ett par länder har tagit bort beloppsgränserna.

Något generellt ekonomiskt produktansvar finns inte i Sverige.

Utsläppsavgifter och liknande ekonomiska styrmedel används bara i begränsad omfattning i Sverige och avgifter på utsläpp från fasta anläggningar har ännu inte införts. En utredning arbetar på detta, men den utredningen kommer antagligen att få svårigheter, eftersom konstruktionen av miljöskyddslagens regler är sådan att utredningens uppdrag egentligen – utan att uppdragsgivarna det förstod, än mindre uttryckte i ord – innebär en översyn av miljöskyddslagens tillåtlighetsregler.

Internationella konventioner

Trots den avgränsning jag gjorde inledningsvis, bör betydelsen av internationella överenskommelser beröras från de utgångspunkter som denna uppsats bygger på.

Det finns för närvarande ett betydande antal konventioner som Sverige har förbundit sig att följa. Många andra länder är också anslutna. Men medan en del andra länders rättssystem bygger på att konventionerna, när de väl är gällande *för* landet, också gäller *inom* landet (alltså ingår i det landets gällande rätt), bygger det svenska på motsatsen. Konventionerna måste översättas till svensk lag. Det märkliga är emellertid att många av de viktigare miljökonventionerna *inte* har förts över till svensk rätt. Visserligen hävdar en del att flertalet konventioner inte går längre än redan gällande svenska lagar. Men dels har såvitt jag vet ingen analyserat detta fullt ut, dels vet jag att det inte gäller för exempelvis Östersjökonventionen.

Detta betyder att det för svenska föreningar inte innebär någon systematisk, än mindre rättslig, skillnad att Sverige sluter en överenskommelse med annat land. Det är först när Sverige fullföljer sina åtaganden och gör konventionens bestämmelser gällande inom landet, som det blir någon skillnad. Men Sverige

gör inte alltid detta.²⁸ Sverige fullgör ibland inte sina internationella åtaganden på miljöområdet genom att göra åtagandena gällande inom landet.²⁹

Detta betyder inte att internationella åtaganden nödvändigtvis aldrig återverkar på svenska förhållanden. Det betyder bara att de *inte* återverkar *rättsligt* och att de *inte* återverkar *systematiskt*.

Avslutning

Redan när jag angav inriktningen för denna analys, påpekade jag svårigheterna att välja jämförelsematerial och infallsvinklar. USA och Västeuropa, särskilt då EG, blev jämförelsematerialet och framför allt tog jag fram skillnaderna mellan å ena sidan kvalitetsnormer, å andra sidan den svenska lagstiftningstekniken att låta branschekonomin sätta gränserna i flertalet fall. Jag har inte gått in på hur stark den svenska lagstiftningen anser att branschekonomin skall vara efter miljökrav, och detta beror på att lagstiftarna inget sagt därom. Det finns heller inte tillräckligt klara linjer i praxis för detta.

Däremot har det framgått att länder med rättsligt gällande kvalitetsnormer kan medföra hårdare krav för industrier i vissa områden än som vanligen kan ställas i Sverige. Jag har också påpekat skillnaden mellan *krav* och *genomförande*. Men inte heller med beaktandet av denna, kan man påstå att Sverige skulle ha särskilt hårda krav. Möjligen kommer det senare att ändras nu, nämligen om lagändringar och administrativa förstärkningar på tillsynsområdet slutligen leder till högre efterlevnad av tillståndsvillkor m.m.

En vanlig uppfattning har varit att Sverige har en hård miljölagstiftning. Den genomgång jag har gjort stöder inte ett sådant påstående, så länge vi håller oss på en generell nivå. Snarare förefaller det som om industrin i Sverige allmänt sett har ett lindrigt miljörettsligt klimat. Sverige har inte krav på Environmental Impact Assessments (miljökonsekvensbeskrivningar i en bestämd mening). Sverige har inga kvalitetsnormer. Sverige har många beslutsprocedurer där det rättsliga inslaget är av

ringa betydelse. Sverige har ingen notifikationsplikt för nya kemikalier. I Sverige dömer domstolarna ut små skadestånd jämfört med i en del andra länder. Sverige ligger än så länge helt öppet för användning av genetiskt manipulerade organismer. Tillsynen på miljöskyddsområdet har i flera sammanhang dokumenterats som ineffektiv.

Frågan är då huruvida sådana faktorer är av intresse när man sätter svensk miljölagstiftning i ett internationellt perspektiv. Jag tror att så är fallet. Den främsta orsaken är att samtliga dessa faktorer utom skadeståndsbeloppen är sådana som har förändrats i ”skärpande” riktning utomlands – inte överallt men ändå i en sådan omfattning att vi kan dra slutsatser om tendenser. Om inte Sverige helt isolerar sig (och det mesta pekar på att Sverige närmar sig EG) kommer sådana tendenser att slå igenom också här. Däremot finns det få inslag i den svenska miljölagstiftningen som ligger längre fram än vad som gäller utomlands.³⁰

Eftersom miljöproblemen i Sverige av många anses allvarliga, och eftersom många av dessa har förvärrats under den tid som nuvarande centrala regler i miljöskyddslagstiftningen har gällt, saknas vidare anledning att tro att reglerna består. Så mycket pekar på en skärpning – både miljön och den utländska utvecklingen – att frågan inte blir huruvida, utan på vilka sätt, miljölagstiftningen³¹ i Sverige kommer att ändras i (vanligen) skärpande riktning.

Noter

¹ Exempel på frontlinjeländ har varit Sverige i försurningsfrågor samt sannolikt i slutet av 1960-talet och början 1970-talet vad gäller reningskrav på kommunala avloppsvatten.

² Detta kallas i juridiken *objektiva bedömningar* medan motsatsen kallas subjektiva bedömningar (en lite missledande terminologi men man avser bedömningar av objektiva respektive subjektiva omständigheter).

³ Även om produktsäkerhetslagstiftning nu innebär en liten förändring. Men med kontroll menar jag här särskilt restriktioner och kanske förbud.

⁴ Det vanligaste sättet för ett förbud att komma till i Sverige är antagligen ett regeringsbeslut i förordningsform.

⁵ USA har exempelvis standardiserade, periodvis uppdaterade, krav på reningsprestanda för nya luftförorenande anläggningar, New Source Performance Standards.

⁶ Det är detta som gör att man i Sverige talar om individuella bedömningar – alltså bedömningar utifrån vissa av lagen anvisade förutsättningar i det enskilda fallet.

⁷ Sådana brister har gått som en röd tråd genom det svenska utredningsväsendet sedan senare delen av 1970-talet. Det senaste vittnesbördet är utredningen 1987 om miljövärdens organisation.

⁸ Det förhållandet att utredningen 1987 kunde vara så kritisk som den var är i och för sig ett bevis för detta.

⁹ Undantagen är få och har samband med möjligheterna till en alternativ lokalisering som företagaren ändå inte vill utnyttja. Därtill kommer den oförutsebara möjligheten att i ett enskilt fall tillståndsmyndigheterna anser att just då olägenheten blir av väsentlig betydelse utan att det finns tillräcklig nyttoövervikt för verksamheten – då är det 6 § miljöskyddslagen som åberopas. Men eftersom det inte finns några siffror i miljöskyddslagen för när sådana olägenheter skall anses råda, och eftersom det dessutom är möjligt för en företagare vid påstådd nyttoövervikt att trots väsentliga olägenheter slippa undan med ”standardkrav”, så föreligger här en rättslig faktor som leder till möjligheten av olika konkurrensförutsättningar inom en och samma bransch i ett och samma land.

¹⁰ Jag måste reservera mig för att jag inte har haft möjlighet att nära studera den amerikanska luftvårdslagstiftningen under 1980-talet. I en studie 1977, publicerad som stencil vid juridiska institutionen i Uppsala, har jag analyserat genomförandet av de amerikanska primära luftkvalitetsnormerna inför den tidsgräns som gällde för 1 juli 1977; det var då som de skulle vara genomförda. I den studien skildras upptakten till det som sedan blev en *offset policy* vilken senare övergick till att bli ett slags marknadsmöjligheter.

¹¹ Med effektiv menar jag att den i mycket hög grad fungerar utifrån de syften som den skall tjäna. Man talar ofta om en lags genomslagskraft, om hur mycket den genomförs etc.

¹² Exempel: tillstånd enligt miljöskyddslagen, täktillstånd enligt naturvårdslagen, vattendom enligt vattenlagen, bygglov enligt plan- och bygglagen, koncession enligt minerallagen och torvlagen, tillstånd enligt 4 kap naturresurslagen m. fl.

¹³ Väl dokumenterat i Michanek: Den svenska miljörettens uppbyggnad (Uppsala 1985).

¹⁴ Vilket är något mycket snävare än att uppnå *syftet* med det vattenföretag eller den miljöfarliga verksamhet som man vill ha tillstånd till.

¹⁵ Snabb prövning, politisk bedömning, ingen domstolsprövning möjlig men kommunen måste godta. Detta betyder att den företagare som kan förmå kommunen att godta, samt som ämnar bedriva, en verksamhet som regeringsmakten politiskt vill ha, undslipper inte bara i praktiken utan också i princip en rättslig prövning av sin verksamhet. Därmed kommer han i en förmånlig situation i förhållande till en konkurrent i ett land med en strikt reglerad rättslig prövning av verksamheten.

¹⁶ Ett marklager för lågaktivt avfall, tillhopa ungefär 3 000 ton, i form av en vanlig täcktipp. Detta skall inte blandas samman med lagret för låg- och medelaktivt avfall under havsbotten (det s.k. SFR 1).

¹⁷ En genomgång av koncessionsnämndens beslut andra halvåret 1988 (som jag publicerar våren 1989) tyder dock på att nämnden inte generellt ryckts med av denna regellösa anda som man kan tycka sig finna i regeringsbesluten. Enligt min mening tyder det halvårets beslut på en hög juridisk standard hos koncessionsnämnden i tillämpningen, lika hög som jag tyckt mig iaktta under tidigt 1980-tal och dessförinnan.

¹⁸ Beträffande EIA-procedurerna kan detta variera mellan olika länder, däremot inte beträffande EIS-proceduren.

¹⁹ Främst tänker jag på två saker. Den ena är att samrådet ofta kommer betydligt senare än vad som är lagstadgat. Den andra är att många beslut om hur viss mark skall användas i praktiken fattas på ett betydligt tidigare stadium än själva planbesluten.

²⁰ De förvaltningsrättsliga principerna för rätten att överklaga gäller dock också ärenden om kärnteknisk verksamhet och strålning.

²¹ Jag upprepar än en gång att jag inte har några systematiska undersökningar som grund för mina bedömningar.

²² Orsakerna är flera. En av de viktigaste är att de politiker som för närvarande sitter vid eller nära makten, liksom många tjänstemän i liknande positioner, inte förefaller ha det minsta intresse för att öka enskildas möjligheter att få sina saker rättsligt prövade. Det saknas helt enkelt annars vanliga rättsstatliga ideal hos många av dagens makthavare.

²³ Jag saknar helt enkelt informationer om detta.

²⁴ Till detta kommer allemansrätten.

²⁵ Även om man kan diskutera ersättningsprinciperna mera i detalj och då finna olika skillnader.

²⁶ Jag har inte tillgång till underlag för en jämförelse med andra länder avseende restriktioner och pågående markanvändning.

²⁷ Jag kommer här inte att ta upp allemansrättens särprägel på dessa slags analyser.

²⁸ Märk mitt ord ”ibland”. Svenska regler om atomansvar, om ansvar för oljeskador, om vattenförorening från fartyg m.fl. är exempel på lagar som för över internationella åtaganden till svensk rätt.

²⁹ Jag vet för lite om svensk folkrätt för att uttala mig om andra typer av konventioner.

³⁰ Undantag finns, främst vad gäller vissa kemiska ämnen och produkter samt för livsmedel och arbetsmiljö – de senare ingår emellertid inte i denna uppsats.

³¹ Ett undantag måste göras för sådan lagstiftning som rör varor, produkter. Utan att ha analyserat frågan närmare, förefaller det mig att olika regler och principer om handelshinder kommer att ge både EG och andra organ problem när det gäller att samtidigt med bibehållandet av sådana synsätt försöka klara olika problem som rör den *yttre* miljön. Troligen skulle en noggrann analys visa att Sverige i ett internationellt perspektiv inte har genomsnittligt särskilt svaga regler när det gäller sådant som rör livsmedel, arbetsmiljö och åtminstone vissa kategorier produkter som sådana.

Styrmedel i miljöpolitiken

Vid slutet av 1960-talet publicerade Erik Dahmén en debattbok med titeln *Sätt pris på miljön*.¹ Detta skedde vid en tidpunkt då utsläpp i luft och vatten på allvar började uppfattas som ett problem och då riktlinjerna för den svenska miljöpolitiken började utformas. *Sätt pris på miljön* var en plädering för utsläppsavgifter som styrmedel i miljöpolitiken. Dahmén's huvudpoäng var att sådana avgifter skulle stimulera utveckling av miljövänliga produktionsmetoder och produkter och därmed en bättre hushållning med allt knappare miljöresurser.

Dahmén's bok väckte debatt och blev en viktig källa till inspiration för den miljöekonomiska forskningen i Sverige. Den praktiska miljöpolitiken i vårt land utvecklades emellertid i helt andra banor än dem som Dahmén och en grupp likasinnade ekonomer förespråkade. En övermäktig konstellation av politiker, företrädare för näringslivet, "miljövänner" och administratörer var negativa till miljöavgifter och lade därmed grunden för miljöpolitisk styrning baserad på regleringar. Frågan om avgifter som styrmedel i den svenska miljöpolitiken syntes en gång för alla avgjord.

Under 1980-talets senare del har det emellertid skett en dramatisk förändring i synen på miljöavgifter. Dahmén's och andra ekonomers argument från 1960-talet har återuppstått, men förs nu fram av politiker, journalister och företrädare för miljörörelsen. Plötsligt är det bara företrädare för näringslivet som är direkt negativa till miljöavgifter.

Man kan bara spekulera över skälen till denna attitydförändring. Den mest näraliggande förklaringen är kanske att de allt högre miljöpolitiska ambitionerna skapat intresse för alla slag av hittills oprövade styrmedel. Intresset för de amerikanska erfarenheterna av "bubblor" och "överlåtelsebara utsläppsrätter" tyder på detta.² Här räcker det att konstatera att de senaste årens utveckling skapat nya förutsättningar för en diskussion om styrmedel i den svenska miljöpolitiken.

Syftet med detta kapitel är kort och gott att, mot den skisserade bakgrunden, diskutera några ekonomiska aspekter på valet av styrmedel i den framtida svenska miljöpolitiken. Framställningen är upplagd som en jämförelse mellan tre olika huvudtyper av miljöpolitiska styrmedel. Som avrundning skall jag också redovisa några egna förslag beträffande den framtida "arbetsfördelningen" mellan olika styrmedel i den svenska miljöpolitiken.

En meningsfull diskussion om formerna för statens styrning av resursanvändningen på något område förutsätter någorlunda starka motiv för statlig styrning som sådan. Detta villkor är dessvärre sällan uppfyllt. Exempelvis har det under senare år förts många diskussioner om *hur* staten skall styra energianvändningen. Några övertygande argument för *att* staten skall styra energianvändningen har dock inte presenterats. När det gäller hushållningen med miljöresurser finns det emellertid starka motiv för statlig styrning. Innan jag diskuterar de olika styrmedlen kan det vara på sin plats att kortfattat precisera dessa motiv.

Ekonomiska motiv för miljöpolitisk styrning

Produktion av varor och tjänster, nyttjandet av bilar och andra varaktiga konsumtionsvaror samt hanteringen av restprodukter och avfall leder i varierande utsträckning till buller och utsläpp av olika substanser i luft och vatten. Alla dessa miljöeffekter är av alla parter oönskade bieffekter, "externa effekter", av vår produktion och konsumtion av skilda nyttigheter.

Externa effekter i form av buller, utsläpp i luft och vatten

m.m. medför på olika sätt kostnader i vid bemärkelse. Utsläpp i luft och vatten kan påverka produktiviteten i skogsbruk, jordbruk och fiske. Luftföroreningar medför ökad korrosion och skadar historiska monument. Höga halter av luftföroreningar ger skadliga effekter på människans hälsa. Naturpåverkan i vid bemärkelse minskar tillgången på den kollektiva nyttigheten "miljökvalitet".

Alla dessa "miljökostnader" är i hög grad reala kostnader. Det finns alltså ingen principiell skillnad mellan miljökostnader och "vanliga" kostnader. Att det kan vara svårt att uttrycka miljökostnaderna i kronor och ören är en annan sak.

I och för sig är det inget problem att miljöresurser tas i anspråk i samband med olika produktions- och konsumtionsaktiviteter. Det torde i själva verket vara helt oundvikligt. Problemet är att miljöresurserna på goda grunder kan antas vara överutnyttjade.

I massmedia och samhällsdebatt framställs detta ofta som resultatet av "miljöbovars" och andra mindre nogräknade personers framfart. Man kan lätt få intrycket att miljöförstöringen har sin grund i låg moral och alltför milda straff för dem som överträder gällande bestämmelser.

Ekonomer brukar emellertid ha en annan förklaring. Den grundläggande observationen är att det saknas väldefinierade individuella äganderätter till miljöresurserna. Detta har uppenbara fysiska orsaker; miljöresursernas karaktär av s.k. kollektiva nyttigheter gör att individuellt ägande i praktiken är uteslutet. Utan väldefinierade äganderätter finns det ingen grund för avtal mellan ägare och potentiella nyttjare av miljöresurser. Det kan med andra ord inte uppstå reguljära marknader för denna typ av resurser och utan marknader bildas inga marknadspriser. För en enskild konsument eller producent framstår därför knappa miljöresurser ofta som fria resurser. De privata produktions- och konsumtionsbeslut som leder till en från samhällsekonomisk synpunkt alltför stor användning av miljöresurser kan därför te sig privatekonomiskt rationella.

Detta är det grundläggande samhällsekonomiska motivet för ingrepp i hushållningen med miljöresurser. Det är också ett

förhållande som skiljer miljöpolitiken från de politikområden där statens ingrepp huvudsakligen är motiverade av fördelningsspolitiska ambitioner, t.ex. bostadspolitiken och regionalpolitiken. I en modern version av de klassiska ekonomernas "nattväktarstat" skulle det med andra ord finnas någon form av miljöpolitik, men knappast någon bostadspolitik eller någon regionalpolitik.

Principer för kostnadsfördelning

Slutsatsen av resonemanget i föregående avsnitt är att miljöpolitiken och de miljövärdande organen kan betraktas som substitut för reguljära marknader när det gäller hushållningen med de kollektiva miljöresurserna. I praktiken innebär detta att myndigheterna utnyttjar ett antal olika styrmedel för att påverka produktionens och konsumtionens miljöpåverkan. En viktig fråga i samband med valet mellan olika styrmedel är hur kostnaderna för de åtgärder som vidtas skall fördelas. I grunden rör detta frågan om hur den kollektiva äganderätten till miljöresurserna skall uppfattas: Är det i vår egenskap av konsumenter av "miljö kvalitet" som vi har den kollektiva äganderätten till miljöresurserna eller har vi denna rätt som producenter av buller och olika slag av utsläpp?

I det förra fallet är det naturligt att det är förorenaren som bär kostnaderna för att begränsa utsläppen. Denna princip för kostnadsfördelning brukar kallas "Polluter Pays Principle" (PPP). I det senare fallet grundas kostnadsfördelningen på den motsatta principen, den s.k. "Victim Pays Principle" (VPP). Då är det alltså den som drabbas av sämre miljö som ersätter förorenaren för de kostnader som en reduktion av utsläppen innebär för denne.

Historiskt har den kollektiva äganderätten till miljöresurser som ren luft, rent vatten, tystnad etc. inte varit särskilt väl definierad. Om något har äganderätten legat hos andra än konsumenterna av miljö kvalitet; det har varit en närmast självklar rätt att åstadkomma buller, släppa ut rökgaser, deponera avfall i sjöar och vattendrag etc.

Den miljöpolitiskt betingade lagstiftning som vuxit fram i Sverige och andra länder under senare år kan emellertid ses som ett sätt att tydligare hävda "miljökonsumenternas" kollektiva rätt till miljöresurserna. Efter ett inledningsskede med vissa subventioner till utsläppsbegränsande åtgärder, som kan ses som en variant av VPP, är PPP nu en allmänt accepterad grund för miljöpolitiken i samtliga OECD-länder.

I det fortsatta resonemanget skall jag därför utgå från att den framtida miljöpolitiken i Sverige i allt väsentligt kommer att baseras på PPP när det gäller fördelningen av de direkta kostnaderna för vidtagna åtgärder. Det bör dock påpekas att fördelningen av det direkta kostnadsansvaret är något annat än miljöpolitikens slutliga effekter på inkomstfördelningen. Utfallet i detta avseende beror ju på hur de direkta miljövardkostnaderna kan övervältras på produkt- och faktorpriser.

Alternativa målformuleringar

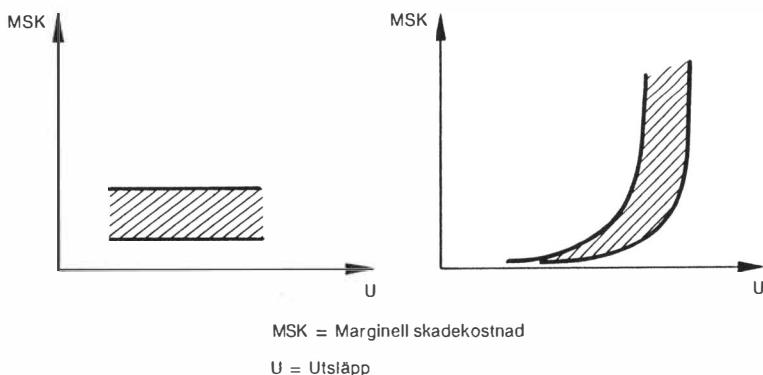
Det är uppenbart att absoluta miljökvalitetsnormer i extrema fall kan vara ouppnåeliga eller kan leda till en prioritering av miljö kvalitet framför konsumtion av andra privata och kollektiva nyttigheter som de flesta finner orimlig. Utgångspunkten för varje miljöpolitisk målformulering måste därför vara en avvägning mellan de skador på kort och lång sikt som olika utsläpp förorsakar och de kostnader av skilda slag som uppstår om man begränsar utsläppen.

Om man hade fullständig kunskap om dessa skador, nuvarande och framtida generationers värdering av skadorna samt alla relevanta kostnadsförhållanden vore det enkelt att härleda en miljöpolitisk strategi med utgångspunkt i ett allmänt mål om effektivt utnyttjande av ekonomins samlade resurser. För varje utsläpp skulle man jämföra de samhällsekonomiska kostnaderna för de åsamkade skadorna på miljön med kostnaderna för att eliminera utsläppen i fråga. Den miljöpolitiska strategin skulle då vara att genomföra alla utsläppsbegränsningar som, med vederbörlig hänsyn till administrations- och kontrollkostnader, befanns vara samhällsekonomiskt lönsamma.

I praktiken är dock kunskapsläget ett helt annat. Sambanden mellan utsläpp och miljöskador är bara delvis kända. Den ekonomiska värderingen av miljöskadorna är svår att genomföra med rimliga krav på precision. Uppskattningar av kostnaderna för att reducera olika slag av utsläpp är behäftade med stor osäkerhet. Det är med andra ord oundvikligt att miljöpolitiska mål tenderar att vara både temporära och ganska grovt till-yxade.

Som en första indelning kan man tänka sig två typer av temporära miljöpolitiska mål. Båda bygger på tillgänglig information om sambandet mellan utsläpp och värdet av de miljöskador som ytterligare utsläpp orsakar, dvs. den s.k. skadefunktionen. I figur 1 avbildas två hypotetiska skadefunktioner.

Figur 1.



I det första fallet är sambandet mellan utsläpp och marginella skadekostnader konstant inom rimliga utsläppsvariationer, men det råder osäkerhet om den marginella skadekostnadens nivå. Under dessa betingelser gäller det att alla åtgärder vars kostnader ligger inom eller under det aktuella intervallet för skadekostnaderna uppfyller kravet på samhällsekonomisk lönsamhet. Det miljöpolitiska målet kan med andra ord formule-

ras som en "åtgärdsnivå" mot vilken beräknade kostnader för utsläppsbegränsande åtgärder i de enskilda fallen skall ställas.

I det andra fallet är den marginella skadekostnaden i stort sett noll fram till en "kritisk" nivå för utsläppen, men det råder osäkerhet om var denna nivå ligger. Eftersom skadekostnaden stiger mycket snabbt vid den "kritiska" nivån är det med hög sannolikhet samhällsekonomiskt lönsamt att begränsa utsläppen till en nivå under eller eventuellt inom det intervall där den "kritiska" nivån bedöms ligga. I praktiken blir det miljöpolitiska målet en övre gräns för utsläppen av olika ämnen.

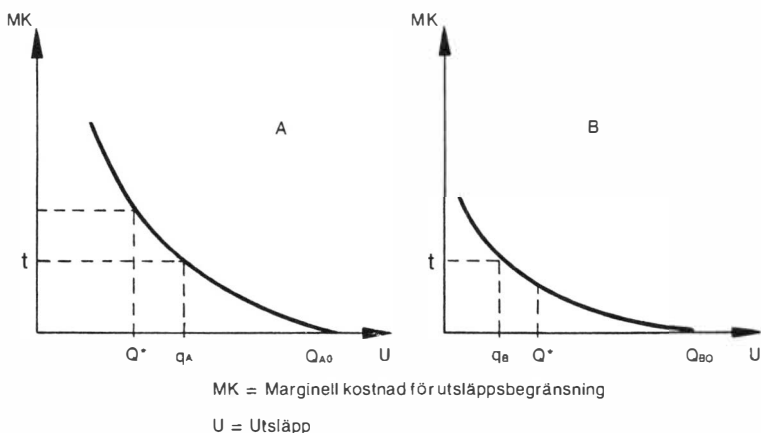
Det är givetvis en empirisk fråga hur skadefunktionen ser ut för olika typer av utsläpp. Vidare är det inte troligt att alla utsläpp kan hänföras till något av de två extrema fall som illustreras av figur 1. Emellertid har en hel del forskning under senare år inriktats på att fastställa "kritiska belastningsgränser", dvs. den maximala deposition av olika ämnen som "naturen tål", och i den miljöpolitiska debatten i Sverige har det hävdats att de totala utsläppen av olika ämnen bör begränsas så att de "kritiska belastningsgränserna" inte överskrids. Vidare har Sverige inom ramen för det internationella miljösamarbetet gjort utfästelser om att begränsa de totala utsläppen av svaveloxider, kväveoxider och CFC (freon) till vissa angivna nivåer.

Mot denna bakgrund har jag valt att diskutera valet av styrmedel under förutsättningen att de miljöpolitiska målen är uttryckta som övre gränser för de totala utsläppen av olika ämnen.

Miljöpolitiska styrmedel

I detta och följande avsnitt skall jag jämföra tre typer av miljöpolitiska styrmedel: *direkta regleringar*, *överlåtelsebara utsläppsrätter* och *likformiga utsläppsavgifter*. Inledningsvis antas att myndigheter, företag och hushåll har fullständig information om kostnaderna för att begränsa utsläppen. Detta är i och för sig ett helt orealistiskt antagande, men gör det möjligt att renodla vissa frågor av generell betydelse.

Figur 2.



Jämförelsen utgår från den situation som illustreras av figur 2. I denna avbildas sambandet mellan utsläpp och den marginella kostnaden (MK) att begränsa utsläppen i fråga för två hypotetiska företag, A och B. De marginella kostnaderna för att begränsa utsläppen är högre ju lägre utsläppsnivån är och genomgående högre för A än för B. I utgångsläget finns inga krav på rening, varför utsläppsnivåerna är Q_{A0} respektive Q_{B0} .

Därefter införs miljöpolitiskt betingade krav på rening. Dessa innebär att de samlade utsläppen från de två företagen inte får överstiga $2Q^*$ enheter. Ett sätt att åstadkomma den föreskrivna utsläppsbegränsningen är att båda företagen reducerar sina utsläpp till Q^* . Om man vill uppnå den föreskrivna utsläppsbegränsningen till lägsta samhällsekonomiska kostnad bör emellertid utsläppsbegränsningen fördelas mellan företagen så att den marginella reningskostnaden är lika hög i de två företagen när reningskravet är uppfyllt. Den kostnadseffektiva lösningen är således att A reducerar sina utsläpp till q_A , medan B reducerar sina utsläpp till q_B .

Direkt reglering innebär att företagen helt enkelt åläggs att reducera sina utsläpp till q_A respektive q_B . Dessa ålägganden

kan utformas på olika sätt, exempelvis som krav på företagen att installera den reningsutrustning eller använda de insatsvaror som bedöms hålla utsläppen under den målsatta nivån. Om myndigheterna nöjer sig med att föreskriva en maximal utsläppsnivå för respektive företag, och detta kombineras med frihet för företagen att välja reningsmetoder och att fördela reningsinsatserna mellan anläggningens olika utsläppspunkter, kan man säga att myndigheterna lagt en s.k. "bubbla" över denna.

□ *Överlåtelsebara utsläppsrätter* innebär att båda företagen ges rätt att göra utsläpp som sammanlagt uppgår till högst $2Q^*$ enheter. Man kan säga att myndigheterna placerar företagen i en och samma "bubbla". Poängen med detta system är att de tilldelade rättigheterna får överlätas mellan företagen. Utsläppsrätterna kan således betraktas som ett slags substitut för individuella äganderätter till en viss sammanlagd mängd av miljöresursen i fråga. Inom ramen för ett system med överlåtelsebara utsläppsrätter kan det enskilda företaget välja mellan att själv göra utsläpps begränsningar eller att förvärva ytterligare utsläppsrätter. Handeln med utsläppsrätter bidrar därmed till att utjämna de marginella reningskostnaderna mellan företagen.

Detta kan belysas med hjälp av figur 2. Antag att den initiala tilldelningen av utsläppsrätter är Q^* för båda företagen. Dessa kan då reducera sina kostnader genom att via handel med utsläppsrätter omfördela kravet på rening. Vid priset t kr för utsläppsrätter motsvarande en enhet utsläpp ligger det i båda företagens ekonomiska intresse att A förvärvar utsläppsrätter motsvarande utsläppen $q_A - Q^* = Q^* - q_B$ från B. Genom denna kombination av utsläpps begränsande åtgärder och handel med utsläppsrätter når man således den föreskrivna utsläpps begränsningen och detta sker till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad.³

□ En *likformig utsläppsavgift* innebär i detta fall att båda företagens utsläpp beläggs med en avgift på t kr. per enhet, dvs.

det enskilda företags totala miljöavgift blir proportionell mot de faktiska utsläppen.⁴ Företaget kan därmed välja mellan att betala avgiften och att genomföra utsläpps begränsande åtgärder. För att minimera summan av avgiftsbetalningar och kostnader för utsläpps begränsande åtgärder bör då A begränsa sina utsläpp till q_A , medan B bör begränsa sina utsläpp till q_B . Den likformiga utsläppsavgiften gör således att det ligger i företagens ekonomiska intresse att genomföra den föreskrivna utsläpps begränsningen och detta sker till lägsta möjliga samhälls-ekonomiska kostnad.

Detta exempel visar hur de olika styrmedlen är tänkta att fungera. Det visar också att om de miljövärdande myndigheterna besitter all relevant information om företagens utsläpp och reningskostnader, kan det miljöpolitiska målet nås till lägsta möjliga kostnad med alla de tre diskuterade typerna av styrmedel. Under dessa speciella betingelser är samtliga tre styrmedel med andra ord kostnadseffektiva. Däremot är det inte säkert att miljöpolitiken som sådan är effektiv från ekonomisk synpunkt. Hur det förhåller sig i detta avseende beror på den marginella skadekostnadens storlek i förhållande till den (för båda företagen lika höga) marginella kostnaden för utsläpps begränsning.

I exemplet är den marginella kostnaden för utsläpps begränsning t kr. per enhet. Om man kunde fastställa den marginella skadekostnaden och denna befanns vara just t kr. per enhet, kan man säga att miljöpolitiken är effektiv från ekonomisk synpunkt. Om den marginella skadekostnaden däremot är högre (lägre) än t kr., så är det från samhällsekonomisk synpunkt motiverat att skärpa (lätta på) miljökraven.

I verkligheten kan man inte räkna med att kunna göra denna typ av jämförelser med någon högre grad av precision. En regelbunden utvärdering av miljöpolitiken med avseende på förhållandet mellan de marginella kostnaderna för utsläpps begränsning och bästa tillgängliga skattning av den relevanta marginella skadekostnaden är dock både möjlig och önskvärd. Sådana utvärderingar av miljöpolitiken är dock inte särskilt vanliga.

Styrmedlens effekter vid ofullständig information

I verkligheten är den tillgängliga informationen om tekniska alternativ och kostnader för utsläppsbegränsning ofullständig. Det är också sannolikt att den information som finns är asymmetriskt fördelad; företagens kunskaper om sina processer torde i allmänhet vara bättre än myndigheternas kunskaper om dessa processer. Dessa förhållanden har betydelse för valet av styrmedel. För att belysa detta skall jag jämföra de tre typerna av styrmedel med utgångspunkt i fyra olika kriterier, nämligen kostnadseffektivitet, måluppfyllelse, kostnader för mätning och kontroll samt incitament till teknisk utveckling.

Kostnadseffektivitet

Kriteriet kostnadseffektivitet avser styrmedlets förmåga att åstadkomma en given utsläppsbegränsning till lägsta möjliga samhällsekonomiska kostnad. Ett nödvändigt villkor för kostnadseffektivitet är att den marginella kostnaden för ytterligare utsläppsbegränsning är densamma i alla företag där reningsåtgärder vidtagits. I det hypotetiska exempel som diskuterades i föregående avsnitt var detta villkor uppfyllt för samtliga styrmedel. Under mer realistiska förhållanden är detta inte fallet.

När man diskuterar *direkta regleringar* med avseende på kostnadseffektivitet måste man skilja mellan, å ena sidan, regleringar som är avsedda att leda till kostnadseffektivitet och, å andra sidan, regleringar av exempelvis den typ som används i Sverige. Den svenska miljölagstiftningen utgår från att alla utsläppsbegränsande åtgärder som är "tekniskt möjliga, ekonomiskt rimliga och ekologiskt motiverade" skall genomföras. Den praxis som har utvecklats innebär emellertid att frågan om vad som är "ekonomiskt rimligt" avgörs med hänsyn till de reglerade företagens allmänna ekonomiska situation snarare än med hänsyn till de marginella kostnaderna för utsläppsbegränsning. Kriteriet kostnadseffektivitet tillmätts med andra ord en mycket ringa betydelse i den svenska miljöpolitiken. Att det

finns exempel på mycket olika marginella reningskostnader för samma ämne vid näralliggande företag är således inte förvånande.

Frågan är då hur väl man skulle lyckas om man inom ramen för ett system med direkta regleringar faktiskt skulle eftersträva kostnadseffektivitet. Något exakt svar kan inte ges, men det är helt klart att en hög grad av kostnadseffektivitet bara kan uppnås om man på central nivå kan samla in och bearbeta information om kostnaderna för utsläppsbegränsning vid i princip varje utsläppskälla. När det gäller föroreningar som t.ex. svaveloxider, kväveoxider och CFC torde antalet utsläppskällor vara så stort att detta ter sig som en i praktiken omöjlig uppgift. Till detta kommer att företagen i ett system med direkta regleringar sannolikt har incitament att överdriva sina kostnader; höga kostnader är ju ett slags skydd för företaget mot myndigheternas krav på utsläppsbegränsning. Slutsatsen blir att direkta regleringar sannolikt leder till låg kostnadseffektivitet i miljöpolitiken.

När det gäller *överlåtelsebara utsläppsrätter* är bilden en annan. Här ligger det i varje företags intresse att utnyttja all befintlig information om metoder för att reducera de egna utsläppen. Det ligger också i företagets intresse att via handel med utsläppsrätter medverka till att en större del av den ålagda utsläppsbegränsningen genomförs i företag där kostnaderna för utsläppsbegränsning är förhållandevis låga. Höga transaktionskostnader och/eller "tunn" marknad för utsläppsrätter kan emellertid förhindra en fullständig utjämning av de marginella kostnaderna för utsläppsbegränsning mellan företagen. Det viktiga är dock att detta styrsystem ger incitament till sökande av kostnadseffektiva lösningar, medan ett system med direkta regleringar ger incitament som snarast motverkar kostnadseffektivitet.

De starkaste incitamenten till kostnadseffektivitet ges dock av ett system med likformiga *utsläppsavgifter*. I ett sådant system konfronteras ju samtliga företag med samma "pris" på utsläppen av ett visst ämne. Därmed har miljöpolitisk styrning baserad på likformiga utsläppsavgifter en inbyggd mekanism

som drar i riktning mot fullständig utjämning av de marginella kostnaderna för utsläpps begränsning mellan de olika företagen.

Sammantaget är det mycket som talar för att ekonomiska styrmedel i allmänhet, och likformiga utsläppsavgifter i synnerhet, är överlägsna direkta regleringar med avseende på kriteriet kostnadseffektivitet. Speciellt gäller detta för utsläpp som härör från ett stort antal olika källor.

Måluppfyllelse

Med måluppfyllelse avses styrmedlets förmåga att, oavsett kostnad, realisera ett givet mål beträffande utsläpps begränsning. Här står styrsystem baserade på *överlåtelsebara utsläppsrätter* i en klass för sig, eftersom myndigheterna i ett sådant system har direkt kontroll över de totala utsläppen. Däremot är utsläppsrätternas marknadspris, och därmed de marginella kostnaderna för utsläpps begränsning, osäkra.

När det gäller *direkta regleringar* och *utsläppsavgifter* råder det emellertid osäkerhet om den miljöpolitiska styrningens effekter på de totala utsläppen. Direkta regleringar avser alltid enskilda företag, produktionsanläggningar eller produkter. Om de direkta regleringarna alltid vore utformade som övre gränser för de totala utsläppen från varje företag, och dessa gränser reviderades så snart som ett nytt företag fick tillstånd att etablera miljöpåverkande verksamhet inom det aktuella området, skulle givetvis denna typ av styrning ge full kontroll även över de totala utsläppen.

I praktiken är dock dessa villkor sällan uppfyllda. Koncessioner ges för fem eller tio år och revideras inte när nya verksamheter tillkommer. Vidare är det ofta utsläppen per producerad enhet, eller insatsvarornas innehåll av olika ämnen, snarare än de totala utsläppen som är föremål för reglering.

När det gäller utsläppsavgifter är osäkerheten om effekten på de totala utsläppen ännu större. Till en del beror denna osäkerhet på att de praktiska erfarenheterna av utsläppsavgifter är små. Med ökad användning av miljöavgifter får man ett empi-

riskt underlag som möjliggör skattningar av sambandet mellan avgiftsnivå och utsläpps begränsning. Någon högre grad av precision i sådana skattningar bör man dock inte räkna med. Man kan säga att den utsläpps begränsning som en viss avgift medför sker till lägsta möjliga kostnad, medan utsläpps begränsningens storlek i hög grad är osäker.

Kostnader för mätning och kontroll

All miljöpolitisk styrning förutsätter att utsläppen på ett eller annat sätt kan mätas och att efterlevnaden av gällande regler kan kontrolleras.⁵ Detta förhållande lägger starka restriktioner på valet av styrmedel, liksom på den praktiska utformningen av styrsystemen. Ett grundläggande problem är att det ofta är svårt eller nära nog omöjligt att med god precision mäta utsläppen som sådana. Ett annat är att många utsläpp är oplanerade konsekvenser av driftstörningar. Ett tredje är att en viss verksamhet kan medföra en mängd olika typer av utsläpp och andra slag av miljöeffekter. Ett fjärde är att lokaliseringen av en viss verksamhet kan ha stor betydelse för miljöeffekterna av givna utsläpp.

Dessa problem brukar ofta anföras som motiv för direkta regleringar och som argument mot de mer generellt verkande ekonomiska styrmedlen. Med en *direkt reglering* kan man i ett sammanhang ta ställning till såväl anläggningens lokalisering som dess utformning. Vidare kan man föreskriva sådana tekniska lösningar och val av råvaror och andra insatsvaror att samtliga utsläpp kan hållas inom vad som bedöms som acceptabla nivåer. Därmed kan också kontrollen avse tekniska installationer och använda insatsvaror snarare än svåråtgärdade utsläpp.

Mot detta kan anföras att de ekonomiska styrmedlen inte heller förutsätter att utsläppen som sådana kan mätas. Såväl *avgifter* som behov av *utsläppsrätter* kan ju baseras på beräknade utsläppsmängder och genomförda utsläpps begränsande åtgärder kan bedömas med hänsyn till effekten på dessa. I ett system med ekonomiska styrmedel får alltså företagen lov att

övertyga myndigheterna om hur mycket vidtagna åtgärder begränsar utsläppen innan åtgärderna kan godkännas som grund för reduktion av utsläppsavgifter respektive krav på innehav av utsläppsrätter.

Emellertid är det obestridligt att ekonomiska styrmedel i högre grad än direkta regleringar förutsätter explicit beräkning och klassificering av de totala utsläppen av olika typer av föroreningar från en given anläggning. Vidare torde den i ett system med ekonomiska styrmedel större friheten att välja omfattning och inriktning av de utsläpps begränsande åtgärderna vid en anläggning medföra ett i motsvarande mån större behov av kontroll att ”godkända” åtgärder faktiskt vidtagits. Detta talar för att direkta regleringar medför lägre kostnader för mätning och kontroll än de här diskuterade ekonomiska styrmedlen.

Incitament till teknisk utveckling

Den tekniska utvecklingen är i hög grad styrd av ekonomiska incitament, dvs. förväntningar om högre framtida vinster, men kan även drivas fram av myndigheternas krav på produkternas egenskaper eller anläggningarnas utformning. Miljöpolitisk styrning med hjälp av *utsläppsavgifter* ger på ett naturligt sätt ekonomiska incitament till utveckling av miljövänliga produkter och produktionsmetoder; även vid en optimal reduktion av utsläppen måste ju företaget betala en avgift för kvarvarande utsläpp. Om företaget genom teknikutveckling eller introduktion av nya produkter ytterligare kan reducera sina utsläpp kan det också reducera sin totala miljöavgift. Därmed får företaget avkastning i monetära termer på de resurser som används för teknik- eller produktutveckling.

Ett system baserat på *överlåtelsebara utsläppsrätter* fungerar här på i princip samma sätt som utsläppsavgifter. Teknisk utveckling som reducerar företagens utsläpp reducerar också dess behov av utsläppsrätter. De överflödiga utsläppsrätterna kan då säljas, vilket innebär en direkt avkastning i monetära termer på de resurser som satsats på att utveckla miljövänlig teknik eller miljövänliga produkter. En komplikation i sammanhanget är

dock att det i allmänhet råder osäkerhet om utsläppsrätternas framtida marknadsvärde. Det är emellertid svårt att dra generella slutsatser om hur denna osäkerhet påverkar incitamenten till teknisk utveckling.

Direkta regleringar ger däremot i sig inga incitament till ytterligare utsläppsbegränsningar. Eftersom företagen utan kostnad kan göra utsläpp upp till en viss nivå, ger ytterligare reningsansträngningar ingen företagsekonomisk avkastning. Nu kan myndigheterna som sagt driva fram viss teknisk utveckling genom att efter hand skärpa miljökraven, men det är uppenbart att om man inte på central nivå besitter och kan hantera enorma mängder information om tekniska alternativ och utvecklingsmöjligheter, kan sådana påtryckningar leda till felsatsningar och annat slöseri med resurser.

Sammantaget finns det alltså starka skäl som talar för att de ekonomiska styrmedlen är överlägsna när det gäller att stimulera teknisk utveckling på miljöskyddsområdet. Eftersom miljöskyddsåtgärder, miljövänlig teknik och miljövänliga produkter, trots allt, är ganska nya företeelser, är denna slutsats ett tungt argument till förmån för miljöpolitisk styrning baserad på ekonomiska incitament. En definitiv rangordning av olika styrmedel i samband med ett konkret miljöproblem måste dock göras med utgångspunkt i de här diskuterade fyra kriterierna. Dessutom kan det vara skäl att beakta styrmedlens effekter på inkomst- och förmögenhetsfördelningen.

Effekter på inkomst- och förmögenhetsfördelningen

Alla former av miljöpolitisk styrning har effekter på inkomst- och förmögenhetsfördelningen. Man kan dela upp dessa i direkta och indirekta fördelningseffekter. De direkta fördelningseffekterna beror på att varje miljöpolitisk åtgärd i realiteten innebär en omfördelning av den kollektiva äganderätten till miljöresurserna. Om företagen på egen bekostnad måste vidta ytterligare reningsåtgärder, och eventuellt betala en avgift för kvarvarande utsläpp, så är detta således en direkt omfördelning från företagens ägare och anställda (som på olika sätt får be-

strida kostnaden för de vidtagna åtgärderna) till konsumenterna av miljö kvalitet (som får en välfärdsökning i form av bättre miljö).

De indirekta fördelningseffekterna beror på åtgärdernas effekter på disponibla inkomster och tillgång till miljö kvalitet som (eventuellt) uppstår till följd av ändrade produkt- och faktorpriser. Om således ökade miljöskyddskostnader i en viss bransch helt eller delvis övervältras på produktpriserna, påverkas fördelningen av de reala inkomsterna till nackdel för de konsumenter som har en relativt stor konsumtion av de aktuella produkterna.

En utgångspunkt för denna diskussion är att de företag som står för utsläppen också får lov att bära den direkta kostnaden för de reningsåtgärder som vidtas. När det gäller de ekonomiska styrmedlen tillkommer nettot av handeln med utsläppsrätter respektive avgiften på kvarvarande utsläpp. Eftersom inkomst- och förmögenhetseffekterna av handel med utsläppsrätter beror på den initiala fördelningen av utsläppsrätterna, kan man inte dra några generella slutsatser om dessa effekter. Jag begränsar mig därför här till att jämföra direkta regleringar och likformiga utsläppsavgifter.

Vid en ytlig betraktelse kan det te sig som en självklarhet att utsläppsavgifter i högre grad än direkta regleringar har negativa effekter på företagens lönsamhet och därmed i slutändan påverkar inkomst- och förmögenhetsfördelningen till nackdel för ägare och anställda i företag vars verksamhet har betydande miljöeffekter. I båda fallen måste ju företaget stå för de direkta åtgärds kostnaderna och i fallet med avgifter måste företaget dessutom betala en avgift för de utsläpp som återstår efter vidtagna åtgärder. Det finns emellertid två förhållanden som talar för att detta kan vara en förhastad slutsats.

För det första bygger resonemanget på det implicita antagandet att åtgärds kostnaderna är desamma i de två fallen. Men via högre kostnadseffektivitet och starkare incitament till teknisk utveckling kan ett system med likformiga utsläppsavgifter leda till genomsnittligt lägre åtgärds kostnader vid givna miljömål.

För det andra förutsätter resonemanget att alla produkt- och

råvarupriser är konstanta, dvs. att utsläppsavgifterna inte kan övervältras ”framåt” på produktpriserna och/eller ”bakåt” på råvarupriserna. På kort sikt är detta i många fall säkert en riktig förutsättning. Men på längre sikt måste man räkna med en betydande övervältring. Det finns ju ingen anledning att räkna med lägre kapitalavkastningskrav i miljöstörande verksamheter än på andra håll i ekonomin och det är heller inte sannolikt att anställda i sådana verksamheter accepterar lägre löner än i annan jämförbar sysselsättning. Vilken övervältring som faktiskt äger rum beror på de olika produktionsfaktorernas rörlighet och på konkurrensförhållandena på de aktuella produkt- och faktormarknaderna.

Sammantaget innebär detta dels att det är utomordentligt svårt att helt kartlägga miljöpolitikens fördelningseffekter, dels att man inte *a priori* kan rangordna de olika styrmedlen med avseende på något fördelningskriterium. Däremot kan man på goda grunder hävda att oväntade och betydande skärpningar av miljöpolitiken på kort sikt kan få icke negligerbara effekter på inkomst- och förmögenhetsfördelningen. Det finns ju en hel del kapital bundet i anläggningar med betydande miljöeffekter och det finns en hel del människor som har sin utkomst i sådana verksamheter och som i stort sett saknar jämförbara sysselsättningsalternativ. Det finns också andra tröghetsfaktorer i den övervältringsprocess som skisserades ovan.

”Blandade” styrsystem

Det miljöpolitiska styrsystem som utnyttjas i Sverige bygger nästan helt på direkta regleringar. Dock finns det vissa inslag av ekonomiska styrmedel, t.ex. skattedifferentiering mellan blyad och blyfri bensin samt pant på vissa produkter, t.ex. aluminiumburkar. Till detta kommer en del avgifter som finansierar delar av myndigheternas tillståndsprövning och kontroll på miljöområdet. Dessa avgifter har dock en sådan konstruktion och nivå att de inte kan betraktas som utsläppsavgifter.

Emellertid är det mycket sannolikt att det miljöpolitiska styrsystemet under de närmaste åren kommer att kompletteras med

utsläppsavgifter på i första hand svavel och klororganiska substanser. Detta förutskickas i regeringens miljöpolitiska proposition och är för närvarande föremål för utredning av en statlig kommitté. Denna kommitté har också att pröva förutsättningarna för en mer omfattande introduktion av utsläppsavgifter. Någon avveckling eller genomgripande förändring av det befintliga regleringssystemet är emellertid inte aktuell. Därmed är vi på väg att få ett miljöpolitiskt styrsystem som innehåller en blandning av regleringar och ekonomiska styrmedel.

Frågan är då om analysen av utsläppsavgifternas verkningar behöver revideras då dessa kombineras med regleringar. Denna fråga är intressant inte minst därför att en del av miljöavgifternas kritiker hävdar att miljöavgifter i kombination med regleringar har negativa verkningar på näringslivets internationella konkurrensförmåga utan att bidra till lägre utsläpp i miljön.⁶

När man diskuterar denna fråga är det naturligt att utgå från miljöskyddslagens huvudprincip, dvs. principen att alla miljöskyddsåtgärder som är "tekniskt möjliga, ekonomiskt rimliga och ekologiskt motiverade" skall genomföras. Om man tolkar denna princip bokstavligt, har utsläppsavgifter sannolikt inga omedelbara effekter på utsläppen; alla åtgärder som vid en avgiftsbeläggning av utsläppen ter sig lönsamma för ett enskilt företag torde också höra till de åtgärder som under alla omständigheter skall genomföras. Därmed blir miljöavgiften en extra pålaga vars väsentliga effekt är att reducera företagets driftsöverskott.

Vid en närmare granskning är detta resonemang emellertid inte så övertygande. För det första ger utsläppsavgifter även under dessa omständigheter incitament till teknisk utveckling; investeringar i ny teknik som ger lägre utsläpp ger ju avkastning i form av lägre avgifter för de "tillåtna" utsläppen. Det är alltså bara på kort sikt som de befintliga regleringarna kan väntas begränsa eller eliminera utsläppsavgifternas effekter på utsläppen.

För det andra är det inte sannolikt att de miljövärdande myndigheterna i praktiken har så god information om före-

tagens produktionsprocesser att man med de befintliga regleringarna helt uttömt möjligheterna till utsläppsbegränsande åtgärder i de befintliga anläggningarna. Med utsläppsavgifter får företagen incitament att söka och genomföra utsläppsbegränsande åtgärder som varken de eller myndigheterna annars skulle ha uppmärksammat.

Det är således troligt att utsläppsavgifter, särskilt på längre sikt, bidrar till att reducera utsläppen utöver vad som åstadkoms med direkta regleringar. Däremot är det inte säkert att utsläppsavgifterna leder till utjämning av de marginella kostnaderna för utsläppsreduktion, dvs. kostnadseffektivitet i miljöpolitiken. Skälet till detta är att regleringarna kan innebära ett tvång för företagen att vidta åtgärder för vilka kostnaderna per enhet utsläppsreduktion överstiger utsläppsavgiften. I vilken utsträckning som detta inträffar beror naturligtvis på utsläppsavgiftens nivå.

Slutsatsen är att det inte finns några avgörande skäl mot att kombinera regleringar och utsläppsavgifter i ett och samma miljöpolitiska styrsystem. Frågan är dock om det finns några skäl för en sådan kombination. Varför inte avveckla regleringarna på de områden där utsläppsavgifter införs? Om man tillåter sig att bortse från de politiska aspekterna på denna fråga finns det enligt min mening ett förhållande som talar för att det kan vara effektivt att kombinera regleringar och avgifter för att begränsa en viss typ av utsläpp.

Detta förhållande är att vissa utsläpp, som t.ex. svavelutsläpp, har såväl lokala som regionala och kanske globala effekter. Dessa effekter kan vara av olika slag. Exempelvis kan höga lokala koncentrationer av svaveldioxid i luften vara ett hälsoproblem, medan den regionala spridningen av svaveldioxid leder till försurning av mark och vatten.

Utsläppens lokala effekter kan till följd av skillnader i befolkningstäthet, koncentration av utsläppskällor och naturliga förhållanden variera starkt mellan olika områden. På grund av utsläppens spridning i luft eller vattendrag kan de regionala effekterna däremot vara approximativt oberoende av utsläppskällornas lokalisering. Under sådana betingelser är det i allmän-

het nödvändigt med ett styrmedel för att begränsa de lokala effekterna och ett annat för att begränsa de regionala effekterna.

I princip kan man här tänka sig en tvådelad avgift. Den första delen skulle då vara en likformig "grundavgift" bestämd med hänsyn till utsläppens regionala effekter och den andra delen en "tilläggsavgift" bestämd med hänsyn till de lokala effekterna och därför differentierad mellan olika områden. Emellertid kan de lokala variationerna vara sådana att en mycket långtgående differentiering av "tilläggsavgiften" kan vara nödvändig. Det kan då vara effektivare att ersätta "tilläggsavgiften" med direkta regleringar som är utformade med hänsyn till de lokala förhållandena i varje område. Om dessa regleringar alltid är dimensionerande för utsläppen, bortfaller motivet för "grundavgiften".

Avgifternas nivå

En nödvändig förutsättning för att utsläppsavgifter skall vara ett effektivt miljöpolitiskt styrmedel är att deras nivå bestäms med utgångspunkt i tydliga, stabila och rationella principer. I teorin är detta inget svårt problem; avgiften skall vara lika med den marginella skadekostnaden vid en från samhällsekonomisk synpunkt optimal avvägning mellan miljö kvalitet och andra nyttigheter. I praktiken är det emellertid inte så lätt. Skälet till detta är att våra kunskaper om skadefunktionerna är så begränsade och att det är svårt att skatta efterfrågan på kollektiva nyttigheter som olika typer av "miljö kvalitet".

Det förefaller som om miljöavgifternas kritiker fruktar att avgifterna kommer att bestämmas med hänsyn till statens intäktsbehov snarare än med hänsyn till bästa tillgängliga bedömningar av värdet av de relevanta miljöskadorna. Därmed skulle också utsläppsavgifterna variera, sannolikt stiga, från ett år till ett annat. Om detta skulle inträffa vore inte mycket vunnet med att införa utsläppsavgifter; fördelningen av de utsläpps begränsande åtgärderna skulle bli godtycklig i förhållande till miljöskadornas utveckling och företagens bedömningar

av möjliga åtgärders lönsamhet skulle vara behäftade med onödigt stor osäkerhet. Liknande effekter uppstår om företagen uppfattar avgifterna som förhandlingsbara.

Den rimligaste principen för bestämningen av utsläppsavgifternas nivå är att utgå från bästa tillgängliga uppskattning av värdet av de miljökador som utsläppen i fråga medför. Om "bästa tillgängliga uppskattning" är alltför osäker kan man i stället utgå från den "representativa" kostnaden för ytterligare begränsningar av utsläppen med känd teknik. Dock bara i fall där det finns klara indikationer på att ytterligare utsläpps begränsningar är nödvändiga om en väl definierad och accepterad miljö kvalitetsnorm skall kunna realiseras.

Oavsett vilken princip som används är det emellertid viktigt att utsläppsavgifterna fixeras i reala termer för en relativt lång period. Därmed skapar man den stabilitet i företagens ekonomiska villkor som är vital för att avgifterna skall kunna stimulera teknisk utveckling.

Miljöavgifter, statsfinanser och offentliga utgifter

Om man inför avgifter på utsläpp i miljön så kommer detta att leda till intäkter för staten. Visserligen sägs emellanåt att miljöavgifterna avses eliminera sin egen bas, dvs. utsläppen, och att de resulterande statsinkomsterna därför är av en högst tillfällig natur. Detta är nog en så pass from förhoppning att det trots allt finns skäl att diskutera hur de statsinkomster som miljöavgifterna genererar skall användas. När man diskuterar denna fråga kan man anlägga två perspektiv, "public finance-" respektive "public choice-" perspektivet.

Public finance-perspektivet har att göra med hur staten skall finansiera givna offentliga utgiftsättaganden. Grundproblemet är att alla tillgängliga skattevarianter snedvrider resursfördelningen i ekonomin. Exempelvis påverkar beskattning av arbete individers val mellan arbete och fritid liksom deras val mellan olika typer av arbete. Därmed leder beskattning till ett mindre

effektivt utnyttjande av ekonomins samlade resurser än vad som vore möjligt, dvs. det uppstår en samhällsekonomisk kostnad. I den engelskspråkiga litteraturen kallas denna kostnad för beskattningens "excess burden". "Public finance" handlar om hur beskattningen skall utformas för att denna extra börda skall minimeras.

I detta perspektiv är miljöavgifter ett förträffligt finansieringsinstrument för staten. Miljöavgifter leder ju inte till någon önskad snedvridning av resursfördelningen utan tvärtom till en rättvridning av en initialt felaktig fördelning av ekonomins resurser. Miljöavgifternas "excess burden" är således negativ! Därmed vore det naturligt att låta statens inkomster från miljöavgifterna så långt de förslår ersätta intäkterna från någon skatt som bedöms ha särskilt starkt snedvridande effekter, t.ex. arbetsgivaravgiften.

Public choice-perspektivet, å andra sidan, har att göra med vad politikerna faktiskt kommer att göra om miljöavgifterna ger nya inkomster till staten. En central utgångspunkt för den s.k. public choice-skolan är att politikerna har en mängd andra motiv än samhällsekonomisk effektivitet i allmänhet och minimering av "excess burden" i synnerhet.

En del har hävdats att beslut i den offentliga sektorn drivs av en önskan om storleksmaximering. Om detta skulle vara fallet, kan man räkna med att intäkter från miljöavgifter används för nya offentliga utgifter snarare än för att reducera andra skatter. Det är sannolikt att en del av kraven på att "öronmärka" miljöavgiftsinkomsterna för miljöskyddsåtgärder har sin grund i fruktan för att de annars kommer att användas för, som man anser, mindre angelägna ändamål.

Ett system med överlåtelsebara utsläppsrätter kan utformas på olika sätt med avseende på statens intäkter. En möjlighet är att utsläppsrätterna en gång per år helt enkelt säljs till högstbjudande. Från statsfinansiell synpunkt blir då effekterna i stort sett som i fallet med utsläppsavgifter. En annan möjlighet är att utsläppsrätterna delas ut gratis i proportion till de olika företagens utsläpp under en given period i det förgångna. I detta fall ger den miljöpolitiska styrningen inga intäkter alls till staten.

Några synpunkter på valet av miljöpolitiskt styrsystem

Miljöskyddslagen har nu funnits i två decennier. Dess utformning speglar i hög grad 1960-talets syn på miljöproblemen, dvs. som ett resultat av stora utsläpp från ett begränsat antal industriella anläggningar. Miljöpolitikens primära uppgift var att komma till rätta med dessa utsläpp liksom att "städa upp" efter gamla försyndelser. När det gäller valet av styrmedel ger miljöskyddslagen egentligen ingen valmöjlighet; miljöpolitik är helt enkelt detsamma som direkt reglering av de enskilda utsläppskällorna. En granskning av miljöskyddslagen med avseende på möjligheterna att introducera "bubblor" och överlåtelsebara utsläppsrätter ledde också till slutsatsen att sådana inslag i miljöpolitiken inte var förenliga med lagen.

Mot denna bakgrund kan man antingen avstå från vidare diskussion om miljöpolitiska styrmedel eller också ändrar man på lagen. Det är ingen tvekan om att det senare alternativet är det bästa; såväl de faktiska miljöproblemen som synen på dessa har ändrats så radikalt att det vore orimligt att låta den gamla lagstiftningen binda miljöpolitikens utformning. Jag tar mig därför friheten att betrakta miljöskyddslagen som något som kan förändras så att de styrmedel som ter sig effektiva från ekonomisk och ekologisk synpunkt också kan komma till användning.

Vilket miljöpolitiskt styrsystem skulle man då vilja rekommendera om miljölagstiftningen kunde ändras i den angivna riktningen? Givet att miljömålen, exempelvis via explicita miljökvalitetsnormer, knyts direkt till de totala utsläppen av olika föroreningar inom olika geografiska områden, är valet av "grundalternativ" för den miljöpolitiska styrningen egentligen självklart: De miljövärdande myndigheterna bör etablera ett antal "bubblor" för olika typer av utsläpp och tillåta handel med utsläppsrätter inom dessa. Om målen knyts till de totala utsläppen, är det ju naturligt att miljöpolitiken baseras på styrmedel som ger kontroll över just de totala utsläppen.

Miljöpolitisk styrning med hjälp av "bubblor" och över-

låtelsebara utsläppsrätter gör det också möjligt att i god tid annonsera framtida skärpningar av miljökraven. I praktiken åstadkommer man detta genom att utsläppstillstånden ges en begränsad giltighet i tiden och att den totala mängden utsläppstillstånd minskar över tiden i enlighet med en plan som fastställs för t.ex. en fem- eller tioårsperiod i sänder.

Revideringen av denna plan kan vidare baseras på de observerade priserna på utsläppsrätter. Dessa ger ju löpande information om de marginella kostnaderna för utsläpps begränsning. Därmed får man ett konkret underlag för regelbunden utvärdering av miljöpolitiken: Priserna på utsläppsrätter kan jämföras med de olika utsläppens uppskattade marginella skadekostnader. Om de marginella skadekostnaderna bedöms överstiga de marginella kostnaderna för utsläpps begränsning, reduceras den totala tillgången på utsläppsrätter.⁷

Det vore emellertid naivt att tro att det skisserade styrsystemet skulle kunna användas i alla situationer. I själva verket kanske "grundalternativet" bara kan utnyttjas i ett fåtal fall. Ett i sammanhanget relevant problem är att handel med utsläppsrätter förutsätter att miljöskadorna är approximativt oberoende av utsläppskällornas lokalisering. Till en del kan detta problem lösas med vissa restriktioner på handeln med utsläppsrätter. Om således ett företag är berett att reducera sina utsläpp av en viss förorening, får det inte tillstånd att sälja motsvarande utsläppsrätter till företag som är belägna i från miljösynpunkt känsligare områden.

Ett annat problem är att möjligheterna att mäta utsläppen kan variera mellan olika källor. Till en del kan detta lösas med "reduktionskoefficienter" som fastställs av de myndigheter som under alla omständigheter måste godkänna transaktionerna med utsläppsrätter. Ett exempel kan belysa innebörden av begreppet "reduktionskoefficient". Antag att ett företag där utsläppen kan mätas exakt önskar sälja utsläppsrätter motsvarande 100 ton utsläpp av en viss förorening till ett företag där osäkerheten i mätningen av utsläppen bedöms vara 25 procent. Myndigheten kan då bestämma att det köpande företaget bara får öka sina beräknade utsläpp med 80 ton. Därmed kan man

utgå från att transaktionen, om den ändå kommer till stånd, inte kommer att leda till större totala utsläpp.

En tredje typ av problem är att antalet källor kan vara så stort, och enskilda källor så små, att transaktionskostnaderna på en marknad för utsläppsrätter skulle bli alltför höga. Ett exempel är utsläpp av svaveldioxid som härrör från dels stora industri- och kraftanläggningar och kraft- och värmeverk, dels ett mycket stort antal villapannor. Under dessa betingelser kan man placera de stora utsläppskällorna i ett antal regionala "bubblor" samtidigt som utsläppen från de små källorna avgiftsbeläggs. Marknadpriserna på utsläppsrätter kan då läggas till grund för bestämningen av utsläppsavgifterna.

När det gäller mobila utsläppskällor som bilar och flygplan ligger det närmast till hands att ersätta "grundalternativet" med utsläppsavgifter bestämda i enlighet med de riktlinjer som jag tidigare diskuterat. Eventuellt kan dessa utsläppsavgifter vara regionalt differentierade. När det gäller vissa restprodukter, t.ex. uttjänade alkaliska batterier, är det naturligt att kombinera avgifter med panter för att stimulera den insamling som är nödvändig för att lämplig hantering av restprodukterna skall bli möjlig.

Emellertid måste man räkna med att faktorer som mätproblem, skillnader i lokala miljöförhållanden samt höga administrations- och transaktionskostnader i många fall gör att de ovan skisserade systemen inte är effektiva. Det är då nödvändigt att kombinera eller ersätta de ekonomiska styrmedlen med direkta regleringar. Dessa kan ha formen av minimikrav på olika typer av anläggningar eller ha karaktären av förbud mot användningen av vissa produkter eller råvarukvaliteter. När det gäller utsläpp från större anläggningar kan man använda sig av anläggningsspecifika "bubblor" och därigenom undvika långtgående detaljreglering.

Valet av miljöpolitiska styrmedel måste ske med utgångspunkt i de miljömål som man vill uppnå. Det måste också ske med hänsyn till de faktiska omständigheter som gäller för olika typer av utsläpp och miljöproblem. Det finns med andra ord inget universalsystem med generell tillämplighet. Däremot

finns det alltid en utgångspunkt, ett "grundalternativ", för utformningen av styrsystemet i det enskilda fallet. I den svenska miljöpolitiken har detta grundalternativ alltid varit direkt och detaljerad reglering. Kontentan av den här skisserade miljöpolitiska ansatsen är att man i framtiden skall söka lämpliga styrmedel med en annan utgångspunkt. Det är först när de ekonomiska styrmedlens fördelar absolut inte kan nyttiggöras som man skall tillgripa detaljerade regleringar.

Noter

¹ De huvudsakliga argumenten framfördes dock några år tidigare i Dahmén, E. (1965) "Planerar vi för den ekonomiska utveckling som vi verkligen vill ha?" i *Svensk ekonomisk tillväxt*, Finansdepartementet.

² Det rör sig här om en typ av ekonomiska styrmedel som kombinerar central styrning av de totala utsläppen med ett betydande utrymme för företagens ekonomiska överväganden när det gäller metoderna för utsläpps begränsning och fördelningen av åtgärderna mellan olika utsläppskällor. Mer om detta längre fram i kapitlet.

³ Om tillräckligt många företag uppträder på marknaden för utsläppsrätter kan man räkna med en fullständig utjämning av de marginella kostnaderna för utsläpps begränsning och att jämviktspriset på utsläppsrätter således reflekterar denna gemensamma marginella kostnad. Vid fåtalskonkurrens kan man inte räkna med en fullständig kostnadsutjämning och man kan inte heller uttala sig om vad jämviktspriset på utsläppsrätter kommer att bli. Så snart som någon överlåtelse av utsläppsrätter äger rum sker dock en viss kostnadsutjämning, dvs. en viss effektivitetsvinst uppstår.

⁴ En avgift som är beräknad på en bas som företaget inte kan påverka kallas ibland för finansieringsavgifter. Sådana avgifter påverkar inte företagens beteende med avseende på de totala utsläppen och bör inte betraktas som miljöpolitiska styrmedel.

⁵ Det behövs givetvis även ett sanktionssystem för att komma till rätta med överträdelser av reglerna.

⁶ Detta är dock inte kritikernas enda argument mot miljöavgifter. Man har exempelvis också hävdat att det strider mot grundläggande etiska principer att avgiftsbelägga utsläpp som myndigheterna i ett tidigare skede funnit acceptabla.

⁷ I det motsatta fallet bör i princip den totala tillgången på utsläppsrätter ökas. Osäkerheten i uppskattningen av de marginella skadekostnaderna talar emellertid för en försiktig strategi innebärande konstant utsläppsnivå i ett sådant fall.

Författarna

Lars Bergman är professor i nationalekonomi med inriktning på miljö och energi vid Handelshögskolan i Stockholm. Han är också ledamot av Ingenjörsvetenskapsakademiens (IVA) miljökommitté samt ledamot av styrelsen för statens kärnbränslenämnd. Han har i sin forskning bland annat sysslat med miljöpolitiska styrmedel samt metoder för utvärdering av energipolitik.

Lars Björkbom, fil. lic. i ekonomisk historia, var 1987–89 departementsråd och chef för miljö- och energidepartementets internationella enhet. Han tjänstgör nu i UD:s avdelning för internationellt utvecklingssamarbete.

Bert Bolin är professor i meteorologi vid Stockholms Universitet. Han är också ledamot av Vetenskapsakademien och Ingenjörsvetenskapsakademien (IVA).

Erik Dahmén, professor i nationalekonomi och social historia vid Handelshögskolan i Stockholm 1958–86, ekonomisk expert i Stockholms Enskilda Bank 1951–71, därefter i Skandinaviska Enskilda Banken. Han har sedan 1950-talet behandlat frågor kring miljöpolitik och ekonomi i artiklar och föredrag och skrev den av SNS 1968 publicerade boken, ”Sätt pris på miljön”.

Arne Jernelöv är professor i biologi och verksam som forskningschef vid Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning, IVL. Han är också ledamot av IVA och IVA:s miljövrårdskommitté.

Karl-Göran Mäler är professor i nationalekonomi vid Handelshögskolan i Stockholm. Han är också ledamot av Vetenskapsakademien. Han har i sin forskning sysslat med såväl teoretiska som empiriska studier av hushållningen med miljö- och naturresurser.

Bo Rydin är styrelseordförande och koncernchef i Svenska Cellulosa AB, SCA. Han är också ordförande i Industrivärden, vice ordförande i Volvo och Euroc AB samt styrelseledamot i Nobel, Skandia, IBM World Trade Corp och Sveriges Industriförbund. Han är dessutom ordförande i Kungliga Teatern AB.

Göran Skogh, docent i nationalekonomi, är verksam vid Nationalekonomiska institutionen vid Lunds Universitet och vid SNS. Hans forskning är inriktad på rättsekonomi, vilket bland annat innefattar studier av skadestånd, försäkringar och regleringar vid miljöskador.

Clas-Otto Wene är professor i energisystemteknik vid Chalmers Tekniska Högskola i Göteborg. Han är ledamot av Samrådsnämnden för kärnavfallsfrågor.

Staffan Westerlund är docent i miljö rätt vid humanistisk-samhällsvetenskapliga forskningsrådet. Hans doktorsavhandling 1975 behandlade koncessionsnämndens tillämpning av miljöskyddslagens tillåtighetsregler. Han har bland annat skrivit handböcker (lagkommentarer) om miljöskyddslagen och lagen om kemiska produkter.

*

Ekonomiskt stöd har erhållits från ASSI, Hasselfors, Procordia, SKF, STU, Svenska Statoil, Sydkraft, Trelleborg, Vattenfall och Volvo.

Människan inverkar på det globala klimatet och hela det ekologiska systemet. Behovet av internationellt samarbete är stort. Detta är en av utgångspunkterna i denna bok om miljöproblem och miljöpolitik. Tio olika författare — ekonomer, naturvetare, tekniker och jurister — redovisar här kunskapsläget i dag och belyser från olika utgångspunkter de ekonomiska och institutionella förutsättningarna för samarbete. Sambanden mellan miljöproblem och ekonomisk tillväxt, miljöproblem och miljöpolitik sett ur företagens synvinkel samt miljölagstiftningen i Sverige och andra länder behandlas också. Valet av styrmedel i miljöpolitiken är en fråga som får stort utrymme.

Innehåll:

Utgivarens förord

Lars Bergman: Värdera miljön!

Bert Bolin: Klimat och samhälle

Arne Jernelöv: Ekologi och miljöpolitik

Clas-Otto Wene: Miljö och energi

Karl-Göran Mäler: Europeisk försurning — möjligheter till samarbete

Lars Björkbom: Internationell miljösamverkan — institutioner och avtal

Erik Dahmén: Miljön och den ekonomiska tillväxten

Bo Rydin: Miljöfrågorna ur en svensk företagsledares synvinkel

Göran Skogh: Rätten till miljön — en ekonomisk analys

Staffan Westerlund: Svensk miljölagstiftning i ett internationellt perspektiv

Lars Bergman: Styrmedel i miljöpolitiken

ISBN 91-7150-353-6



9 789171 503534

SNS
FÖRLAG